



МИНПРОСВЕЩЕНИЯ РОССИИ
Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение
высшего образования
«Тульский государственный педагогический университет им.
Л.Н. Толстого»
(ТГПУ им. Л.Н. Толстого)

Кафедра биологии и экологии

**ВЫПУСКНАЯ КВАЛИФИКАЦИОННАЯ РАБОТА
(БАКАЛАВРСКАЯ РАБОТА)**

на тему:

Биоиндикация и биотестирование водоемов города Болохово

Выполнена:
студенткой
4 курса группы 821561
очной формы обучения
факультета естественных наук
направления подготовки 06.03.01 Биология
направленность (профиль) Биоэкология
Господынько Елизаветой Сергеевной

Тула, 2020

Работа выполнена на факультете естественных наук
ФГБОУ ВО «ТГПУ им. Л.Н. Толстого»

Научный руководитель – заведующая кафедры Биологии и экологии, доктор биологических наук, профессор Короткова Анна Альбертовна

11 июня 2020

(Подпись)

Работа обсуждена на заседании кафедры биологии и экологии (протокол № 10 от 15 мая 2020) и допущена к защите

Заведующий кафедрой биологии и экологии – профессор, доктор биологических наук Короткова Анна Альбертовна

12 июня 2020

(Подпись)

Защита состоится «23» июня 2020 г. в 09.00 часов.

Декан факультета естественных наук

И.В. Шахкельдян

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1.ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР.	6
1.1. БИОИНДИКАЦИЯ.....	6
1.2. БИОТЕСТИРОВАНИЕ.	14
1.3. БИОИНДИКАТОРЫ.	19
ГЛАВА2. УСЛОВИЯ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ	29
2.1.ХАРАКТЕРИСТИКА ИССЛЕДУЕМЫХ ВОДОЕМОВ	29
2.2. МЕТОДЫ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	33
2.3. БИОТЕСТИРОВАНИЕ НА ДАФНИЯХ.....	35
ГЛАВА 3. ВИДОВОЙ СОСТАВ ПРОСТЕЙШИХ ВОДОЕМОВ ГОРОДА БОЛОХОВО.	38
ГЛАВА 4. БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОДОЕМОВ ГОРОДА БОЛОХОВО НА ДАФНИЯХ.....	46
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	48
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ И ЛИТЕРАТУРЫ.	49

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы. Определение качества воды, которое проводится главным образом при помощи методов физико-химического анализа, представляя собой одну из сложнейших проблем экологического мониторинга. Это заставляет экологов искать другие, менее затратные методы контроля состояния воды.

Методы биоиндикации и биотестирования имеют много преимуществ по сравнению с методом физико-химического анализа проб окружающей среды.

Они увеличивают достоверность оценки экологического состояния воды, так как биоценозы формируются при определенных условиях, в определенных биотопах в течение длительного времени, они довольно надежно отражают эти условия и позволяют судить об антропогенном воздействии на экосистемы, о динамике процессов самоочищения воды.

В Туле и Тульской области изучение видового состава простейших-гидробионтов и биондикация водных экосистем проводились с 1993 по 2008 гг. (Н.П. Булухто, А.А. Короткова, В.А. Домнина 1996, 1998, 2008) [28, 29].

Целью данной работы явилось исследование протистофауны водоемов города Болохово, а так же оценка их экологического состояния при помощи биондикации и биотестирования на основе зоопланктона.

В связи с поставленной целью, нами решались следующие **задачи**:

1. изучение видового состава простейших отдельных водоемов города Болохово;
2. сравнение фауны простейших в различных водоемах;
3. проведение биотестирования качества воды при помощи дафний;
4. оценка качества воды и состояния водных экосистем с

использованием простейших в качестве биоиндикаторов.

Объект исследования. Объектом исследования избраны простейшие водных экосистем города Болохово.

Предмет исследования: видовая структура протистофауны экосистем водоемов; качество среды исследуемых водоемов.

Научная новизна. Проведена оценка экологического состояния водоемов города Болохово на основе результатов гидробиологических исследований и биотестирования с помощью дафний.

Практическое значение. Полученные результаты представляют интерес для биоиндикационной оценки и прогнозирования изменений, которые в дальнейшем будут в водных экосистемах при сохранении существующей антропогенной нагрузки. Результаты исследований могут быть использованы в качестве региональных критериев при оценке состояния водных экосистем. Возможна разработка рекомендаций по их оптимизации.

Работа выполнялась на кафедре биологии и экологии Тульского государственного педагогического университета им. Л.Н. Толстого под руководством доктора биологических наук, профессора Коротковой А.А.

ГЛАВА 1.ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР

1.1. БИОИНДИКАЦИЯ

В отличие от традиционных методов определения водной среды, биологические методы позволяют оценить качество водного объекта с позиции влияния абиотических факторов на возможность существования гидробионтов. Экологическое состояние водного объекта можно идентифицировать при условии владения информацией о видовом составе обитающих в водной среде организмов [6].

Изучая реакции, изменения в поведении гидробионтов можно комплексно оценить влияние антропогенной нагрузки на водную экосистему [8].

Биологические методы оценки качества воды предусматривают изучение количественного и качественного состава живых организмов водоема с целью установления категории качества водного объекта. Преимуществами биологических методов оценки качества воды перед другими служит то, что реакция на загрязнение различного происхождения у гидробионтов происходит одновременно, то есть у каждого представителя загрязненной водной среды будет наблюдаться ответ на действие поллютантов.

Другими, не менее значительными преимуществами биологических методов анализа являются невысокая затратность, как во временном, так и в денежном эквивалентах, возможность осуществления оценки при минимальном уровне подготовки, отсутствие негативного влияния на водную экосистему.

Среди биологических методов оценки качества воды наибольшее распространение и использование получили методы биологической индикации. Данный метод оценки состояния водной среды основывается на определении экологического состояния водоема по наличию или отсутствию

организмов-индикаторов. Также при проведении оценки водной экосистемы учитывают такие показатели, как численность, биомасса, видовой состав и структура биоты. Главная задача биоиндикации заключается в установлении влияния загрязнения поллютантами на популяционном уровне, то есть биоиндикация позволяет судить о комплексном состоянии водной экосистемы [10].

Таким образом, биоиндикация – это оценка качества среды обитания и ее отдельных характеристик в природных условиях по состоянию её биоты.

Методы биоиндикации впервые были разработаны в середине XIX века. В 60-е годы XX века возрос интерес естествознания к проблемам, связанным с реакциями живых организмов на загрязнение окружающей среды. Было замечено, что реакции на токсины являются результатом быстрого развития промышленности, автомобильной промышленности, химизации жизни и касаются загрязнения водных и наземных биотопов.

Первым биоиндикативные свойства растений заметил Эленберг [21]. Он доказал возможность их использования при оценке эдафического состояния, климатических условий и интенсивности антропогенной деятельности. Такая оценка была и остается возможной благодаря разнообразной чувствительности живых организмов к условиям окружающей среды. Вскоре было установлено, что биоиндикационными свойствами обладает планктон, моллюски, рыбы и т.д.

Первый период развития биоиндикационных методов сводился лишь к описанию воздействия токсических веществ на группу организмов и нарушений в трофических цепях, возникающих в результате присутствия токсинов в биотопе. Тогда же был создан первый метод анализа и математические методы их расчета (EC50 - probit method, стандарты ASTM - American Society for Testing and Materials, использующие рыбу для описания

симптомов отравления). Была также начата дискуссия о биоиндикации как вызове в современной охране окружающей среды.

В настоящее время биоиндикация загрязнений основывается на изучении различных биологических, физиологических, анатомических и других отклонений в развитии организмов, а также их сообществ, возникающих под действием внешних факторов, также широко используется в системе мониторинга состояния окружающей среды. Эти методы отличаются тем, что: дешевые, с помощью них есть возможность одновременно охватить большие территории, подлежащие индикации, а также они относительно просты в интерпретации.

Существуют разные формы биоиндикации:

- Неспецифическая биоиндикация - две одинаковые реакции вызваны различными антропогенными факторами
- Специфическая биоиндикация - те или иные изменения можно связать только с одним фактором

Если биоиндикатор реагирует значительным отклонением жизненных показателей от нормы, то он является чувствительным биоиндикатором, а если он накапливает антропогенное действие без быстрых проявлений, то он является аккумулятивным. Такое значительное накопление загрязнений, которое постепенно превышает нормальный уровень, чаще всего проходит на уровне биоценологических процессов [12].

Все виды биоиндикации в природе включены в цепь реакций и процессов, которые протекают последовательно. Если антропогенный фактор действует непосредственно на биологический элемент, то это прямая биоиндикация, но зачастую биоиндикация становится возможной только после изменения состояния под влиянием других непосредственно задействованных элементов. В данной ситуации имеют дело с непрямой биоиндикацией и непрямым биоиндикатором. Желательно заранее

обнаружить биологическое действие антропогенного фактора, для того чтобы при известных условиях была возможность влиять на это действие. При присутствии очень чувствительных биоиндикаторов происходит ранняя индикация, то есть реакция проявляется при минимальных дозах за короткий промежуток времени и проходит за короткий промежуток времени в месте воздействия фактора на элементарные молекулярные и биохимические процессы.

В зависимости от времени развития биоиндикационных реакций выделяют 6 разных типов чувствительности живых организмов к загрязнителям.

I тип: биоиндикатор дает реакцию через определенное время, на протяжении которого он никак не отвечал на действие (отсутствие эффективного уровня). Реакция одноразовая, сильная; далее биоиндикатор теряет чувствительность (выше верхнего эффективного уровня).

II тип: как и в первом случае, реакция мгновенная и сильная, но продолжается некоторое время, после чего резко исчезает.

III тип: биоиндикатор реагирует с одинаковой интенсивностью на протяжении долгого промежутка времени с момента обнаружения загрязнителя.

IV тип: реакция мгновенная, сильная, но затем наблюдается ее прекращение, сначала быстрое, затем более медленное.

V тип: при появлении загрязнителя начинается реакция, которая становится все более сильной, достигая максимума, а затем постепенно прекращается.

VI тип: реакция V типа повторяется много раз; возникают колебания биоиндикаторных параметров.

Биоиндикация может быть использована на разных уровнях организации живого (макромолекула, клетка, орган, организм, популяция,

биоценоз). Чем выше уровень организации биологических систем, тем больше возрастает их сложность, так как одновременно все больше усложняются их взаимосвязи с факторами местонахождения. При этом биоиндикация на низших уровнях включается в биоиндикацию на более высших уровнях, при этом выступая на них в новом качестве. В то время как на низших уровнях организации биологических систем преобладают прямые и чаще специфические виды биоиндикации, а на высших уровнях косвенная биоиндикация.

Так как биологические системы являются сложными часто бывает возможна только неспецифическая биоиндикация. Однако именно здесь открываются пути к выявлению комплексных стрессовых действий и тем самым к оценке допустимых нагрузок на сложную экосистему. Иногда биоиндикационные методы, которые легко используются на низших организационных уровнях, так усложняются в более комплексных системах, что различить влияние фактора становится невозможным.

С другой стороны, биоиндикаторные признаки, выявленные на высшем организационном уровне, связаны с соответствующими изменениями на предыдущих уровнях. Данную закономерность стоит учитывать при поиске возможностей ранней биоиндикации. Экосистемы дают реакцию на стрессовые воздействия обычно с опозданием и в сильно измененной форме в отличие от отдельных организмов.

В соответствии с организационными уровнями биологических систем можно установить различные уровни биоиндикации:

- 1 уровень: биохимические и физиологические реакции;
- 2 уровень: анатомические, морфологические, биоритмические и поведенческие отклонения;
- 3 уровень: изменения флоры и фауны;
- 4 уровень: изменения в биоценозе;

- 5 уровень: изменения в биогеоценозе;
- 6 уровень: изменения в ландшафтах.

Для биоиндикации свойственны в основном два метода – пассивный и активный мониторинг. При использовании первого метода, то есть пассивного мониторинга, изучают видимые или невидимые повреждения или отклонения от нормы, которые являются признаками стрессового воздействия у свободно живущих организмов. При использовании активного мониторинга обнаруживают те же самые воздействия, но уже на организмах-биоиндикаторах, находящихся в стандартных условиях на исследуемой территории.

При биоиндикации следует учитывать четыре основных требования:

1. Относительная скорость проведения.
2. Получение достаточно точных и воспроизводимых результатов.
3. Присутствие объектов, применяющихся в биоиндикации, по возможности в большом количестве и с однородными свойствами.
4. Диапазон погрешности по сравнению с другими методами тестирования не более 20 %.

Основным условием успешной индикации является четко выраженная реакция-ответ на физическое или химическое действие, которое является специфическим, легко регистрируется визуально или с помощью приборов.

Для биоиндикации используется широкий круг организмов, который охватывает все группы биологического сообщества, но ни один из тест-объектов не может являться универсальным, в равной степени чувствительным ко всем экологическим факторам из-за видовой избирательности действия потенциальных загрязнителей.

При добавлении каждого дополнительного объекта надежность схемы испытаний повышается, однако беспредельно расширять ассортимент обязательных объектов невозможно. В связи с этим для каждого

предлагаемого метода биоиндикации должно быть определено целевое назначение, обозначена сфера применения и очевидные преимущества над рекомендованными ранее [15].

Описаны универсальные методы и показатели биоиндикации, которые используются для систематизации и характеристики динамики происходящих в природе изменений. В качестве первых биоиндикаторов были использованы лишайники. Эти исследования обеспечили теоретическую и практическую основу биомониторинга. Развитие лишеноиндикации обусловило широкое использование лишайников в биоиндикации в различных регионах мира.

Эксперименты по пересадке лишайников, то есть перемещению их из районов с низким уровнем загрязнения (леса, национальные парки, сельские районы) в районы, где лишайники не встречаются в естественных условиях (лишайниковые пустыни) или их присутствие существенно ограничено вследствие антропогенного воздействия, начались в конце XIX века. Исследование заключалось в наблюдении морфологических изменений и макроскопических дефектов слоевища лишайников [9]. Перемещение лишайников, произрастающих на загрязненных территориях, их экспозиция в выбранных точках в зависимости от источников выбросов и последующий химический анализ позволяли определить риски с точки зрения охраны окружающей среды.

Еще одним таксоном, успешно используемым в методах биоиндикации, являются мхи. Они определены как накопители тяжелых металлов. Ионы тяжелых металлов поглощаются главным образом из осадков в результате ионного обмена. Некоторые виды мхов имеют слоистую структуры, поэтому ежегодный прирост, образующий отчетливые сегменты, указывает на год накопления загрязнений [17].

Мхи используются для определения экологических изменений как на очень больших, так и на малых территориях, глобальных, национальных, региональных и локальных. Они используются для оценки уровня загрязняющих веществ в заданную единицу времени, в течение нескольких десятков или даже сотен лет.

Наиболее часто используемыми биоиндикативными видами загрязнения водной среды являются улитки *Lymnaea stagnalis*, *Planorbarius corneus*, *Physella acuta*.

Эти виды обладают высокой способностью накапливать тяжелые металлы, что обусловлено типом питания (донный осадок, детрит) и водяным фильтром [8]. Они отвечают основным критериям для индикаторных видов водных экосистем, к которым относятся: биоаккумуляция тяжелых металлов, низкая чувствительность к загрязнениям, в том числе связанным с транспортировкой, хорошо налаженная биология и достаточно крупный размер.

Биоиндикаторы сообщества водорослей широко используются в мониторинге эвтрофикации, поскольку низкие концентрации азота и фосфора увеличивают рост водорослей и, в некоторой степени, их биологическое разнообразие, но оказывают незначительное влияние на сообщества рыб.

Биоиндикаторы сообщества рыб часто используются при мониторинге органического загрязнения или загрязнения тяжелыми металлами.

Таким образом, изучая реакцию биоиндикаторов водных сообществ на экологический стресс, можно выявить основные факторы, вызывающие экологическое разрушение экосистем, что делает более конкретными мероприятия по их восстановлению. Недостатком методов биоиндикации является невозможность установить фактическую концентрацию

конкретного ингредиента в водной среде. С этой целью стоит пользоваться более точными методами, например, химическим.

1.2. БИОТЕСТИРОВАНИЕ

В системе контроля состояния природных сред и экосистем важную и самостоятельную роль играет биотестирование. Биотестирование – оценка качества объектов окружающей среды (преимущественно в лабораторных условиях) с использованием живых организмов.

Суть этого метода заключается в определении действия токсикантов на специально выбранные организмы в стандартных условиях с регистрацией различных показателей: поведение тест-объектов, их физиологическое состояние и биохимический состав.

Биотестирование имеет широкое применение, оно используется для контроля качества природных и токсичности сточных вод, при проведении экологической экспертизы новых технологий очистки стоков, при обосновании нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих компонентов.

Биотестирование в своём применении имеет ряд преимуществ перед физико-химическим анализом, так как не всегда удастся обнаружить неустойчивые соединения или количественно определить ультрамалые концентрации экотоксикантов физико-химическим методом. В большинстве случаев при выполнении химического анализа современными методами не происходит выявления наличия токсикантов, в то время как применение тест-объектов подтверждает их присутствие в исследовательской среде.

Применение биотестирования в анализе объектов окружающей среды является довольно перспективным так, как даёт возможность получить единую оценку токсичности.

В отличие от биоиндикаторов (одним из главных требований к которым является толерантность) , тест-объекты обычно выбирают среди видов, наиболее чувствительных к загрязняющим компонентам.

Также при влиянии токсиканта на тест-объект должна быть вызвана ответная реакция, аналогичная или близкая к реакции лабораторных животных. Знание механизмов специфического токсического действия позволяет ослабить или усилить действие токсиканта с помощью специально подобранных фармакологических средств. Если последние обладают селективностью, то в ряде случаев становится возможным с помощью тест-объектов не только выявить токсический эффект, но и выполнить групповую идентификацию токсиканта. Усиление действия при помощи фармакологических средств позволяет снизить порог обнаружения токсиканта, не концентрируя его (прием, обычно используемый при инструментальном физико-химическом анализе примесей) [15].

Среди других тест-объектов для водных экосистем выделяют : дафний (*D. Magna*, *D. Pulex*), также несколько видов микроскопических одноклеточных водорослей из класса протококковых (*Scenedesmus quadricauda*, *Chlorella* sp.) и некоторые виды рыб как аквариумных (гуппи, данио-рерио) , так и мелких аборигенных (голец, гольян) по их чувствительности и степени изученности. Опыт токсикологического нормирования показывает, что при использовании этих видов биотестирования может быть охвачено более 80% веществ, загрязняющих воду и подлежащих контролю [3].

Возможность биотестирования определяется также видом загрязнителя. Так, например, токсичность нефти и нефтепродуктов для рыб

колеблется в широких пределах. Отравление большинства видов рыб наступает при концентрации эмульгированных нефтепродуктов 16-97 мг/дм³. Неочищенная нефть вызывает гибель осетровых при концентрации 100-200 мг/дм³, а при 50 мг/дм³ у них наблюдается снижение роста и развития. Из костистых рыб к нефти более чувствительна молодь жереха и судака, для которых токсичной является концентрация более 60 мг/дм³. Более стойкими являются сом, сазан и вобла, погибают при концентрациях 200 мг/дм³. Для карасей летальными являются концентрации нефтяных фракций, в которых преобладают толуол, бензол и ксилол, составляет 20 мг/дм³ (экспозиция 48 часов). Бензин и дизельное топливо токсичные для молоди форели в концентрации 40-100 мг/дм³.

Личинки, икра и молодь рыб наиболее чувствительны к действию нефти и нефтепродуктов, чем взрослые особи, разливы которой могут погубить икру рыб и личинки, которые находятся на поверхности воды, а молодь – в мелких водах.

При концентрациях 0,1-0,5 мг/дм³ отмечаются отклонения в развитии икринок с этапа деления, которые выражаются в нарушениях синхронности деления клеток и образовании бластомеров разной величины и формы. В загрязненных водах выход зародышей из оболочки икринок проходит преждевременно, а эмбрионы обладают целым рядом необратимых уродств: неправильной формой тела, недоразвитием ротового углубления, грудных плавников, искривление хорды, недоразвитием сердца и отсутствием кровообращения и т. д. [10].

Например, действие нефти на морские водоросли определяется ее концентрацией в воде, длительностью воздействия и видовой чувствительностью водорослей к углеводородам нефти. Разные виды морских планктонных водорослей обладают разной устойчивостью/чувствительностью к нефтепродуктам и нефти. Большинство

видов морских диатомовых, динофитовых, золотистых и зеленых планктонных водорослей обладает очень высокой чувствительностью к сырой нефти – концентрации нефти, равные 0,01-1,0 мл/дм³, замедляют деление клеток и способствуют их гибели в течение пяти суток. Концентрации нефти, превышающие 1 мл/дм³, вызывают гибель большинства изученных видов фитопланктона [7].

Эксперименты, которые объясняют влияние разливов нефти на ранних стадиях рыб, были продемонстрированы в работе Абдусамадова А.С., [1]. В данном исследовании было обнаружено, что хроническое воздействие на молодь лосося (*Oncorhynchus gorbuscha*) привело к разным результатам таким как: меланоз, неустойчивое плавание, потеря равновесия, снижение подвижности. Эти эффекты не были усилены фототоксичностью от ультрафиолетового облучения, по-видимому, из-за сильно пигментированной природы кожи рыб (в отличие от фототоксичности на полупрозрачных ранних стадиях жизни морских беспозвоночных) [1].

Изредка для оценки токсичности загрязнений как тест-объекты используют микроорганизмы. Высокие скорости роста и размножения микроорганизмов дают возможность за сравнительно короткий срок проследить за воздействием неблагоприятного фактора. К недостаткам микробиологических тестов следует отнести достаточно высокую способность микроорганизмов к образованию устойчивых мутантных штаммов, что может в некоторых случаях давать недостоверные результаты [22].

Таким образом, для биотестирования водной экосистемы используют бактерии, водоросли (в том числе по степени встречаемости, по соотношению живых и мертвых клеток), высшие растения, моллюски, пиявки, рыбы (главным образом на ранних стадиях развития) и другие организмы. Для каждого из этих объектов характерны свои преимущества и

границы, поэтому ни один из них не может быть универсальным «тестером», одинаково чувствительным ко всем загрязняющим веществам. Однако, несмотря на это неразумно бесконечно расширять круг биологических тест объектов.

В биотестировании основным параметром оценки загрязнения выступает не концентрация поллютантов, а реакция и ответ живого организма. Преимуществом биотестирования токсичности загрязненной среды является учет влияния антагонистических и синергических взаимодействий загрязнителей, оценка совместной биологической активности влияния физико-химических факторов на биоту.

1.3. БИОИНДИКАТОРЫ

Биоиндикаторы – это живые организмы, которые реагируют на комплекс факторов окружающей среды своим наличием или отсутствием, изменением внешнего вида, химическим составом, поведением, степенью развития.

Благодаря биоиндикации можно свободно наблюдать реакцию живых организмов в течение длительного времени на определенной территории. Живые организмы очень хорошо реагируют на комбинированное воздействие токсикантов, которые поступают в экосистему, которое трудно оценить по результатам химического анализа. Биоиндикация, отражая уровень загрязненности экотоксикантами, дает информацию о состоянии экосистемы в целом [20].

Среди биологических индикаторов разумно различать биоиндикаторы уровня загрязнения и биоиндикаторы состояния экосистемы.

Биоиндикаторы уровня загрязнения представляют собой организмы-концентраторы. Они интенсивно накапливают (концентрируют) определенные поллютанты. В этом случае оценку загрязненности среды обитания (и биологической доступности токсикантов) осуществляют по отклику организмов-биоиндикаторов, что отображается в определенных

физиологических реакциях и в накоплении токсикантов в органах и тканях организма [19].

В организмах разных животных и растений накопление тех или иных загрязняющих веществ имеет существенные отличия. Подобрать биоиндикаторы, активно аккумулирующие в своем организме вещество, которое интересует при проведении мониторинга, можно направленно изучать уровни антропогенного загрязнения на разных территориях. Для такого мониторинга хорошим и достаточно убедительным в результатах является использование в качестве биоиндикаторов низших растений, а особенно эпифитных лишайников. Лишайники особо восприимчивы к загрязняющим веществам по сравнению с высшими растениями так, как хуже защищены покровной тканью.

С их помощью определяют содержание экотоксикантов в объектах окружающей среды. Способность организмов-индикаторов к бионакоплению загрязняющих веществ упрощает их определение традиционными химико-аналитическими методами. Рациональнее определять липофильный токсикант (например, диметилртуть), который находится в водной экосистеме в ультрамалых количествах, анализируя не саму воду, и жировую ткань хищной рыбы, которая находится на одном из более высоких трофических уровней этой системы [13].

Таким образом, выявление биоконцентраторов используется в первую очередь для решения экоаналитических задач.

Обитатели водоемов различным образом реагируют на загрязнение. Реакция может заключаться в наличии или отсутствии вида, значениях численности особей отдельного вида и т.д. Существует группа очень чувствительных организмов, которые в случае загрязнения водоема первыми исчезают из состава биотопа. Это индикаторы чистой воды. Диаметрально противоположной является группа видов, которые приспособлены к жизни в

очень загрязненных водоемах. Это выносливые виды – индикаторы значительного загрязнения. Между этими «экстремалами» находится группа умеренно чувствительных организмов [4].

Для биоиндикации качества среды выбирают те виды, которые имеют относительно узкую «специализацию», т.е. живут в довольно нешироком диапазоне условий среды. В случае организации и проведения экологического мониторинга состояния водоема использование биоиндикации обычно дает более ценную информацию, чем оценка загрязнения химическим методом или специальными приборами, которые определяют лишь отдельные факторы загрязнения.

Каждую группу организмов можно использовать в качестве биоиндикаторов состояния среды, однако экологам важно, чтобы метод был относительно малозатратным, быстрым и не требовал значительной подготовки. В этом случае наиболее разработанной является методика оценки качества воды с помощью состава макрозообентоса. В настоящее время происходит активное изучение возможностей использования в качестве биоиндикаторов видов макрофитов, рыб, а также микроскопических обитателей толщи воды – фитопланктона и зоопланктона [5].

Точные результаты биоиндикации водоемов дает изучение организмов, которые в случае изменений комплекса условий среды не способны быстро покинуть биотоп. К таковым относятся, прежде всего, укорененные водные растения – макрофиты, а также животные-обитатели дна водоема – макрозообентос. Это довольно большие организмы, которые можно легко собрать в водоеме и определить до определенного таксономического уровня без увеличительных приборов и специальной подготовки [3].

Преимуществом осуществления оценки экологического состояния водоема по макрофитам является удобство и невысокая сложность проведения исследования. Эта группа гидробионтов характеризуется

высокой реакцией на изменения условий существования, хорошо реагирует на изменения трофности водоема, динамику гидрологического режима, загрязнения токсичными веществами [18].

Использование данного материала для исследования позволяет проводить быструю экспресс-оценку состояния загрязнения водной среды.

Проведение оценки экологического состояния водоема по макрофитам осуществляется в несколько этапов. Сначала проводят оценку видового разнообразия макрофитов. Затем определяют проективное покрытие каждого вида водных организмов, идентифицируют отдельные виды индикаторных групп организмов. На заключительном этапе проводят определение пространственного распределения видов макрофитов.

Различают две экологические группы макрофитов: гело - и гидрофиты. Гелофиты занимают прибрежный участок водного объекта, а также участки мелководья. К ним относятся такие виды, как камыш; рогоз и др. Воздушно-водные растения характеризуются тем, что их корни погружены в толщу воды, а стебель размещено в воздухе.

Гидрофиты чаще всего встречаются в воде озер и заливов с невысокой скоростью течения. Это растения, листья которых находятся на поверхности водного зеркала, а корни расположены в толще воды.

Итак, макрофиты с плавающими на поверхности воды листьями имеют самую высокую реакцию на изменения загрязнения водной среды, а потому служат надежными биоиндикаторами экологического состояния водоема.

Определить тенденции экологических процессов, происходящих в водоеме, и отдельные характеристики ее экологического состояния можно не только по видовому составу растений-индикаторов, но и по особенностям пространственного распределения растительных сообществ (фитоценозов).

Пространственное распределение зарослей водных растений в водоеме зависит от многих факторов (скорости течения, характера почвы, глубины,

наличия защищенных мелководий, рельефа береговой линии, влияния ветра и волн и т. д.). В реках с замедленным течением и озерах, которым присуще постепенное увеличение глубины, обычно выражены четыре пояса водной растительности [2].

Первый пояс непосредственно на прибрежных участках образуют низкорослые воздушно-водные растения: хвощ речной, различные виды осоки, стрелолист обыкновенный, ежеголовник прямой, частуха подорожниковая.

Второй пояс – пояс высоких воздушно-водных растений – распространяется, обычно, на глубину до 0,5 м и состоит из тростника обыкновенного, рогоза узколистного, куги озерной.

Третий пояс – пояс растений с плавающими на поверхности воды листьями (в интервале глубин 0,5-1,5 м) – формируют кувшинка белая, кувшинки желтые, горчак земноводный, водяной орех плавающий. В реках со значительной скоростью течения или на незащищенных от ветро-волнового воздействия мелководьях озер этот пояс может не развиваться совсем. В случае заболачивания участка водоема значительного развития в поясе растений с плавающими листьями приобретают заросли водяного резака алоеvidного, багульника обычного и рясок.

Четвертый пояс – пояс погруженных растений – образуется глубже (в интервале 0,5-2,5 м), его формируют различные виды рдеста, элодеи канадской, а в случае значительного загрязнения водоема – роголистника погруженного. В чистых глубоководных озерах зона погруженных растений распространяется до значительной глубины (8-10 м), но ее образуют другие виды макрофитов, такие как харовые водоросли.

Такая обобщенная схема пространственного распределения растений в природе наблюдается далеко не всегда, изменить ее структуру могут не только природные факторы, но и антропогенное воздействие. Значительные

изменения в пространственных особенностях зарастания наблюдаются, прежде всего, на нарушенных участках водоемов (например, в зонах поступления сточных вод, водопоя скота, чрезмерной рекреационной нагрузки и т.д.). Так, в местах непосредственного поступления в реку сточных вод с высокими концентрациями загрязняющих веществ заросли водных растений обычно находятся в подавленном состоянии или не развиваются вообще. Ниже по течению от таких участков можно наблюдать плотные высокопродуктивные заросли камыша, рясок, роголистника, которые не свойственны ненарушенным природным участкам этой реки.

Следующий пример индикации по особенностям пространственной структуры – продвижение пояса воздушно-водных растений вглубь русла реки. В то же время, пояс погруженных растений расширяется настолько, что может занимать все русло. Такая смена поясов свидетельствует об уменьшении водности и проточности водотока, постепенном заилении и заболачивании реки.

На водоемах, в которые поступают богатые органическими веществами стоки животноводческих ферм или сельскохозяйственных предприятий (сахарные заводы, молокозаводы и т. п), может постепенно исчезать пояс растений с плавающими листьями, а плес интенсивно зарастать группировками видов-индикаторов загрязнения: роголистника погруженного или нитчатых водорослей.

Степень развития растений различных экологических групп в водоеме также можно использовать как один из индикаторов ее экологического состояния. Так, чрезмерное развитие пояса воздушно-водных растений свидетельствует об обмелении водоема и ее заболачивании. При этом считают, что критическим для водоема является развитие гелофитов на более чем 30% его площади. Значительное разрастание растений с плавающими листьями, особенно свободно-плавающих, является индикатором

непроточности водоема, развития застойных явлений в ней, повышенного трофического уровня и ухудшения качества воды.

Господство в водоеме многовидовых зарослей погруженных макрофитов, преимущественно мелколиственных рдеста или харовых водорослей, свидетельствует о хорошем экологическом статусе.

Следовательно, в случае внимательного изучения пространственной структуры водной растительности естественных ненарушенных участков водоема и сравнение с ними участков, испытывающих антропогенное воздействие, можно найти индикаторные признаки в этой характеристике растительного покрова.

В сравнении с водными макрофитами, количество видов беспозвоночных животных, обитающих в водоеме значительно больше, и использование их (особенно наиболее чувствительных к загрязнению) в качестве биоиндикаторов разработано подробнее.

Однако большинство методов базируется на использовании индикаторных свойств отдельных видов, поскольку разные виды имеют разный диапазон требовательности к конкретным условиям среды.

Другие методы основываются на сведениях о характеристиках сообществ, а не отдельных видов. Учитываются соотношение численности определенных организмов в группах. Эти методы тоже требуют определения вида, а также подсчета численности видов, расчета соотношений численностей и т.д.

К основным видам-индикаторам загрязнения водной среды относятся представители макрозообентоса следующих классов: олигохеты, пиявки, ракообразные, насекомые, моллюски – двустворчатые и брюхоногие.

Среди основных методов выделяют те, которые требуют определения видового разнообразия, пространственных характеристик групп и характеристик таксонов внутри каждого вида. Для определения

экологического состояния водной среды устанавливают наличие отдельных видов макробеспозвоночных. Преимуществом их использования в качестве биоиндикаторов является значительная распространенность во всей толще воды.

Общая схема реагирования бентосных сообществ на появление загрязнителей в донных осадках включает в себя следующие периоды (стадии), которые протекают последовательно:

- период острой токсичности и быстрой гибели наиболее уязвимых к действию загрязнителей видов;
- период понижения числа видов в сообществе и снижения общей численности;
- период нарастания численности устойчивых видов;
- период быстрого снижения численности устойчивых видов после начала реколонизации биотопов уязвимыми видами, подавленными на начальном этапе стресса.

Так, двустворчатые моллюски, как правило, накапливают нефтяные углеводороды до более высоких концентраций и удерживают их дольше, чем другие таксоны. Это связано с отсутствием системы оксигеназы со смешанной функцией, что делает их неспособными к метаболизму соединений в активные полярные метаболиты. Морские млекопитающие, которые питаются моллюсками, имеют большой риск употребления углеводов нефти.

Проходя через организм мидий, углеводороды нефти претерпевают более глубокие качественные и количественные изменения по сравнению с трансформацией нефти в морской воде. Количество накопления углеводов мидиями зависит от нескольких факторов: степени их исходного загрязнения углеводородами нефти; физиологического состояния, связанного с отсутствием (недостатком) питательных веществ; химического

спектра углеводов в нефтях и нефтепродуктах. Моллюски имеют способность длительное время сохранять в своем организме нефть.

В работе Карташева А.Г. представлены результаты экспериментальных исследований по влиянию нефтезагрязнений на развитие моллюсков вида *Planorbarius corneus* в экспериментальных условиях [11]. Авторами исследования выявлены концентрации нефти, которые вызывают гибель этих моллюсков. Установлено, что защитной реакцией моллюсков при нефтяном загрязнении является плотное закрытие створок раковин.

В ряде работ отмечается относительно высокая устойчивость макрофитов, особенно бурых водорослей, к действию нефти. Такая устойчивость может быть объяснена тем, что поверхность бурых водорослей имеет частично слизистый покров, который предохраняет их растительную ткань от налипания нефти. Другой причиной является способность многих водорослей к невегетативному (прямому) размножению при помощи спор, которые плавают в воде, что позволяет им (подобно многим бентосным беспозвоночным) довольно быстро повторно заселять участки побережья, пораженные нефтью. Установлено также, что толерантность распространенной бурой водоросли *Fucus vesiculosus* к нефти и возможность длительного существования в условиях нефтяного загрязнения обусловлена включением нефтяных углеводов в метаболизм растительных клеток, а также тем, что на поверхности её таллома присутствуют нефтеокисляющие микроорганизмы. На этом основании даже выдвигаются проекты использования культивируемых в прибрежных водах плантаций бурых водорослей для снижения опасности нефтяного загрязнения морской среды [9].

В качестве биоиндикаторов также рассматривают рыб, а именно изменение их численности, строения, стадии развития и т.д. [16]. Так, в работе Кухарева М.А., Ермакова П.П. рассматривали морфологические

изменения жизненно важных органов пеляди как индикатор загрязненности реки Конда [14]. Отмечали, что наиболее чувствительными органами пеляди были печень и жаберный аппарат как основные органы детоксикации.

Также исследованию изменения тканей и органов рыб под действие загрязнения водных объектов посвящена работа Грушко М.П., Н.Н. Федорова, А.А. Айтимова [9]. Авторами исследования обнаружен ряд патологий органов сельди-серноспинки на клеточном и тканевой уровнях: пролиферативные изменения эпителия, воспаления, некрозы, кровоизлияния, отеки и др.

В исследовании Гаврилова Д.А., Грушко М.П., Федорова Н.Н. приведены результаты гистологического исследования внутренних органов кефали, выловленной в российской части Каспийского моря [8]. Ими были установлены такие изменения, как: гиперплазия эпителия филаментов и ламелл, разрастания эпителиального слоя кишечника, некроз печени и поджелудочной железы. Авторы связывают выявленные изменения с загрязнением водной среды обитания кефали.

Таким образом, основными биоиндикаторами загрязнения водных экосистем являются растения, моллюски и рыбы.

ГЛАВА 2. УСЛОВИЯ И МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. ХАРАКТЕРИСТИКА ИССЛЕДУЕМЫХ ВОДОЕМОВ

Объектами исследования нами были выбраны следующие водоёмы Тульской области города Болохово: пруд «Красная звезда», пруд «Никольский», пруд посёлка «Стахановский».

Пруд «Красная звезда» (рис.1.) расположен на северо-востоке в 6 километрах от города Болохово. На северо-западном берегу расположен лес. На южном – дамба. Восточный пологий, сильно заросший. Берег водоема усеян последствиями пикников - банками, бутылками и целлофановыми пакетами, вытесняющими его естественных обитателей. На данный момент пруд практически иссох. Длина пруда составляет 50-100 метров. Ширина 80-120 метров. Дно илистое. Несмотря на все недостатки в пруду ловят рыбу,

раньше использовали для купания. Отбор проб проводился с восточной и южной сторон.

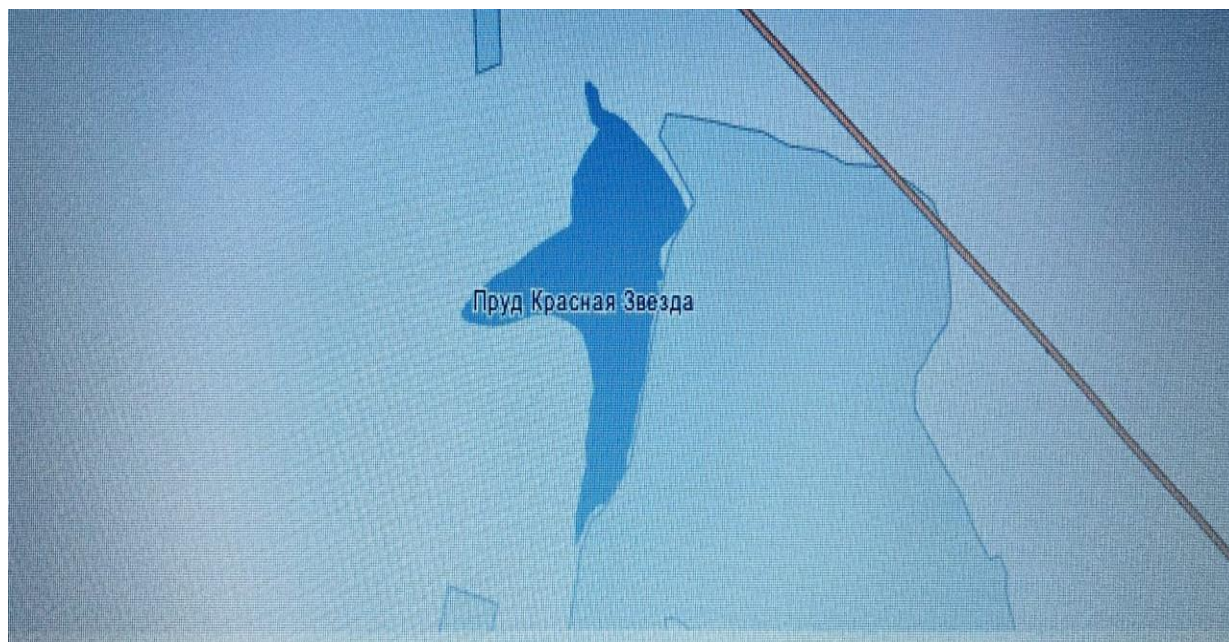


Рис. пруд «Красная звезда»

Пруд «Никольский» (рис.2.) расположен в 500 метрах от города Болохово. Зеркало пруда имеет вытянутую форму в направлении с севера на юг. Длина пруда составляет 200-250 метров, ширина 120-150. Со всех сторон берег крутой. Дно илистое. В пруду ловят рыбу, моют машины, используют для купания. Отбор проб проводился с южной стороны.



Рис.2. пруд «Никольский»

Пруд посёлка «Стахановский» (рис.3.) расположен в 5 километрах от города Болохово. Длина пруда составляет 450-500 метров. Ширина 150-200 метров. Дно илистое, с самого берега пруд очень глубокий. Сильно цветёт, имеет неприятный запах. В нём ловят рыбу, моют машины, используют для купания. Отбор проб проводился с южной стороны.



Рис.3. пруд посёлка «Стахановский»

2.2. МЕТОДЫ ПРОВЕДЕНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ

Для определения видового состава фауны простейших пресноводных водоемов регулярно отбирались пробы воды. Исследование проб проводилось в течение 2019 года с мая по сентябрь включительно. Отбор проводился каждые 10 дней в каждом отдельном водоеме. Всего было отобрано 14 проб. Точки отбора проб отличаются между собой экологическими и биологическими условиями, имеют разную антропогенную нагрузку. Пробы отбирались около берега при помощи пластиковых баночек.

Определение простейших производилось при помощи определителя пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР Г.Г.Винберга, О.И. Чибисова[23].

Количество особей, которое было обнаружено в пробе, оценивалось по 5-ти балльной системе:

- 1 балл – единичный экземпляр;
- 2 балла – мало;
- 3 балла – среднее количество;
- 4 балла – много;
- 5 баллов – в массе.

Пользуясь приведенной ниже формулой Макрушина (1), [24,25], можно выявить степень сходства видового состава микроорганизмов-гидробионтов трех различных участков:

$$K = \frac{2c}{(a + b)}, (1)$$

где K – коэффициент видового сходства

c – число общих видов, встречаемых на обоих участках,

a – количество видов на 1 участке,

b – количество видов на 2 участке.

При $K=1$ – полное сходство, при $K < 1$ – есть различия.

Сходство и различие биоразнообразия разных экосистем оценивалось с помощью коэффициента Жаккара по формуле (2), [26]:

$$C_j = \frac{j}{a+b-j}, (2)$$

где j – число общих видов для участков А и В,

a – число видов на участке А,

b – число видов на участке В.

Степень изменчивости видового состава (β -разнообразие) вычислялась через коэффициент Жаккара по формуле (3), [33]:

$$\beta = (a + b) * (1 - C_j), (3)$$

где a – число видов в квадрате А,

b – число видов в квадрате В,

C_j – коэффициент Жаккара.

Понятие β -разнообразия лежит в основе фундаментальных проблем экологии. Его относительно легко измерять и можно легко использовать для многих исследований. Разнообразие включает в себя два аспекта: 1) число видов; 2) их относительное обилие. Разнообразие можно оценить путем подсчета числа видов или измерения их относительного обилия [27].

2.3. БИОТЕСТИРОВАНИЕ НА ДАФНИЯХ

Метод основан на оценке влияния испытываемой воды, отобранной из водоемов и водотоков, на лабораторную культуру дафний [30]. Влияние этой воды оценивается по изменениям в сравнении с контролем, показателей выживаемости дафний при выдержке в испытываемой воде.

В ходе одного опыта устанавливается действие испытываемой воды на дафний, оно может быть: острым, подострым и хроническое токсическое. Биотестирование проводится непрерывно. Первые два действия устанавливаются при биотестировании длительностью в 96 часов – кратковременное биотестирование, а хроническое токсическое действие – при длительности примерно 30 суток – длительное биотестирование. Среднее число дафний – показатель выживаемости в воде в течение опыта. Для кратковременного биотестирования критерий острого токсического действия – это снижение выживаемости на 50 % и более в испытываемой воде по сравнению с контролем, а критерий подострого токсического действия - достоверные отличия показателей выживаемости от контроля. Для длительного биотестирования критерий хронического токсического действия - это достоверное отличие показателей выживаемости и плодовитости от контроля.

Для примерной оценки токсичности воды используют критерий, который превышает 25%, отличий от контроля.

Нами было проведено кратковременное тестирование. Во время него наблюдения за дафниями велись в первый час непрерывно, затем в течение 2 и 3 часа каждые 15-20 минут и далее каждый час-два в течение 4 дней. Регистрировался показатель выживаемости дафний в испытываемой воде. Факт гибели дафний устанавливают по неподвижности (иммобилизации) [30]. Имобилизованными считают дафний, которые лежат на дне сосуда и не

делают плавательных движений после покачивания сосуда в течение 15 с (даже если их антенны колеблются) [30]. Рачков, которые погибли, учитывали визуально, не вынимая из сосуда, при необходимости, используя лупу. Острое токсическое действие испытываемой воды на дафний устанавливали по критерию токсичности – снижение выживаемости на 50% и больше по сравнению с контролем. Если вода оказывала острое токсическое действие, то устанавливалась кратность на серии разбавлений (воду разбавляли в 2,10,50,100 раз), а если снижение не превышало 50% , то рассчитывалась достоверность различий выживаемости в испытываемой воде и контроле. Результаты исследования были подсчитаны и записаны в таблицу.

Необходимые материалы, оборудование, реактивы.

1. Культура дафний *Daphnia magna*.
2. Микроскоп МБС или МБИ по [ГОСТ 8074](#).
3. Лупа по [ГОСТ 25706](#).
4. Гидробиологический сачок для отлова дафний.
5. Стеклянные трубки для переноса дафний в сосуд, для тестирования с внутренним диаметром 0,5 - 0,7 см.
6. Планктонный газ № 70 для фильтрования проб и № 55 для изготовления сачков.
7. Стеклянные емкости вместимостью 1 - 3 л для транспортирования дафний.
8. Аквариумы вместимостью 10 - 30 л для культивирования дафний.
9. Цилиндры мерные вместимостью 0,5 - 2,0 л по ГОСТ 1770.
10. Пипетки мерные вместимостью 1, 2, 10 мл по ГОСТ 20292.
11. Колбы стеклянные плоскодонные вместимостью 1 - 2 л для выращивания водорослей по ГОСТ 1770.

12. Стаканы химические вместимостью 50, 400 - 600 мл для биотестирования по [ГОСТ 25336](#).
13. рН-метр по ТУ 25-05-1689.
14. Прибор для измерения концентраций растворенного кислорода в воде типа БПК-тестер по ЕХ 2.841.004.ТО.
15. Канистры полиэтиленовые для транспортировки проб воды.
16. Термостат лабораторный по ТУ 64-1-1411-76Е.
17. Калий двуххромовокислый х.ч. по ГОСТ 4220.

ГЛАВА 3. ВИДОВОЙ СОСТАВ ПРОСТЕЙШИХ ВОДОЕМОВ ГОРОДА БОЛОХОВО

Результаты исследований по изучению видового состава водоёмов г.Болохово показаны в таблице 1. Анализ полученных данных показывает, что найденные виды относятся к трём типам: Инфузории (*Ciliophora*), Саркомастигофоры (*Sarcomastigophora*), Амёбы (*Amoebozoa*). Инфузории (*Ciliophora*) представлены 11 видами, что составляет 79%, Саркомастигофоры (*Sarcomastigophora*) 2 видами, что составляет 14%, Амёбы(*Amoebozoa*) 1 видом, что составляет 7% от всех найденных простейших-гидробионтов. (Рис.4.)

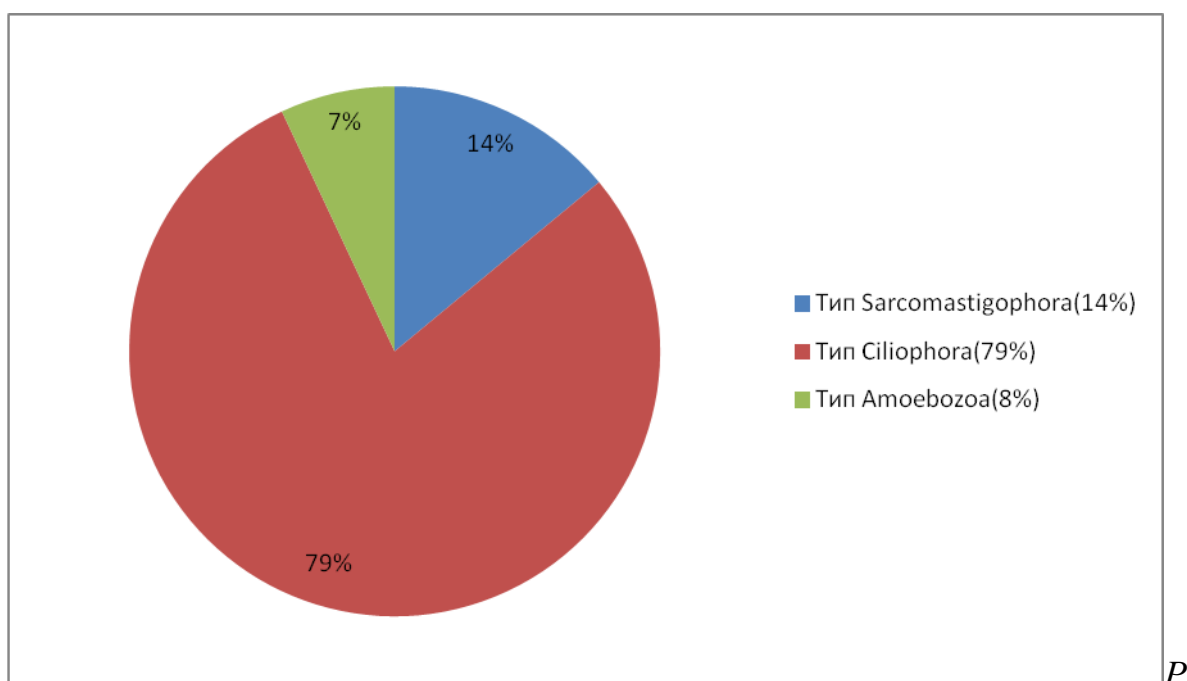
Доминирование инфузорий над другими таксономическими группами беспозвоночных гидробионтов типично для пресных водных объектов.

Таблица

Видовой состав простейших водоемов города Болохово

№ п/п	Таксономическая принадлежность	Встречаемость в водоёмах		
		Пруд «Красная звезда»	Пруд посёлка «Стахановский»	Пруд «Никольский»
	Тип Sarcomastigophora			
	Кл. Mastigofora			
1.	Bodo bodo	+	+	+
2.	Volvox	+	+	+
	Тип Ciliophora			
3.	Paramecium caudatum	+	+	+
4.	Paramecium aurelia	+	+	+

5.	Paramecium Putrinum			+
6.	Paramecium bursaria	+	+	
7.	Paramecium Pulrinum	+		+
8.	Prorodon ovum	+	+	+
9.	Prorodon teres	+	+	+
10.	Prorodon ornatius	+	+	+
11.	Holophrya nigricans	+	+	+
12.	Litonotus fasciola		+	
13.	Stentor coeruleus		+	
	Тип Amoebozoa			
	Кл. Rhizopoda			
14.	Diffugia corona			+



*ис. 4. Соотношение систематических групп гидробионтов водоёмов
Тульской области города Болохово*

В результате исследований экосистемы пруда «Красная звезда» выявлено 10 видов простейших (71%) (рис.5.), в пруду посёлка Стахановский – 11 видов (79%) (рис.6.), в пруду «Никольский» – 11 видов (79%) (рис.7.). Из них 8 видов (57%) встречаются во всех трех водных объектах (*Volvox*, *Bodo bodo*, *Prorodon farotus*, *Prorodon teres*, *Prorodon ormatus*, *Holophrya nigricans*, *Paramecium caudatum*, *Paramecium aurelia*).

Некоторые виды представлены только в одном конкретном водоеме. Так, только в пруду «Никольский» встречается 1 вид простейшего (7%): *Diffugia corona*.

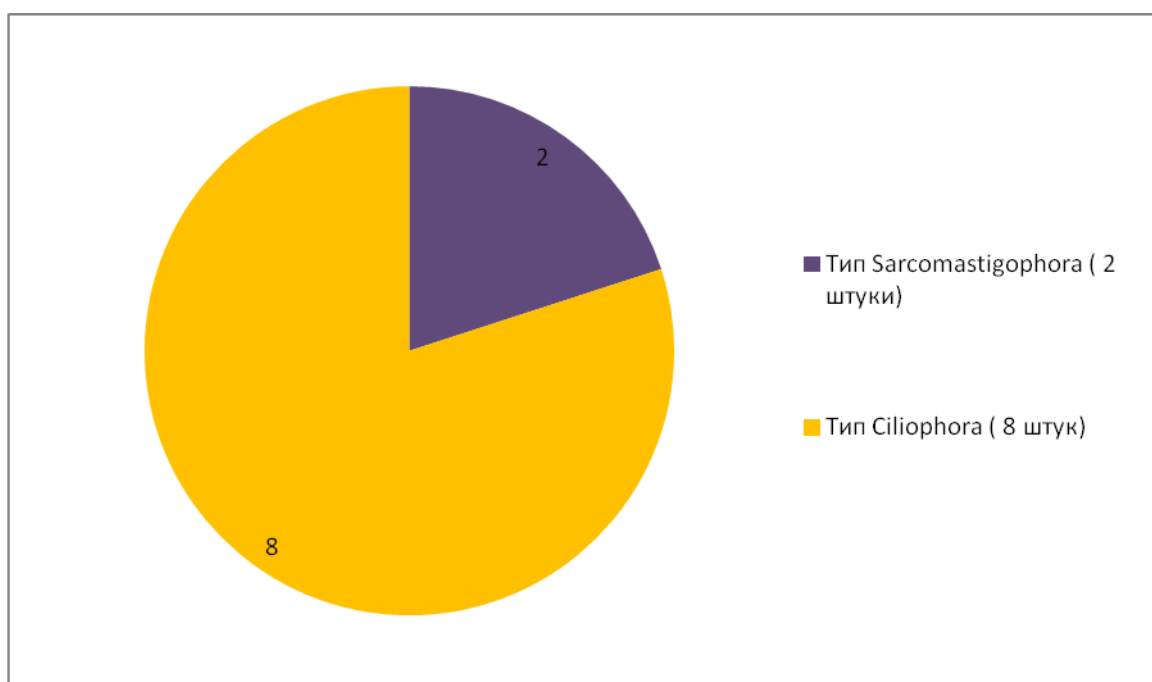


Рис.5. Соотношение систематических групп гидробионтов водоёма «Красная звезда»

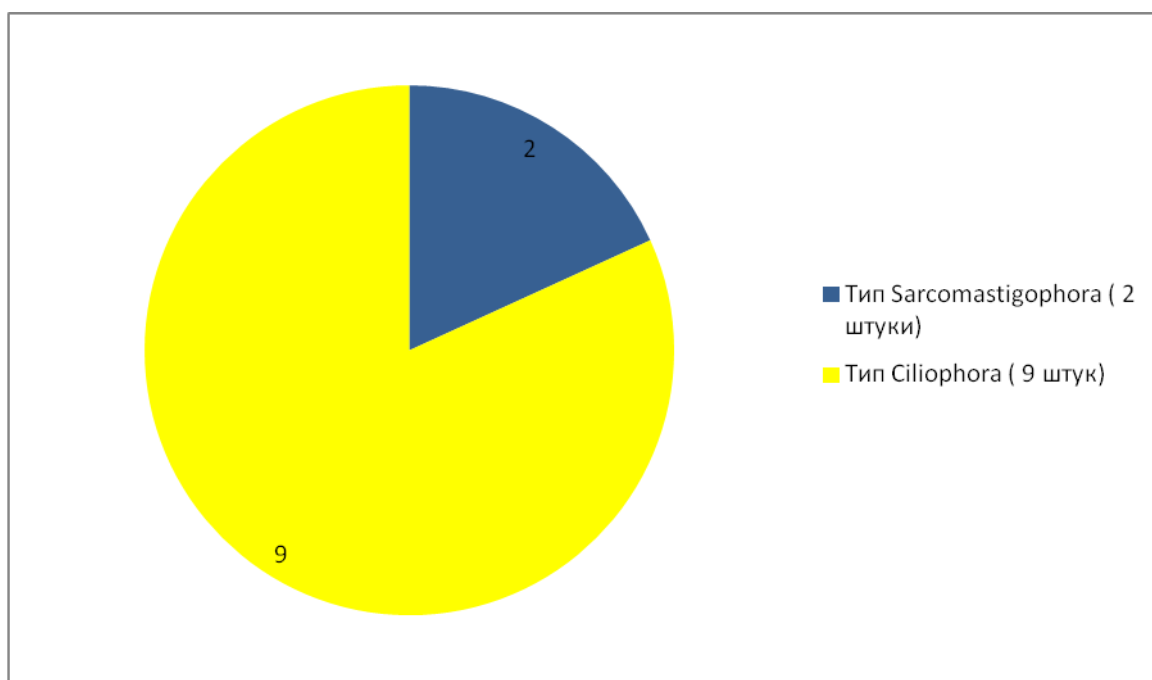
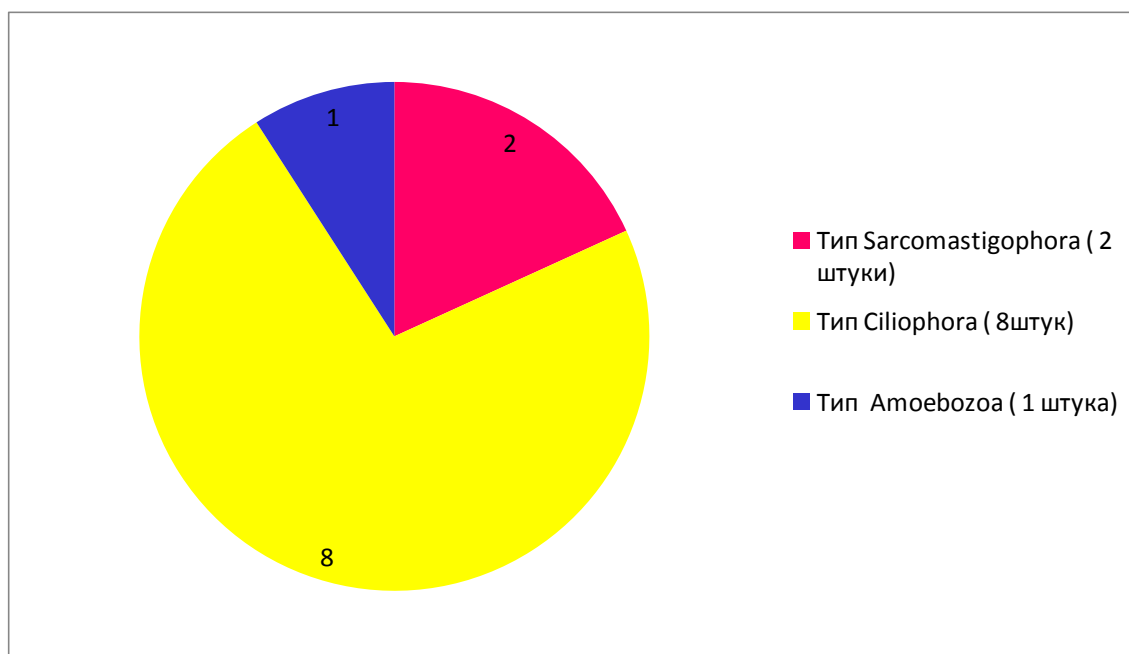


Рис.6. Соотношение систематических групп гидробионтов водоёма

по
сёл
ка
«С
та
ха
но
вск
ий
»



*Рис.7. Соотношение систематических групп гидробионтов водоёма
«Никольский»*

Степень сходства фауны простейших пруда «Красная звезда» и пруда посёлка «Стахановский» составило 0,86. Это говорит о значительном сходстве видового состава. Степень сходства пруда «Красная звезда» и «Никольский» составила 0,86, это говорит о том, что видовой состав водоемов тоже имеет значительное сходство. Степень сходства фауны простейших пруда посёлка «Стахановский» и «Никольский» так же велика, поскольку коэффициент видового сходства составляет 0,73. (таблица 2)

Таблица 2

Степень сходства водоемов города Болохово

Сравниваемые участки	Число общих видов, встречаемых на обоих участках (с), %	Количество видов на 1 участке (а)	Количество видов на 2 участке (в)	К – коэффициент сходства
Пруд «Красная звезда» и пруд посёлка «Стахановский»	9 (64%)	10	11	0,86
Пруд посёлка «Стахановский» и «Никольский» пруд	8 (57%)	11	11	0,73
Пруд «Никольский» и «Красная звезда»	9 (64%)	11	10	0,86
Среднее	0,82			

Для определения β -разнообразия мы применяем расчет коэффициента Жаккара, дающий представление о попарном сходстве видового состава исследуемых водоемов. (таблица 3)

Таблица 3

**Видовое сходство исследуемых водоемов города Болохово
(коэффициент Жаккара)**

Сравниваемые участки	Пруд «Красная звезда»	Пруд посёлка «Стахановский»	Пруд «Никольский»
Пруд «Красная звезда»		0,75	0,75
Пруд посёлка «Стахановский»			0,57
Пруд «Никольский»			
Среднее	0,69		

Коэффициент Жаккара для водотоков колеблется от 0,57 до 0,75, при среднем значении 0,69. Наибольшее значение коэффициента Жаккара (0,75) и , следовательно, степени сходства видового разнообразия простейших, отмечено для пруда «Красная звезда» и «Никольский», также для пруда посёлка «Стахановский» и «Красная звезда», а наименьшее (0,57) – для пруда посёлка «Стахановский» и пруда «Никольский». Поскольку среднее значение коэффициента Жаккара равно 0,69, можно утверждать, что сходство видового состава беспозвоночных гидробионтов достаточно велико.

На основании расчетов коэффициента Жаккара рассчитали β -разнообразие исследуемых водоемов (таблица 4).

Как известно, величина β -разнообразия возрастает по мере увеличения числа видов в двух квадратах и снижении сходства между ними. Следовательно, это более информативный критерий, чем коэффициент

Жаккара. Максимальные и минимальные значения β -разнообразия и коэффициента Жакарра для водоемов не совпадают за счет различий в информативной нагрузке.

Таблица 4

β -разнообразие исследуемых водоемов города Болохово

Сравниваемые водоёмы	Пруд «Красная звезда»	Пруд посёлка «Стахановский»	Пруд «Никольский»
Пруд «Красная звезда»		5,25	5,25
Пруд посёлка «Стахановский»			9,46
Пруд «Никольский»			
Среднее	6,65		

Все указанные закономерности наблюдаются в полученных нами данных. Средняя величина β -разнообразия составляет 6,65. Наибольшее значение β -разнообразия отмечено для пруда посёлка «Стахановский» и пруда «Никольский» (9,46), что говорит о большом сходстве видового состава простейших. Значение величины β -разнообразия для пруда «Красная звезда» и пруда посёлка «Стахановский», а также для пруда «Никольский» и пруда «Красная звезда» (5,25), что также свидетельствует о достаточно большом сходстве видового состава простейших.

В ходе исследования мы просчитали относительную численность видов в каждом из водоёмов (таблица 5). В результате можно сделать вывод, что наиболее часто встречаемым видом является *Bodo bodo*. Относительная численность этого вида равна 4. Отметим, что *Paramecium caudatum* в пруду посёлка «Стахановский» также имеет относительную численность равную 4, а *Stentor coeruleus* в пруду «Красная звезда» равную 3.

Также следует выделить *Prorodon teres*, *Paramecium caudatum*, которые также довольно часто встречаются в данных водотоках. Их относительная встречаемость колеблется от 2 до 4.

Таблица 5

Относительная численность видов в водоемах города Болохово

№ п/п	Таксономическая принадлежность	Встречаемость в водоёмах		
		Пруд «Красная звезда»	Пруд посёлка «Стахановский»	Пруд «Никольский»
	Тип Sarcomastigophora			
	Кл. Mastigofora			
1.	Bodo bodo	4	4	4
2.	Volvox	1	1	1
	Тип Ciliophora			
3.	Paramecium caudatum	3	4	2
4.	Paramecium aurelia	2	2	1
5.	Paramecium Putrinum			1
6.	Paramecium bursaria	1	2	
7.	Paramecium Pulrinum	2		1
8.	Prorodon ovum	1	1	1
9.	Prorodon teres	2	3	2
10.	Prorodon ornatius	1	1	1
11.	Holophrya nigricans	2	2	1
12.	Litonotus fasciola	1		
13.	Stentor coeruleus	3		
	Тип Amoebozoa			
	Кл. Rhizopoda			
14.	Diffugia corona			1

ГЛАВА 4. БИОТЕСТИРОВАНИЕ ВОДОЕМОВ ГОРОДА БОЛОХОВО НА ДАФНИЯХ

Проведено биотестирование воды пробы № 9, отобранной в прудах «Красная звезда», посёлка «Стахановский», «Никольский». При кратковременном биотестировании на дафниях за 96 ч установлено следующее:

- 1) в контроле (К, отстаивавшаяся водопроводная вода) из 30 дафний (три повторности, по 10 особей в каждой) выжили 29;
- 2) в опыте 2 (О-1, вода, отобранная в пруду «Красная звезда») из 30 дафний выжило 19 особей, т.е. 63% от исходного числа;
- 3) в опыте 3 (О-2, вода, отобранная в пруду посёлка «Стахановский») из 30 дафний выжило 20, т.е. 67% от исходного числа.
- 4) в опыте 4 (О-3, вода, отобранная в пруду «Никольский») из 30 дафний выжило 26, т.е. 87% от исходного числа.

Из этих данных следует, что вода не оказала острого токсического действия на дафний (не зарегистрировано 50 %-е снижение выживаемости дафний за 96 ч наблюдений). Однако смертность в прудах «Красная звезда» и посёлка «Стахановский» достаточно высока по отношению к контролю (О-1 к К - 37 %, О-2 к К - 33 %) и превышает принятый критерий отличий, равный 25 %. Таким образом, вода из пробы оказывает подострое токсическое действие. Опыт прекращён, так как токсическое действие воды установлено уже при кратковременном тестировании.

Результаты кратковременного биотестирования воды водоемов города Болохово

№ пробы	Водный объект, дата отбора	Серия	Выживаемость, % исходного числа особей	Снижение выживаемости по отношению к контролю	Оценка токсичности воды
9	08.08.19	К	97%		
	Пруд «Красная звезда»	О-1	63%	36%	Подострое токсическое действие
	Пруд посёлка «Стахановский»	О-2	67%	33%	
	Пруд «Никольский»	О-3	87%	13%	Почти не оказывает токсического воздействия

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. В исследуемых водных объектах выявлено 14 видов простейших (*Protozoa*), относящиеся к трём типам: Инфузории (*Ciliophora*), Саркомастигофоры (*Sarcomastigophora*) и Амёбы (*Amoebozoa*). Инфузории (*Ciliophora*) представлены 11 видами (78,6%), Саркомастигофоры (*Sarcomastigophora*) 2 видами (14,3%), а Амёбы (*Amoebozoa*) 1 видом (7,1%) от всего видовогообилия
2. Среднее значение коэффициента Жаккара равно 0,69, сходство видового состава беспозвоночных гидробионтов достаточно велико.
3. Средняя величина β -разнообразия составляет 6,65 (наибольшая – 9,46 ,а наименьшая – 5,25) , что также говорит о большом сходстве видового состава простейших.
4. Исходя из данных биотестирования вода пруда «Красная звезда» и пруда посёлка «Стахановский» не пригодна для использования, так как оказывает подострое токсическое воздействие (смертность в прудах «Красная звезда» (37%) и посёлка «Стахановский» (33%) превышает принятый критерий отличий, равный 25 %).

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ И ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абдусамадов А.С. Влияние нефти на физиолого-биохимические показатели рыб / А.С. Абдусамадов, Г.М. Абдурахманов, А.М. Дохтукаева, Л.А. Дудурханова, Р.Х. Гайрабекова. // В сборнике: II Ежегодная итоговая конференция профессорско-преподавательского состава Чеченского государственного университета, 2013. – С. 56-60.
2. Анциферова Г.А. Биоиндикация водных экосистем / Г.А. Анциферова. – Воронеж : Воронежский государственный университет, 2014. – 58 с.
3. Бакаева Е.Н. Биоиндикация и биотестирование поверхностных вод: особенности методов и практические примеры / Е.Н. Бакаева, Н.А. Игнатова // Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение. – 2020. – № 1. – С. 14-19.
4. Бакаева Е.Н. Исследование состояния поверхностных вод на основе комплекса биологических методов / Е.Н. Бакаева, Н.А. Игнатова // Вода Magazine. – 2017. – № 8. – С. 36-39.
5. Бейсуг О.И. Методология и методы оценки состояния водных экосистем / О.И. Бейсуг, Л.М. Предиина // Глобальная ядерная безопасность. – 2014. – № 1. – С. 5-9.
6. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / под ред. О. П. Мелехова, Е. И. Сераульцева. – М.: Издательский центр «Академия», 2010. – 288 с.
7. Бородулина Т.С. Влияние загрязнения воды нефтью на замедленную флуоресценцию водоросли *Chlorella vulgaris* beijer и выживаемость рачков *daphnia magna* str / Бородулина Т.С., Полонский В.И.,

Власова Е.С., Шашкова Т.Л., Григорьев Ю.С. // Сибирский экологический журнал. – 2011. – № 1. – С. 107-111.

8. Гаврилова Д.А. Гистопатологические изменения органов кефали бассейна Каспийского моря / Д.А. Гаврилова, М.П. Грушко, Н.Н. Федорова // Актуальные вопросы ветеринарной биологии. – 2018. – № 3. – С. 23-28.

9. Грушко М.П. Гистологический анализ состояния тканей внутренних органов сельди-черноспинки *ALOSA KESSLERI KESSLERI* / М.П. Грушко, Н.Н. Федорова, А.А. Айтимова // Известия ТИНРО. – 2017. – № 2. – С. 13-17.

10. Евстифеева Т. Биологический мониторинг / Т. Евстифеева, Л. Фабарисова. – Оренбург : ОГУ, 2012. – 119 с.

11. Карташев, А.Г. Влияние нефтезагрязнений на пресноводных моллюсков / А.Г. Карташев, А.П. Шкарупо, В.И. Кочеткова // Вестник Нижневартковского государственного университета. – 2017. – № 6. – С. 43-37.

12. Кузнецов А.Е. Прикладная экобиотехнология / А.Е. Кузнецов. – М.: БИНОМ Лаборатория знаний, 2010. – 485 с.

13. Котеленцев С.В. Экологическая токсикология и биотестирование водных экосистем / С.В. Котеленцев, Д.Н. Маторин, В.П. Садчиков. – М. : Инфра-М, 2015. – 252 с.

14. Кухарев М.А. Биоиндикация водных экосистем на основании гистологического анализа органов пеляди // М.А. Кухарев, П.П. Ермакова // Сельскохозяйственные науки и агропромышленный комплекс на рубеже веков. – 2015. – № 4. – С. 12-19.

15. Ляшенко О.А. Биоиндикация и биотестирования в охране окружающей среды / О.А. Ляшенко. – СПб. : СПб ГТУРП, 2012. – 67 с.

16. Нигметзянова М.В. Использование гидробионтов для биоиндикации состояния водных экосистем. Часть 1. Особенности

химического состава органов рыб / М.В. Нигметзянова, А.А. Лапин // Бутлеровские сообщения. 2015. – № 12. – С. 29-35.

17. Опекунова М.Г. Биоиндикация загрязнений / М.Г. Опекунова. – СПб. : СПбГУ, 2016. – 300 с.

18. Сергеева И.В. Оценка экологического состояния водных экосистем хоперского природного государственного заповедника с помощью методов биоиндикации / И.В. Сергеева, А.Л. Пономарева, Ю.М. Мохонько // Человек и природа: грани гармонии и углы соприкосновения. – 2012. – № 1. – С. 89-94.

19. Титова В.И. Агро- и биохимические методы исследования состояния экосистем / В.И. Титова. – Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2011. – 170 с.

20. De Pasquale C. Palazzolo E., Lo Piccolo L. et al. Degradation of long-chain n-alkanes in soil microcosms by two actinobacteria // J. Environ. Sci. Health. A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng. – 2012. – V. 47, N 3. – P. 374–381.

21. Ellenberg H. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas // Aufl. Scripta Geobotan. – 1979. – № 9. – P. 1-122.

22. Nhi-Cong L. T. Mikolasch A., Awe S. et al. Oxidation of aliphatic, branched chain, and aromatic hydrocarbons by *Nocardia cyriacigeorgica* isolated from oil-polluted sand samples collected in the Saudi Arabian Desert // J. Bas. Microbiol. – 2010. – V. 50, N 3. – P. 241–253.

23. Винберг Г.Г. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР: Планктон и бентос [Текст] / Г.Г.Винберга, О.И. Чибисовой, Н.С. Гаевской и др. – Л.: Гидрометиздат. - 1977. – 97 с.

24. Логинова Е.В. Гидроэкология [Текст] / Е.В. Логинова, П.С. Лопух: курс лекций – Минск: БГУ, 2011. – 300 с.

25. Госнадзор: «Тульская область: малые реки России, как индикатор состояния экологии» [Текст]

26. Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90 [Текст] - М.: 1991 - 48с.
27. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение [Текст] / Э. Мэгарран. – М.: Мир, 1992. – 184 с.
28. Булухто Н.П. Фауна простейших стоячего водоема. - Фауна Центрального Нечерноземья и формирование экологической культуры [Текст] / Н. П. Булухто, А. А. Короткова // Материалы 1-й региональной конференции. - Липецк, 1996. - С. 18-20.
29. Булухто Н.П. Оценка сапробности малых рек с помощью простейших [Текст] / Н. П. Булухто, А. А. Короткова // Материалы научно-практической конференции профессорско-преподавательского состава ТГПУ им. Л.Н.Толстого. – Тула, 1998. - С. 47-48.
30. Информационная система МЕГАНОРМ [Электронный ресурс]: Биотест на дафниях, 2015. URL:
<https://meganorm.ru/Data2/1/4293773/4293773616.htm> (дата обращения 29.04.2020)