

На правах рукописи

Забурдаева Евгения Александровна

**БИОИНДИКАЦИЯ, ДИАГНОСТИКА И НОРМИРОВАНИЕ
КАЧЕСТВА ПРЕСНЫХ ВОД
С УЧЕТОМ ПРИРОДНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ И НАЗНАЧЕНИЯ
ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ**

03.00.16 – экология
03.00.18 – гидробиология

Автореферат
диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Москва 2008

Работа выполнена на кафедре общей экологии Биологического факультета
Московского государственного университета имени М.В.Ломоносова

Научные руководители: доктор биологических наук,
ведущий научный сотрудник Александр Петрович Левич
доктор биологических наук,
ведущий научный сотрудник Николай Гурьевич Булгаков

Официальные оппоненты: доктор биологических наук,
ведущий научный сотрудник Сергей Витальевич Мамихин
доктор биологических наук,
профессор Юрий Георгиевич Симаков

Ведущая организация: Марийский государственный университет

Защита состоится "16" мая 2008 г. в ____ часов на заседании Диссертационного совета Д.501.001.55 при Московском государственном университете имени М.В.Ломоносова по адресу: 119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, д. 1, корп. 12, МГУ, Биологический факультет, кафедра гидробиологии, аудитория 389.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке Биологического факультета Московского государственного университета имени М.В.Ломоносова.

Автореферат разослан " ____ " _____ 2008г.

Учёный секретарь диссертационного совета,
кандидат биологических наук

Н.В.Карташева

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы. В условиях интенсивной техногенной нагрузки на природные экосистемы особую актуальность приобретает проблема адекватной оценки качества водной среды, без решения которой невозможно эффективно управлять водными экосистемами. В структуре экологического мониторинга в последние десятилетия широко распространены методы биологического контроля. С точки зрения экологического нормирования факторов среды биоиндикация состояния природных систем является наиболее обоснованным подходом, так как предполагает учёт отклика реального многовидового сообщества на реальную многокомпонентную нагрузку взаимодействующих факторов среды (Абакумов, Сущенко, 1991; Левич и др., 2004).

Пути решения проблемы. Для реализации биотического подхода необходимы методы получения оценок состояния сообществ, с помощью которых можно было бы отличить благополучную экосистему от экосистемы, в которой произошли нарушения, вызванные внешними (в первую очередь – антропогенными) воздействиями. Настоящая работа ориентирована на методические вопросы, касающиеся возможности использования для целей биоиндикации количественных показателей видового разнообразия фитопланктона, полученных по многолетним данным государственного экологического мониторинга пресных вод России, и зообентоса озёр Республики Марий Эл.

Один из инструментов оценки биоразнообразия сообществ – анализ ранговых распределений численностей видов. Многие исследования подтверждают, что в нормальном (ненарушенном, фоновом и т.п.) состоянии сообщества параметр рангового распределения заключен в определённом диапазоне значений, поэтому величина параметра может служить числовым выражением наличия или отсутствия нарушений в структуре изучаемых сообществ. Эти параметры более чувствительны к воздействиям, нарушающим нормальное функционирование сообществ, чем иные количественные характеристики их структуры (общая численность, число видов), так как одинаковые значения целостных характеристик могут быть обусловлены разными ранговыми распределениями. Аналогичными свойствами обладают и такие показатели разнообразия как индексы доминирования.

При наличии значений индикаторных характеристик, полученных по биологическим показателям, и данных о потенциально опасных для биоты факторах среды появляется возможность провести экологическую диагностику, то есть выявить факторы, способствующие возникновению экологического неблагополучия, и проранжировать их по величине вклада в степень неблагополучия.

Результаты диагностики, в свою очередь, позволяют установить экологически допустимые уровни (ЭДУ) факторов среды, то есть такие уровни, выход за пределы которых приводит к нарушению состояния биоты. Полученные ЭДУ учитывают не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе комплексы потенциально вредных воздействий. Кроме того, ЭДУ носят региональный характер, т.е. зависят от фонового уровня абиотических факторов, и, следовательно, позволяют учитывать адаптацию организмов к многолетним воздействиям различных факторов, а также климатические, хозяйственные и

другие специфические характеристики природного объекта. Метод ЭДУ позволяет нормировать воздействия с учётом категории использования водного объекта и целей водопотребления.

Цели и задачи исследования. Цель диссертационной работы – поиск точных, простых в расчётах и адаптированных к массовым данным государственного мониторинга методов биоиндикации, основанных на изучении видового разнообразия сообществ, в частности, ранговых распределений численностей гидробионтов. Методы необходимы для оценки экологического состояния водных объектов и поиска экологически допустимых уровней абиотических факторов.

Для достижения указанной цели были поставлены следующие задачи:

- 1) выбрать для целей биоиндикации показатели, измеряющие разнообразие сообществ;
- 2) выбрать наиболее точный и простой в расчётах метод оценивания параметров ранговых распределений для массовых данных мониторинга;
- 3) оценить адекватность различных моделей ранговых распределений;
- 4) выявить зависимость показателей разнообразия от особенностей обработки проб (погрешностей в определении численностей организмов, неполноты представленного сообщества);
- 5) разработать методические приемы, позволяющие исключить влияние на индикаторы особенностей обработки проб;
- 6) исследовать зависимость индикаторов от географического расположения места отбора пробы, климатических условий, гидрохимического статуса водоёма, сезона исследований;
- 7) провести градуировку используемых индикаторов на шкале "благополучие-неблагополучие" состояния биоты, то есть отыскать границу между их значениями, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям;
- 8) выбрать наиболее адекватный биологический индикатор;
- 9) рассчитать экологически допустимые уровни абиотических факторов с учётом природных особенностей водных объектов;
- 10) оценить вклад каждого из анализируемых абиотических факторов в степень экологического неблагополучия;
- 11) предложить способ поиска экологически допустимых уровней абиотических факторов с учётом назначения водного объекта;
- 12) оценить степень полноты программ мониторинга;
- 13) апробировать предложенные подходы на данных мониторинга ряда водных объектов России.

Научная новизна работы. Полученные в диссертационной работе результаты впервые позволили преодолеть ряд методических трудностей, возникающих при использовании данных о численности организмов фитопланктона и зообентоса в биоиндикации качества пресных вод. В применении к показателям разнообразия проанализированы особенности обра-

ботки проб фитопланктона и зообентоса в системе биологического мониторинга (погрешности в определении численностей организмов, количество представленных видов). Предложены способы исключить зависимость выравнивания распределений от перечисленных особенностей. Учтена зависимость показателей от факторов, не влияющих на степень экологического благополучия (географического расположения места отбора пробы, климатических условий, сезона наблюдений).

Впервые рассчитаны границы между значениями параметров ранговых распределений и индексов доминирования, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям фитопланктона рек Волги и Дона, а также макрозообентоса озёр Республики Марий Эл. Выбраны наиболее пригодные для анализа биоразнообразия показатели с учётом чувствительности к подсчёту численностей особей, количества доступных для анализа наблюдений и простоты расчётов.

На основе полученных оценок состояния по показателям разнообразия для водных объектов бассейна реки Дон впервые установлены экологически допустимые уровни воздействия факторов окружающей среды, выход за пределы которых приводит к переходу экосистемы за границы благополучия. Установленные величины ЭДУ носят региональный и сезонный характер, т.е. найдены для конкретной географической области, экосистемы и сезона исследования. Предложен способ нормирования воздействий с учётом категории использования природного объекта (для заповедных объектов и зон рекреации, объектов хозяйственного назначения и техногенных объектов) и для водных объектов комплексного назначения при различных требованиях к качеству воды (например, питьевая вода, вода для производственно-технических целей, для коммунального использования, для сельскохозяйственных целей).

Практическая значимость работы. Полученные результаты могут быть использованы в практике экологического контроля природных объектов.

Предложенные в диссертационной работе методы биоиндикации, основанные на анализе ранговых распределениях численности и индексов доминирования, адаптированы к массовым данным государственного мониторинга и являются точными и простыми в расчётах способами оценок состояния сообществ гидробионтов.

Рассчитанные границы между значениями индикаторов, соответствующие границам благополучия состояний фитопланктонных и зообентосных сообществ в рассмотренных в работе водных объектах, могут быть использованы для оценки качества поверхностных вод исследователями, научными и природоохранными организациями.

Результаты диагностики и рассчитанные экологически допустимые уровни абиотических факторов среды могут быть использованы для экологического контроля водных объектов различного назначения. Результаты работы были использованы при выполнении ряда научных и прикладных проектов по грантам РФФИ №№ 03-04-48500а, 06-04-48466а, а также при выполнении договоров: с Московским комитетом по науке и технологиям (грант 1.1.87) по теме "Методика оценки состояния городских экосистем по ранговым распределениям численности организмов в сообществах" (2005 г.), с Министерством экологии и природо-

пользования Правительства Московской области по теме "Разработка рекомендаций по оценке качества вод на основе биологических показателей и по экологической диагностике вредных воздействий для водных объектов, находящихся на территории Московской области" (2007 г.), с Федеральным агентством водных ресурсов РФ по теме "Разработка Методических рекомендаций по оценке и прогнозированию изменения состояния водных объектов" (2007 г.).

Апробация работы и публикации. Результаты работы были доложены и обсуждены на Второй Международной научной конференции "Озёрные экосистемы: Биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды" (Минск-Нарочь, 22-26 сентября, 2003), на конференции молодых учёных "Экологические механизмы динамики и устойчивости биоты" (Екатеринбург, 19-23 апреля, 2004), на XII международной конференции студентов, аспирантов и молодых учёных "Ломоносов – 2005" (Москва, 18-23 апреля, 2005), на VIII Всероссийском популяционном семинаре (Нижний Новгород, 11-15 апреля, 2005), на IX съезде гидробиологического общества РАН (Тольятти, 18-22 сентября, 2006), на Международной конференции "Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем" (Санкт-Петербург, 23-27 октября, 2006), на XV международной конференции "Математика. Компьютер. Образование" (Дубна, 28 января – 2 февраля, 2008). По теме диссертации опубликовано 15 работ (из них три статьи, опубликованы в журналах, рекомендованных Высшей аттестационной комиссией). Три статьи приняты к печати в журналах "Водные ресурсы", "Вестник МГУ. Серия 16. Биология" и в сборнике научных трудов "Математика. Компьютер. Образование".

Структура и объём работы. Диссертация состоит из введения, семи глав, выводов, списка литературы и приложения. Работа представляет собой рукопись на ___ страницах, включает ___ рисунка и ___ таблицы. В списке литературы содержится ___ наименований, из них ___ – иностранных авторов.

ОСНОВНОЕ СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

1. МАТЕРИАЛЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Материалом для анализа озёрных экосистем послужила база данных, сформированная по итогам полевых исследований девятнадцати озёр Республики Марий Эл с 2002 по 2006 гг. и содержащая информацию о гидробиологических показателях (данные о численности, биомассе и видовом составе макрозообентоса), физико-химических показателях (данные о температуре и прозрачности воды), а также о характеристиках грунта и растительности на исследуемых станциях отбора проб. Всего собрано и обработано 258 проб макрозообентоса.

Для исследований речных экосистем использованы данные Росгидромета о гидробиологических показателях (данные о численности и количестве видов фитопланктона) и физико-химических характеристиках водной среды (гидрохимические показатели, гидрологические параметры). Данные получены из информационной системы "Фундаментальные проблемы оценки состояния экосистем и экологического нормирования" (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>), которая в ходе диссертационной работы была дополнена данными из первичных источников. В диссертационной работе проанализированы биологи-

ческие данные, относящиеся к бассейнам Дона (1018 наблюдений), Волги (698 наблюдений), Енисея (254 наблюдения) и рекам Приазовья (175 наблюдений), к 67 водным объектам и к 486 створам наблюдений за 1978-1997 гг. и физико-химические данные, относящиеся к бассейну Дона (371 наблюдение).

Для оценки изменчивости биотических показателей, обусловленных погрешностями в обработке проб, были использованы данные по 50 параллельным пробам фитопланктона залива Чупа Белого моря (Кольцова и др., 1971).

2. МЕТОДЫ АНАЛИЗА ДАННЫХ

Метод ранговых распределений. Ранговые распределения представляют собой преобразованный набор численностей: наиболее обильному виду присваивают первый номер, следующему по численности виду – второй и так далее до наименее обильного вида, который имеет номер w , совпадающий с общим числом видов в сообществе. Модель рангового распределения представляет собой формальную зависимость численности вида от его ранга.

Для количественного описания ранговых распределений применяют различные аппроксимации (Левич, 1980; Мэгарран, 1992). В диссертационной работе апробированы четыре модели ранговых распределений: экспоненциальная модель, или модель Мотомуры, гиперболическая модель, дзета-модель и модель В.Н.Максимова.

Модель геометрических рядов Мотомуры, или экспоненциальная модель описывает численности функцией $n_i = n_1 z^{i-1}$, где $n(i)$ численность особей ранга i , z – параметр модели (Motomura, 1932).

Гиперболическая модель, предложенная А.П.Левичем (1978), аппроксимирует значения численностей функцией $n_i = n_1 / i^\beta$, где β – параметр модели. Отмечено, что по сравнению с моделью Мотомуры, гиперболическая модель лучше описывает более сложные, "целостные" сообщества, выборки большого объема или усредненные по времени или по пространству данные (Шитиков, 2003).

Дзета-модель (Левич, 1980) представляет собой объединение экспоненциальной и гиперболической моделей и выражена зависимостью $n_i = n_1 \frac{x^{i-1}}{i^\gamma}$, где x и γ – параметры модели.

Модель В.Н.Максимова (2004) аппроксимирует зависимость численностей нескольких доминирующих видов (тех, численности которых определены статистически достоверно) линейной функцией номера в ряду численностей, расположенных по возрастанию.

Индексы доминирования. Как инструмент анализа видового разнообразия также использовали индексы доминирования: индекс d_1 , выраженный через индекс Бергера-Паркера

$$b = n_1 / n \quad (\text{Berger, Parker, 1970}):$$

$$d_1 = 1 - \frac{n_1}{n}, \quad (1)$$

и индекс d_2 :

$$d_2 = 1 - \left(\frac{n_1 + n_2}{n} \right), \quad (2)$$

где n_1 и n_2 – соответственно численности видов первого и второго ранга, $n = \sum_{i=1}^w n_i$ – суммарная численность организмов в сообществе.

Методы оценивания параметров. Параметры распределения могут быть рассчитаны по исходным данным о численностях видов методом линейной или нелинейной регрессии, а также по приближённым алгебраическим формулам (Левич, 1980).

В качестве первого этапа методических исследований для расчёта параметров использовали приближённые формулы:

$$z = \left(\frac{n_1}{n_w} \right)^{\frac{1}{w-1}}, \quad \beta = \frac{\ln \left(\frac{n_1}{n_w} \right)}{\ln w}, \quad x = \frac{n_2}{n_1} 2^\gamma, \quad \gamma = \frac{(w-1) \ln \frac{n_1}{n_2} - \ln \frac{n_1}{n_w}}{(w-1) \ln 2 - \ln w}, \quad (3)$$

где n_w – численность вида последнего ранга, n_1 – численность первого доминирующего вида, n_2 – численность второго доминирующего вида; w – число видов в пробе.

Заметим, что высокие значения параметров z и x , а также низкие значения параметров β и γ соответствуют высокому разнообразию сообщества или, другими словами, высокой выравненности соответствующих ранговых распределений.

Более точную оценку дает расчёт параметров регрессионными методами. Линейный метод позволяет оценить значения параметров при помощи операции логарифмирования

$$\ln n_i = \ln n_1 + (i-1) \ln z; \quad \ln n_i = \ln n_1 - \beta \ln i. \quad (4)$$

Более точно описывает экспериментальные данные нелинейная регрессия.

Метод анализа адекватности моделей. Адекватность исследуемых моделей оценивали при помощи коэффициента детерминации:

$$R^2 = 1 - \frac{SS}{D}, \quad (5)$$

где SS – сумма квадратов отклонений предсказанных моделью значений от экспериментальных, D – дисперсия экспериментальных численностей.

Методы статистического анализа. Для статистической обработке материала использован пакет STATISTICA 6, при помощи которого были рассчитаны следующие показатели: среднее арифметическое, мода, медиана, дисперсия, коэффициент вариации, коэффициент корреляции. Для анализа значимости различия между средними в исследуемых группах был использован метод дисперсионного анализа (Analysis of Variance, ANOVA).

Метод поиска экологически допустимых уровней факторов окружающей среды и градуировки индексов разнообразия. Метод ЭДУ (Замолотчиков, 1993; Левич, Терёхин, 1997; Левич и др., 2004) позволяет провести градуировку показателей разнообразия (поиск границы между значениями, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям гидробионтов), а также выявить, ранжировать и нормировать факторы среды, сопряжённые с неблагополучным состоянием.

Для решения перечисленных задач данные биологического и физико-химического мониторинга представляют в виде диаграммы, где по оси x отложены значения физико-химического показателя (концентрация вещества, БПК₅, ХПК, температура воды, pH, водность и т.д.), а по оси y – значения индикаторной биологической характеристики (рис. 1). Полученные в результате проведения горизонтальной и вертикальной линий области на диаграмме обозначены латинскими буквами "a", "b", "c", "d". Вертикальная линия на диаграмме соответствует предполагаемой границе для фактора, по одну сторону от которой фактор не нарушает экологическое благополучие, а по другую – нарушает. Эта граница названа экологически допустимым уровнем (ЭДУ) фактора (Левич, 1994). Горизонтальная линия указывает границу между значениями индекса, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты. Будем более кратко называть её границей благополучия.

Для достоверности выводов анализируемые массивы должны быть достаточно представительными, например, количество совместных наблюдений биологических и физико-химических данных должно быть не менее 70 в каждой из выделенных для анализа групп.

Если используемый нами биотический показатель действительно является индикатором допустимых и недопустимых значений фактора, то точками (наблюдениями) должны быть

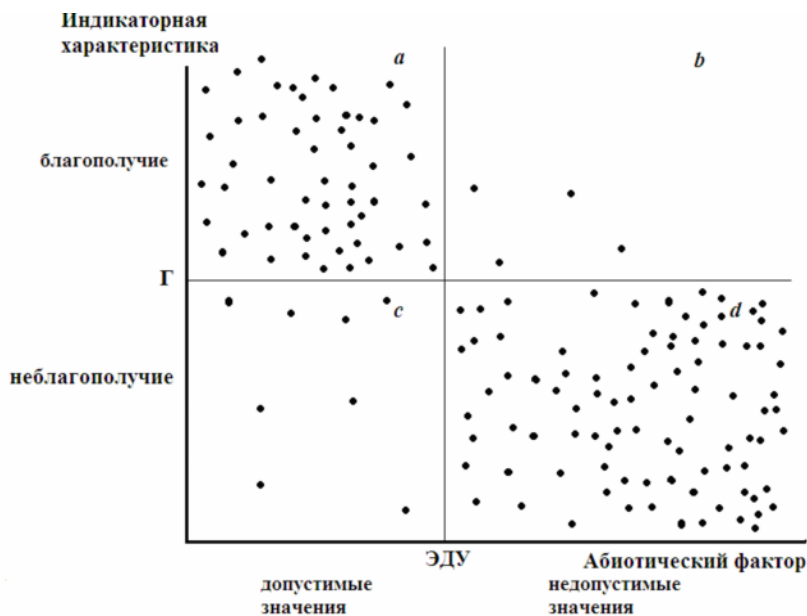


Рис. 1. Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы (Г) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, и верхней границы ЭДУ абиотического фактора

заполнены области "a" и "d". Заметим, что область "c" при этом также может содержать точки, поскольку в этих наблюдениях низкое разнообразие (соответствующее экологическому неблагополучию) может быть вызвано не рассматриваемым фактором, а недопустимыми значениями других факторов, действовавших на биоту одновременно с анализируемым. Однако область "b" обязана быть пустой: если рассматриваемый биотический показатель действительно является индикатором для

анализируемого фактора, то при недопустимых его значениях разнообразие не должно быть высоким (в реальности в область "b" могут попасть случайные наблюдения). Поэтому для

поиска граничного значения индекса горизонтальную линию, соответствующую границе, проводят таким образом, чтобы минимизировать количество наблюдений в области "b" (рис. 1).

Для проведения процедуры минимизации вводят критерий точности $T = \frac{n(a)}{n(a+b)} 100\%$,

где $n(a)$ и $n(a+b)$ – количества наблюдений в соответствующих областях (Чесноков, 1982). Точность – это доля случаев в анализируемой предыстории водного объекта среди всех наблюдений с благополучными оценками состояния по индикаторной характеристике, в которых эти значения совпали с экологически допустимыми значениями фактора. Минимальное количество наблюдений $n(b)$ соответствует максимуму критерия точности T .

Среди факторов, потенциально способных нарушить экологическое благополучие биоты, можно выделить три группы. К первой группе относят факторы, для которых высокие значения концентрации недопустимы (таковы, например, ксенобиотики). Вторая группа включает факторы, для которых недопустимы низкие значения (например, кислород). Для третьей группы факторов недопустимы как очень высокие, так и очень низкие значения (например, для биогенных элементов или для водородного показателя). Будем называть величину ЭДУ для факторов из первой группы верхней границей ЭДУ, для факторов второй группы – нижней границей ЭДУ, для факторов третьей группы существуют обе границы – верхняя и нижняя. При поиске верхней границы ЭДУ вертикальную линию, соответствующую значению ЭДУ, по указанным выше причинам, проводят таким образом, чтобы минимизировать количество наблюдений в области "b" (рис. 1). Критерий точности в этом случае будет равен

$T = \frac{n(d)}{n(b+d)} 100\%$, где $n(d)$ и $n(b+d)$ – количества наблюдений в соответствующих областях

(доля случаев в анализируемой предыстории водного объекта среди всех наблюдений с экологически недопустимыми значениями фактора, в которых эти значения совпали с неблагоприятными оценками состояния по индикаторной характеристике).

Для процедуры ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия вводят критерий полноты $\Pi = \frac{n(d)}{n(c+d)} 100\%$, где $n(d)$ и $n(c+d)$ – количества на-

блюдений в соответствующих областях (Чесноков, 1982). Полнота показывает долю случаев в анализируемой предыстории водного объекта среди всех наблюдений с неблагоприятными оценками состояния по индикаторной характеристике, в которых экологически недопустимые значения фактора совпали с неблагоприятными оценками. Чем выше полнота, тем больше вклад фактора в экологическое неблагополучие в сравнении с другими факторами.

Метод ЭДУ позволяет рассчитывать суммарную полноту, равную отношению количества наблюдений с неблагоприятными значениями индекса и нарушением ЭДУ хотя бы по одному фактору к общему количеству наблюдений с неблагоприятными значениями индекса во всём исследованном массиве. Суммарная полнота совокупности всех значимых для экологического неблагополучия факторов тем выше, чем полнее эта совокупность охватывает все причины неблагополучия. Отличие суммарной полноты от 100% соответствует степе-

ни неполноты программ физико-химического мониторинга, отслеживающих причины экологического неблагополучия.

При поиске нижней границы ЭДУ формулу критерия точности следует заменить на $T = \frac{n(c)}{n(a+c)}$, а полноты – соответственно на $\Pi = \frac{n(b)}{n(b+d)}$.

В том случае, если неблагополучие биоты связано как со слишком высокими, так и со слишком низкими значениями переменной, формулы для расчёта точности и полноты таковы: $T = \frac{n(d+f)}{n(b+d+f+e)}$ и $\Pi = \frac{n(d+f)}{n(c+d+f)}$ (рис. 2).

В диссертации проведён одновременный поиск границы индикаторной характеристики и величины ЭДУ фактора посредством поиска максимального значения результирующей точности, равной квадратному корню из произведения точности для индикатора на точность для фактора. Например, в случае поиска границы индикаторной характеристики и верхней границы ЭДУ фактора результирующая точность будет равна $T_p = \sqrt{\frac{n(a)}{n(a+b)} \times \frac{n(d)}{n(b+d)}}$.

После проведения процедуры поиска ЭДУ все участвующие в анализе причин экологического неблагополучия абиотические факторы можно разделить на две группы: условно значимые, т.е. те, для которых найдены ЭДУ, и незначимые, т.е. те, для которых в анализируемой предыстории водного объекта все их значения были экологически допустимыми. Для условно значимых факторов результатом исследования является вычисленная величина ЭДУ. Однако не все условно значимые факторы могут быть признаны истинными причинами возникающего неблагополучия биоты. Критерии значимости: соблюдение минимального порогового значения результирующей точности (например, не менее 75%) и достаточное количество "точек" в классах благополучных и неблагополучных, допустимых и недопустимых наблюдений (например, не менее 10% от общего числа наблюдений).

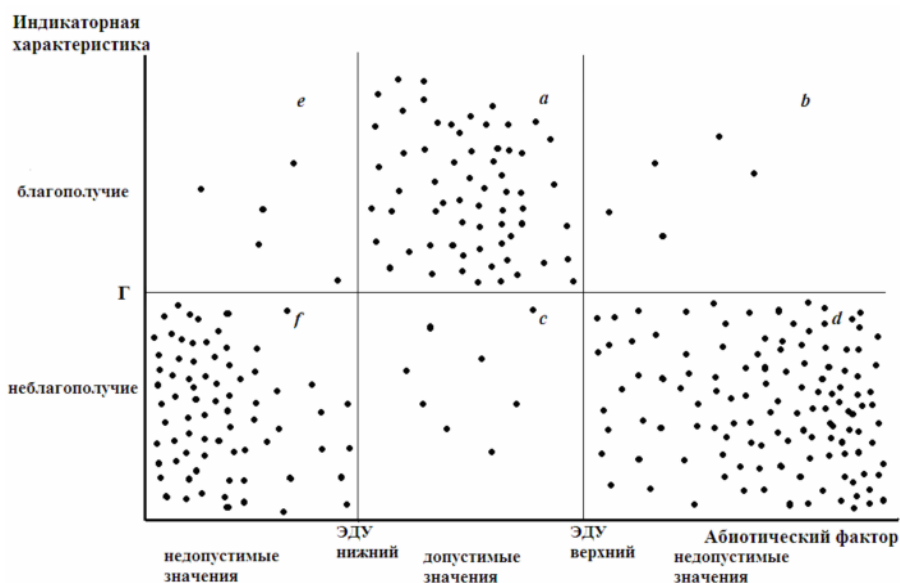


Рис. 2. Диаграмма распределения наблюдений при поиске границы (Г) между значениями индикатора, соответствующими благополучным и неблагополучным состояниям биоты, и верхней и нижней границ ЭДУ абиотического фактора

Если при совместном поиске границы благополучия для некоторого индекса и ЭДУ для некоторого фактора они найдены, то это значит, что данный индекс может быть индикатором для данного фактора. Критерием для выбора наиболее пригодных индексов могло бы быть следующее условие: для заданного набора данных наиболее пригоден индекс, который оказался индикатором для наибольшего набора факторов.

Расчёт параметров осуществляли посредством табличного редактора Microsoft Excel 2000. Для поиска ЭДУ применяли специально созданные программы.

3. ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ДАННЫХ ПО ВОДНЫМ ОБЪЕКТАМ БАССЕЙНОВ РЕК ДОН, ВОЛГА, ЕНИСЕЙ И РЕК ПРИАЗОВЬЯ

Результаты расчётов параметров ранговых распределений по приближённым формулам и с помощью регрессионной модели в линеаризованной форме. На первом этапе методических исследований оценки параметров были проведены для экспоненциальной и гиперболической и дзета моделей более простыми в расчётах способами: по приближённым формулам (3) (Булгаков и др., 2005) и с помощью регрессионной модели в линеаризованной форме (4) (Забурдаева и др., 2005). Результаты данного этапа исследования показали: 1) необходимость исключить из дальнейшего анализа материалы по дзета-модели, так как применение двухпараметрической модели при полноте и точности имеющихся гидробиологических данных является неоправданным; 2) необходимость более точных оценок параметров методом нелинейного оценивания, так как операция логарифмирования в линеаризованных моделях искажает истинные значения параметров.

В ходе анализа также обнаружено, что изменчивость параметров обязана не только факторам среды, но и 1) особенностям обработки проб фитопланктона в системе биологического мониторинга; 2) зависимости параметров от факторов, не имеющих отношения к экологическому благополучию.

В использованных материалах, в силу принятых в системе биологического мониторинга методов оценки качества вод (Руководство..., 1992), приведены значения общей численности фитопланктона и численностей нескольких доминирующих видов индикаторов сапробности для каждого из отделов водорослей. Часто оказывается, что неучтённые виды одного из отделов более обильны, чем учтённые виды из других отделов. Параметры ранговых распределений сильно зависят от того, какое число доминирующих видов-индикаторов из реально содержащихся в пробе видов включено в анализ (рис. 3).

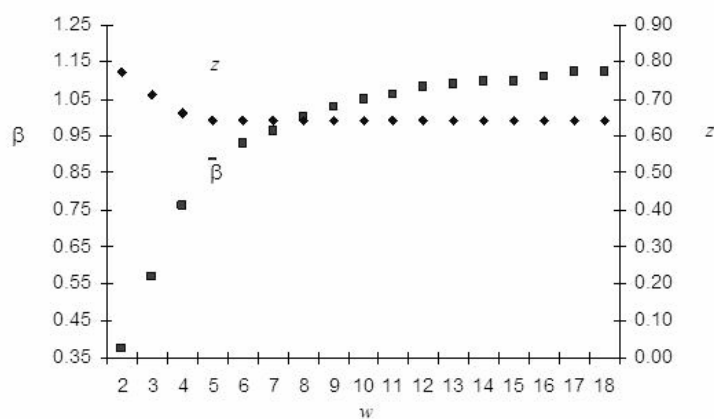


Рис. 3. Зависимости параметров гиперболического (β) и экспоненциального (z) ранговых распределений от количества w сохранных в пробе видов при последовательном отбрасывании последнего вида для одной из типичных проб

Еще одна особенность обработки проб состоит в наличии существенной погрешности в оценке численности клеток, которая для обильных видов составляет 10-20%, а для редких видов может достигать 100 и более процентов (Фёдоров, 1979). Анализ ранговых распределений с точки зрения статистики (Максимов, 2004) показывает, что виды, представленные в просмотренной планктологом пробе менее чем 10 особями, распределены случайно и не могут быть описаны какой-либо закономерной моделью ранговых распределений. Таким образом, необходимо: разработать методические приемы, помогающие исключить зависимости параметров от числа видов в пробе и от погрешностей в оценке численностей видов, а также провести анализ зависимости характеристик разнообразия от факторов, не имеющих отношения к экологическому благополучию.

4. УЧЕТ ОСОБЕННОСТЕЙ ОБРАБОТКИ ПРОБ ФИТОПЛАНКТОНА И ВЫБОР ХАРАКТЕРИСТИК РАЗНООБРАЗИЯ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БАССЕЙНОВ РЕК ДОН И ВОЛГА

Снижение влияния погрешностей, возникающих при подсчёте численностей организмов фитопланктона. Для того, чтобы снизить влияние погрешностей в подсчёте численностей редких видов, предложено исключить из анализируемого массива пробы, суммарная численность сообщества индикаторов в которых составляет менее 30% численности полного сообщества, а также исключить из каждой пробы виды с относительной численностью менее 5%. После исключения указанных проб для дальнейшего анализа в бассейне Дона сохранено 959 наблюдений, в бассейне Волги – 682 наблюдения.

Исследование адекватности моделей. Дальнейший расчёт параметров ранговых распределений проведён методом нелинейного оценивания. Анализ адекватности моделей показал, что и гиперболическая, и экспоненциальная модели достаточно адекватно описывают данные. Несколько более высокий коэффициент детерминации (5) характерен для параметра z экспоненциальной модели: доля случаев, где $R_z^2 - R_p^2 > 0$, составила 64% для бассейна Волги и 54 % для бассейна Дона. Заметим, что отличие в степени адекватности гиперболической и экспоненциальной моделей явно незначительно. Более того, если оценку адекватности проводить с учётом ошибок в определении численностей видов, которые в среднем составляет 20% , то обе модели попадают в коридор ошибок, т.е. являются одинаково и полностью адекватными. Таким образом, применение каждой из этих моделей одинаково допустимо.

Исключение влияния зависимости выравниваемости распределений от видового богатства. В интервале числа сохранённых в пробе видов от 2 до 8 наблюдается самая сильная зависимость параметров ранговых распределений от этого числа (другими словами, зависимость выравниваемости видового разнообразия от видового богатства) (рис. 3). Исключить эту зависимость можно, сохранив в анализируемом массиве только пробы, например, с w не менее 4, отбросив пятый и все последующие виды. Однако структура данных по фитопланктону Дона и Волги такова, что более, чем половина имеющихся наблюдений содержит пробы с $w = 1, 2, 3$ и их исключение приведет к сокращению доступных анализу наблюдений, в то время как для достоверности результатов биоиндикации следует использовать их как можно

больше. Чтобы сохранить достаточное количество наблюдений, можно рассматривать в каждой пробе один или два доминирующих вида. Достоинства такого рассмотрения: численности первых двух видов определены с наименьшими в сравнении с последующими видами ошибками, и для дальнейшего анализа сохранено максимальное количество проб.

Выбор характеристик разнообразия, адекватных имеющимся данным мониторинга.

Параметры ранговых распределений двухвидовых проб могут быть рассчитаны без статистического оценивания по простым формулам: $z_2 = n_2/n_1$ и $\beta_2 = \log_2 n_1/n_2$. На рисунке 4 приведено распределение значений индекса z_2 для фитопланктона бассейна Дона.

Обозначим символом z_4 нелинейный параметр рангового распределения экспоненциальной модели, рассчитанный по первым четырём видам тех проб, число видов в которых не менее четырёх (распределение значений индекса приведено на рис. 4). Параметр z_4 менее чувствителен, чем параметр z_2 , к погрешностям в подсчёте численностей за счёт взаимной компенсации разнонаправленных погрешностей в большем, чем для параметра z_2 , числе точек (это подтверждено анализом 50 параллельных проб (табл. 1)). В то же время применение параметра z_4 ограничивает нас в количестве наблюдений, доступных для анализа.

Использование индекса доминирования d_1 (1) позволяет сохранить для анализа наибольшее количество наблюдений, так как для его расчёта достаточно знать обилие лишь одного вида. Индекс доминирования d_2 (2) учитывает численности первых двух доминирующих видов (распределения значений индексов d_1 и d_2 приведены на рис. 4).

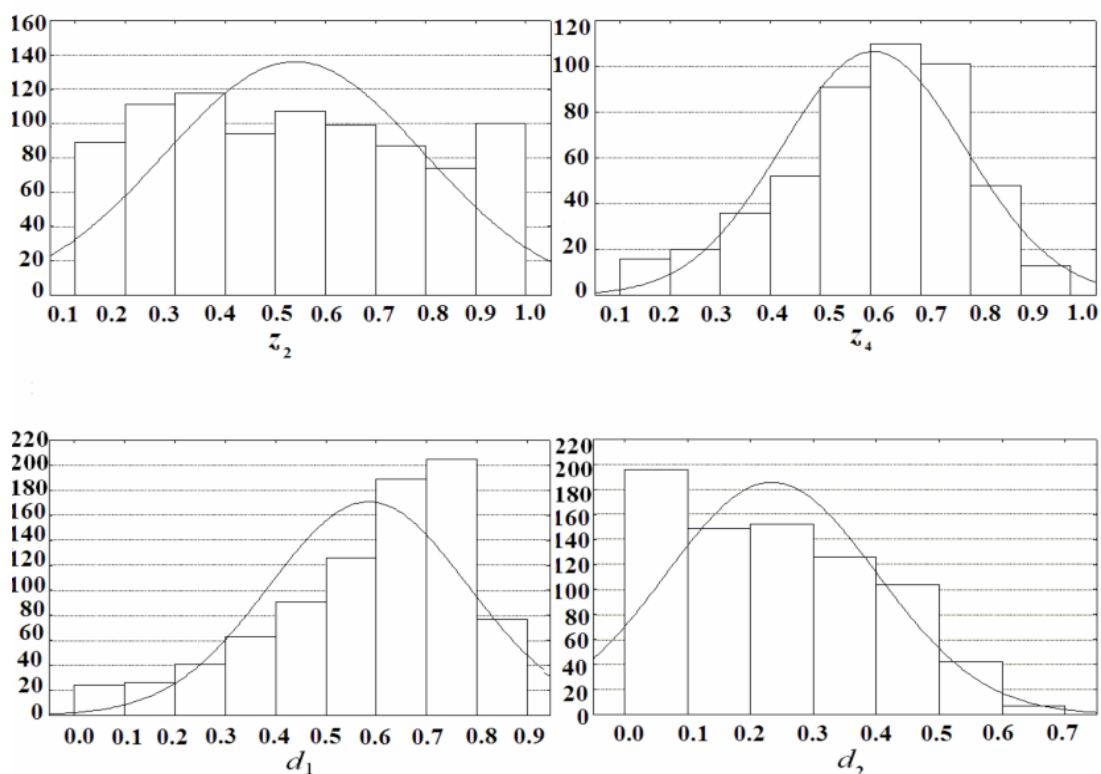


Рис. 4. Гистограммы распределения значений индексов z_2 , z_4 , d_1 и d_2 , рассчитанных для фитопланктона реки Дон

Значения различных параметров ранговых распределений и различных индексов доминирования не всегда скоррелированы между собой. Какой из перечисленных показателей наиболее пригоден для целей биоиндикации, должно показать последующее исследование.

Дисперсионный анализ зависимости показателей разнообразия от факторов, не влияющих на степень экологического благополучия. Погрешности в определении численностей первого, второго вида и общей численности, через которые рассчитаны показатели разнообразия z_2 , d_1 и d_2 , менее значительны, чем погрешности численностей других видов, однако, они существуют. Поэтому необходимо оценить величину разбросов в значениях показателей, которая может быть вызвана этими погрешностями. Для этого был проведён дисперсионный анализ 50 параллельных проб залива Чупа Белого моря (табл. 1). Соотношение дисперсий параметра z_2 и индексов доминирования бассейнов рек Дон и Волга к дисперсиям параметров параллельных проб залива Чупа превышает табличное значение критерия Фишера при достаточно высоком уровне значимости ($p = 0.001$). Т.е. разброс в значениях речных индексов, по-видимому, не должен быть отнесён только на счёт погрешностей в обработке проб. Коэффициент вариации для индексов доминирования в параллельных пробах ниже, чем для параметров z_2 и z_4 , что говорит о меньшей чувствительности индексов d_1 и d_2 к погрешностям в подсчёте численностей (табл. 1).

Таблица 1. Количество наблюдений N , среднее значение \bar{n} , стандартное отклонение σ , коэффициент вариации ε распределений индексов разнообразия параллельных проб фитопланктона (залив Чупа Белого моря) и рек Дон и Волга

Индекс	Водный объект	N	\bar{n}	σ	ε
z_2	залив Чупа	50	0.31	0.15	0.48
	река Дон	879	0.52	0.27	0.52
	река Волга	620	0.48	0.27	0.56
z_4	залив Чупа	50	0.36	0.13	0.37
	река Дон	487	0.61	0.18	0.29
	река Волга	169	0.55	0.16	0.30
d_1	залив Чупа	50	0.49	0.08	0.16
	река Дон	959	0.59	0.20	0.34
	река Волга	682	0.48	0.23	0.49
d_2	залив Чупа	50	0.34	0.05	0.14
	река Дон	879	0.23	0.16	0.70
	река Волга	620	0.15	0.14	0.94

Следующий этап методического исследования – попытка выяснить, как влияют на параметры ранговых распределений и индексы доминирования: сезон наблюдений, принадлежность пробы к тому или иному типу водного объекта (водотоку или водоёму), географическое расположение места отборы пробы.

В период "цветения", увеличивается степень преобладания доминирующих видов фитопланктона, что объясняет статистически значимое более низкое среднее значение всех показателей разнообразия в бассейне реки Дон в весенний период, по сравнению с другими сезонами (табл. 2). Различия показателей между летним и осенним сезонами оказались статистически недостоверными. Средние значения индекса d_1 в различных типах водных объ-

ектов бассейна реки Дон также достоверно отличаются, причем в водоёмах оно ниже, чем в водотоках. Дисперсионный анализ не показал достоверных различий исследуемых показателей в сравниваемых подбассейнах – Доне и его притоке Северском Донце.

Результаты дисперсионного анализа также показали статистически значимое различие индексов доминирования в различных подбассейнах реки Волги. Причём наиболее высокое видовое разнообразие фитопланктона характерно для подбассейна Нижней Волги (индексы d_1 и d_2 соответственно равны 0.65 и 0.18), для Средней Волги ($d_1 = 0.47$, $d_2 = 0.14$), наименьшее разнообразие характерно для фитопланктона Верхней Волги ($d_1 = 0.41$, $d_2 = 0.09$), что соответствует общей тенденции широтного изменения видового разнообразия. Внутри выделенных подбассейнов индексы доминирования также статистически значимо различаются по сезонам исследования, а именно более низкое разнообразие наблюдается в осенний сезон по сравнению с весенним и летним сезонами. Дисперсионный анализ показал статистически значимое более высокое значение параметров z_2 и z_4 для проб подбассейна Нижней Волги (параметры z_2 и z_4 соответственно равны 0.59 и 0.62) по сравнению с подбассейнами Верхней и Средней Волги ($z_2 = 0.45$, $z_4 = 0.53$). Различия значений параметра z_2 Верхней и Средней Волги статистически незначимы.

С целью исключить зависимость биотических показателей от характеристик, не влияющих на степень экологического благополучия, поиск границ между нормальными и нарушенными состояниями сообществ фитопланктона в бассейне реки Дон проведён отдельно в каждой из выделенных групп.

Приведённые этапы исследования позволяют сделать вывод о пригодности того или иного показателя разнообразия. В приложении к массовым данным мониторинга индекс d_1 имеет преимущество перед другими показателями разнообразия, поскольку эти данные часто содержат наблюдения, в которых, кроме численности всего сообщества, приведена численность только одного доминирующего вида (в данных о фитопланктоне Дона имеется 80 видовых проб). В пользу применения индекса d_1 говорит и тот факт, что коэффициент вариации индекса d_1 в параллельных пробах фитопланктона ниже, чем у параметров z_2 и z_4 , что свидетельствует о меньшей чувствительности индекса к погрешностям в подсчёте численностей клеток фитопланктона (табл. 1). Кроме того, расчёт индекса d_1 не требует сложных вычислительных процедур, что является немаловажным фактом при анализе массовых данных мониторинга. Следующим по пригодности использования в целях биоиндикации является индекс d_2 . Для его расчёта нужно знать численности не одного, а двух доминирующих видов, что лишает нас видовых проб. Данный индекс также не требует сложных вычислительных процедур, а его коэффициент вариации в параллельных пробах фитопланктона относительно невысок (табл. 1). Применение параметра z_2 вызывает сомнения, в связи с его высокой чувствительностью к погрешностям в подсчёте численностей клеток фитопланктона. Параметр z_4 также не слишком пригоден для биоиндикации, так как ограничивает исследователей в количестве доступных наблюдений (в данных о фитопланктоне Дона

всего 487 наблюдений, содержащих 4 и более видов, Волги – 169 наблюдений). Анализ параллельных проб показал, что параметр z_4 , как и z_2 , более чем индексы доминирования чувствителен к погрешностям в подсчёте клеток фитопланктона. Добавим, что расчёт z_4 требует применения алгоритма нелинейного оценивания.

Таблица 2. Среднее значение \bar{n} , количество наблюдений N , стандартное отклонение σ параметров разнообразия бассейна реки Дон в группах, в которых дисперсионный анализ показал статистически значимое различие параметров при уровне значимости $p \leq 0.05$

Индекс	Группы		\bar{n}	N	σ
z_2	Весна		0.46	247	0.27
	Лето-Осень		0.54	632	0.07
	Все группы		0.52	879	0.27
z_4	Весна		0.55	112	0.21
	Лето-Осень		0.63	375	0.03
	Все группы		0.61	487	0.18
d_2	Весна		0.19	241	0.15
	Лето-Осень		0.24	638	0.17
	Все группы		0.23	879	0.16
d_1	Весна	Водоём	0.40	29	0.26
		Водоток	0.54	261	0.22
	Итого Весна		0.53	290	0.22
	Лето-Осень	Водоём	0.57	88	0.17
		Водоток	0.62	581	0.19
	Итого Лето-Осень		0.61	669	0.19
	Все группы		0.59	959	0.20

5. УЧЕТ ОСОБЕННОСТЕЙ ОБРАБОТКИ ПРОБ ЗООБЕНТОСА ОЗЕР РЕСПУБЛИКИ МАРИЙ ЭЛ И ВЫБОР ХАРАКТЕРИСТИК РАЗНООБРАЗИЯ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ

Отдельный этап исследований составил анализ видового разнообразия сообществ макрозообентоса девятнадцати озёр Республики Марий Эл. Анализ осуществлён с помощью параметров ранговых распределений экспоненциальной и гиперболической моделей, рассчитанных методом нелинейного оценивания, и индексов доминирования d_1 и d_2 . С целью исключить зависимость параметров от количества представленных видов в пробе использованы параметры z_2 и β_2 , рассчитанные по двум доминирующим видам, а также z_3 и β_3 , рассчитанные по трём доминирующим видам. Все рассчитанные показатели оказались высоко скоррелированы между собой.

Для снижения влияния погрешностей, возникающих при подсчёте численностей организмов зообентоса, из массива данных исключены виды, представленные менее чем 10 особями. Для того чтобы соотнести различия показателей разнообразия с влиянием антропогенных воздействий на зообентос, проанализирована зависимость этих показателей от гидрохимического режима озера. Предполагалось, что различия в гидрохимии озёр могли отразиться на показателях разнообразия макрозообентоса. Дисперсионный анализ распределений используемых нами индикаторных характеристик не показал статистически значимых отличий этих показателей в исследуемых группах, то есть за длительный период существования озёр сообщества зообентоса приспособились к естественному гидрохимическому фону.

6. ГРАДУИРОВКА ИНДЕКСОВ РАЗНООБРАЗИЯ И ПОИСК ЭКОЛОГИЧЕСКИ ДОПУСТИМЫХ УРОВНЕЙ АБИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

Границы между значениями индикаторных характеристик, соответствующими благополучным и неблагоприятным состояниям фитопланктона бассейна реки Дон. Наличие гидрохимических данных и значений индикаторных характеристик для водных объектов бассейна реки Дон позволяет провести градуировку индикаторных характеристик. Напомним, что результаты дисперсионного анализа показателей разнообразия фитопланктона реки Дон показали статистически значимое более низкое значение всех используемых нами индексов в весенний сезон наблюдений по сравнению с осенним и летним сезонами, а также достоверные различия значений индекса d_1 в различных типах водных объектов. Таким образом, поиск границ индикации (градуировку показателей разнообразия) и величин ЭДУ осуществляли отдельно в группах "весна" и "лето-осень". При поиске границы для индекса d_1 , наблюдения, относящиеся к типу водного объекта "водоём", не учитывали в анализе, так как их количество в этой группе оказалось недостаточным для достоверности процедуры поиска.

Результаты градуировки индикаторных характеристик по всем значимым факторам позволили установить единую границу благополучия для каждого из используемых индексов. Для этого в каждой группе наблюдений полученные границы по всем абиотическим факторам были усреднены (табл. 3). Отметим, что показатели z_2 и d_2 менее пригодны в качестве единых индикаторов благополучия в весенний сезон, так как разброс значений полученных границ благополучия достаточно высок среди анализируемых абиотических факторов.

Для каждого отдельного наблюдения оценка состояния сводится к сравнению индекса разнообразия, рассчитанного для этого наблюдения, с положением границ, приведённых в таблице 3.

В задачах прикладной экологии может оказаться недостаточно двух градаций состояния экосистем – благополучия и неблагополучия. Класс благополучных состояний можно разделить на подклассы, например, вполне благополучных и умеренно благополучных состояний, а класс неблагополучных – на подклассы умеренно неблагополучных и очень неблагополучных состояний. В качестве границ этих подклассов можно предложить медианы распределений значений индикаторной характеристики в каждом из исходных классов.

Таблица 3. Среднее значение \bar{n} , стандартное отклонение σ и коэффициент вариации ε распределений границ благополучия для индексов разнообразия фитопланктона реки Дон. Границы получены для N разных абиотических факторов в различные сезоны наблюдения

Индекс	z_4		z_2		d_1		d_2	
	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень	Весна	Лето и осень	
N	17	7	23	8	25	8	21	
\bar{n}	0.78	0.70	0.79	0.69	0.78	0.32	0.43	
σ	0.03	0.07	0.04	0.05	0.02	0.03	0.03	
ε	0.04	0.10	0.05	0.07	0.03	0.10	0.07	

Градуировка индексов разнообразия, полученных при анализе видового разнообразия зообентоса озёр Республики Марий Эл. Анализ распределения значений индексов разнообразия в зависимости от принадлежности или непринадлежности озера к особо охраняемым природным территориям (ООПТ) показал, что более высокое разнообразие по всем индикаторным характеристикам характерно для зообентоса охраняемых озёр. Поэтому в качестве границы благополучия показателей разнообразия приняты их средние значения в охраняемых озёрах, условия в которых можно отнести к эталонным (табл. 4).

Таблица 4. Среднее значение \bar{n} , количество наблюдений N , стандартное отклонение σ параметров разнообразия в группах: 1 – озёра, относящиеся к ООПТ, 2 – озёра, не относящиеся к ООПТ

Индекс	Группы	\bar{n}	N	σ
z_2	1	0.69	158	0.26
	2	0.58	49	0.29
	Все группы	0.67	207	0.27
β_2	1	0.69	158	0.78
	2	1.05	49	0.97
	Все группы	0.77	207	0.84
z_3	1	0.66	127	0.21
	2	0.53	32	0.25
	Все группы	0.63	159	0.22
β_3	1	0.79	127	0.66
	2	1.20	32	0.90
	Все группы	0.88	159	0.73
d_1	1	0.58	158	0.15
	2	0.50	49	0.18
	Все группы	0.44	207	0.16
d_2	1	0.32	158	0.20
	2	0.24	49	0.20
	Все группы	0.30	207	0.20

Поиск экологически допустимых уровней абиотических факторов для бассейна реки Дон. Результаты поиска ЭДУ представлены в табл. 5, где для каждого значимого фактора приведены наиболее жёсткие значения ЭДУ из всех полученных по использованным нами индексам в выделенных дисперсионным анализом группах. Там же приведены значения критериев точности и полноты найденного значения ЭДУ, а так же нормативы предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ (ПДК). Наибольшая жёсткость подразумевает: для верхних границ ЭДУ – наименьшее значение, для нижних – наибольшее значение.

В результате процедуры нормирования были получены величины ЭДУ для 30 факторов, ответственных за возникновение экологического неблагополучия в сообществах фитопланктона, из 35 факторов, для которых количество наблюдений в исследованных классах было достаточным для анализа (всего в программу физико-химического мониторинга в бассейне Дона было включено 64 фактора). Количество факторов, для которых найдены величины ЭДУ по индексам d_1 , d_2 и z_2 примерно одинаково (табл. 3). Использование параметра z_4 ограничивает нас в количестве доступных для анализа наблюдений, поэтому для него количество факторов с найденными ЭДУ значительно меньше, чем для других показателей разнообразия.

Результаты расчётов свидетельствуют о том, что по большинству физико-химических показателей между значениями ЭДУ, вычисленными для разных индикаторных характеристик, не существует существенных различий. Так, например, ЭДУ для летучих фенолов, рассчитанные по индексам z_2 , z_4 , d_1 и d_2 в группе "лето-осень", составили соответственно 0.005, 0.005, 0.008 и 0.006; для СПАВ соответственно – 0.11, 0.10, 0.11, 0.11; для меди – 0.021, 0.018, 0.021, 0.018. Достаточно близкими оказались верхние и нижние ЭДУ для биогенных веществ, рассчитанные по индексам z_2 , d_1 и d_2 (для параметра z_4 перечисленные факторы оказались незначимыми): для аммонийного азота верхние ЭДУ составили соответственно 2.14, 2.44, 2.28; нижние – 0.09, 0.06, 0.06, для нитритного азота верхние ЭДУ составили соответственно 0.34, 0.34, 0.35; нижние – 0.01, 0.02, 0.01.

В целях ранжирования факторов по их вкладу в степень экологического неблагополучия были посчитаны значения критерия полноты для каждого фактора и каждого из четырёх используемых показателей разнообразия. Результаты анализа значений полнот (табл. 5) показали, что наибольший вклад в степень экологического неблагополучия во всех группах исследования вносит концентрация кислорода, независимо от используемого индекса. На втором месте в летний и осенний сезоны оказалась прозрачность воды, в весенний сезон – величина рН. Наименьший вклад в степень экологического неблагополучия вносят такие органические загрязнители, как нефтепродукты и формальдегиды – в летний и осенний сезоны, СПАВ и летучие фенолы – в весенний сезон.

В целом для большинства анализируемых факторов величины ЭДУ получились мягче, чем нормативы ПДК. Так, например, для аммонийного азота, нитритов, рН, БПК₅, летучих фенолов, формальдегидов, нефтепродуктов, цинка, меди, общего железа, сульфатов, магния нормативы ЭДУ выше, чем ПДК, что может свидетельствовать об адаптации фитопланктонового сообщества в бассейне Дона к данным факторам. Для хлоридов, пестицидов, кальция значения ЭДУ и ПДК оказались близки (табл. 5).

Сравнение величин ЭДУ, полученных в группе "лето-осень", с ЭДУ, полученными в группе "весна", показывает, что для некоторых факторов (нефтепродукты, хлориды, нитриты, кислород) значения ЭДУ в весенний сезон оказываются более жёсткими, чем в осенний и летний сезоны. Возможно, это объясняется более высокой чувствительностью фитопланктона к воздействиям в весенний период. Для таких показателей, как рН и СПАВ, значения ЭДУ оказались достаточно близкими в сравниваемых группах. Для БПК₅ и летучих фенолов значения ЭДУ в весенний сезон выше, чем в осенний и летний сезоны (табл. 5).

Анализ суммарной полноты показал, что почти все случаи неблагополучного состояния фитопланктона, оцененные по показателям разнообразия, сопряжены с превышением значений ЭДУ абиотических переменных, участвующих в анализе. Так, суммарные полноты в группе "лето-осень" для показателей d_1 , d_2 , z_2 и z_4 соответственно составили 93, 94, 95 и 97%.

Использование метода ЭДУ также позволяет находить экологически допустимые уровни абиотических факторов для водных объектов, относящихся к различным категориям использования. Например: 1) заповедные объекты и зоны рекреации; 2) объекты хозяйственно-

го назначения (питьевого, аграрного, рыбохозяйственного и др.); 3) техногенные объекты (используемые только для промышленных целей, не требующих высокого качества вод). Пороги абиотических факторов, найденные выше методом ЭДУ, разграничивают допустимые и недопустимые значения фактора для водных объектов хозяйственного назначения. В качестве аналогичной границы для первой категории использования можно предложить медиану распределения допустимых (относительно "хозяйственных" ЭДУ) значений факторов, а для третьей категории использования – медиану распределения недопустимых (относительно "хозяйственных" ЭДУ) значений. Аналогичный подход можно применить при установлении ЭДУ для водных объектов комплексного назначения при различных требованиях к качеству воды (например, питьевая вода, вода для производственно-технических целей, для коммунального использования, для сельскохозяйственных целей).

В настоящее время контроль природной среды основан на концепции предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ. ПДК устанавливают в лабораторных условиях. Действие различных концентраций вещества изучают на фоне поддержания постоянных условий эксперимента при отсутствии иных веществ, в то время как в реальных водоёмах имеет место комбинированное воздействие на биосистемы многих факторов. Действие веществ, как правило, изучают на отдельных видах, изъятых из обстановки естественного окружения (Фёдоров, 1974; Абакумов, Сушня, 1991).

В свете современных требований к охране природной среды концепция ПДК не может быть признана эффективной, поскольку практическое её использование встречается с целым рядом трудностей. Основные из них приведены в приложении 1 диссертации, где также описан мировой и отечественный опыт диагностики экологического неблагополучия и нормирования неблагоприятных воздействий.

Для адекватного нормирования потенциально опасных для биоты факторов среды необходима методика, позволяющая сопоставлять биотические показатели экосистемы со значениями физико-химических характеристик за достаточно продолжительный период времени в реальных условиях земной биосферы. Перечисленным требованиям отвечает метод экологически допустимых уровней.

Таблица 5. Экологически допустимые уровни (ЭДУ) значимых абиотических факторов, установленные по показателям разнообразия фитопланктона бассейна реки Дон. В скобках приведены значения нижней границы ЭДУ и соответствующие им точности и полноты. Удельная электропроводность выражена в сименс/см, прозрачность – в метрах, остальные абиотические переменные – в мг/л

Физико-химический показатель	Осенний и летний сезоны		Весенний сезон		ПДК
	ЭДУ	Точность, полнота, %	ЭДУ	Точность, полнота, %	
Прозрачность	14	84, 68			-
Удельная электропроводность	0.0017	84, 22			-
БПК ₅	4.19	96, 31	5.24	82, 33	3
Смолы и асфальтены	0	84, 26			-
Фенолы летучие	0.005	93, 23	0.017	100, 18	0.001
СПАВ	0.10	84, 22	0.11	77, 17	-
Формальдегид	0.12	94, 19			0.1
Нефтепродукты	0.85	79, 14	0.31	80, 30	0.05
Альфа-гексохлоран	0	83, 27			0
Гама-гексохлоран	0	89, 18			0
Хром шестивалентный	0.004	80, 29			0.02
Цинк	0.016	86, 36			0.01
Медь	0.018	87, 23			0.001
Железо общее	0.28	78, 22			0.1
Сульфаты	408	89, 25			100
Хлориды	348	94, 27	282	80, 23	300
Гидрокарбонатный анион	336 (162.9)	87, 39			-
Общая жёсткость	11.1 (6.48)	81, 45 (94, 31)			-
Магний	61.80 (30.20)	89, 57			40
Марганец общий	0.07 (0.0015)	84, 64			-
Кальций	168 (52.1)	75, 34			180
Кремний	17.4 (2.8)	85, 24			-
Фосфор минеральный	0.34 (0.08)	80, 26			-
Аммоний	2.14 (0.09)	82, 24	2.82 (0.22)	86, 31 (86, 29)	0.5
Нитраты	3.71 (0.09)	84, 24			40
Нитриты	0.34 (0.02)	81, 25	0.18 (0.01)	84, 26	0.08
NaK	353 (35)	81, 32			-
Сумма ионов	1660 (712.5)	77, 34 (89, 29)			-
pH	7.97 (7.6)	88, 30	7.9 (7.55)	94, 34	6.5-8.5
Кислород	5.24	81, 80	6.58	83, 84	6

ВЫВОДЫ

1. Метод ранговых распределений является достаточно простым в расчётах и точным инструментом анализа структуры сообществ зообентоса и видов-индикаторов фитопланктона. Различие в степени адекватности гиперболической и экспоненциальной моделей ранговых распределений незначительно, поэтому (с учётом имеющихся ошибок в определении численностей) применение каждой из этих моделей одинаково допустимо. Применение более сложных двухпараметрических моделей не оправдано. Наряду с параметрами ранговых распределений для анализа биоразнообразия сообществ фитопланктона и зообентоса пригодны индексы доминирования d_1 и d_2 . Данные индексы менее чувствительны к погрешностям в подсчёте численностей клеток фитопланктона, и их расчёт не требует сложных вычислительных процедур. Использование индекса доминирования d_1 позволяет увеличить набор доступных для анализа данных за счёт проб, в которых известна относительная численность только первого доминирующего вида.
2. Параметры ранговых распределений зависят от погрешностей в оценке численностей видов и от количества видов, учтённых обработчиком проб. Для снижения влияния погрешностей в оценке численностей видов необходимо исключить из анализа редкие виды и пробы с низкой суммарной численностью. Чтобы исключить зависимость параметров ранговых распределений от количества видов, учтённых обработчиком проб, следует рассчитывать параметры по массиву проб с сохранённым в них одинаковым числом видов. При анализе данных по зообентосу озёр Республики Марий Эл и массива ретроспективных данных государственного мониторинга по водным объектам бассейнов рек Дон и Волга для обеспечения достаточного для анализа числа проб достаточно сохранить в пробах два, три или четыре вида.
3. Границы исследуемых показателей разнообразия для водных объектов бассейна реки Дон, соответствующие границам благополучия состояния фитопланктонных сообществ, различны в весеннем сезоне и в объединённой группе сезонов "лето" и "осень". В качестве границы благополучия показателей разнообразия видов зообентоса в озёрах Республики Марий Эл могут быть приняты их средние значения в охраняемых озёрах, условия в которых можно отнести к эталонным.
4. Метод ЭДУ позволяет устанавливать по данным экологического мониторинга целевые показатели и экологические нормативы для абиотических факторов среды. Значения ЭДУ по большинству абиотических факторов для бассейна реки Дон мягче, чем нормативы ПДК. Величины ЭДУ, полученные для весеннего сезона, отличаются для ряда абиотических факторов от значений ЭДУ, полученных для летнего и осеннего сезонов. Показатели ЭДУ отражают особенности региона наблюдений: фоновые уровни абиотических факторов, климатические отличия и специфические характеристики водного объекта – сложившиеся реальные сообщества взаимодействующих друг с другом видов (а не тест-объекты), реальный комплекс взаимодействующих факторов среды (а не изолированные химические вещества), многочисленные косвенные эффекты воздействия, совокупное действие которых может быть более сильным, нежели эффект прямых влияний. Метод ЭДУ позволяет нормировать воздейст-

вия с учётом категории использования водного объекта (например, заповедная зона и рекреация, объекты хозяйственного назначения, техногенная территория и т.д.), то есть при одинаковом уровне нагрузки рассчитывать нормативы для объектов и целей различного назначения. Следует отметить, что предлагаемый подход может быть применен только в том случае, когда накоплен достаточный объём экологических данных, включающих как биотические, так и потенциально опасные для биоты абиотические характеристики. При отсутствии достаточно полных данных экологического мониторинга методики, основанные на концепции ПДК, при всей их неэффективности остаются достаточно безальтернативными.

5. Для бассейна реки Дон ранжирование значимых факторов по их вкладу в экологическое неблагополучие среды свидетельствует о том, что наибольший вклад вносят концентрация кислорода, прозрачность воды и водородный показатель, наименьший вклад – органические загрязнители: нефтепродукты, формальдегиды, СПАВ и летучие фенолы.

БЛАГОДАРНОСТИ

Автор глубоко признателен своим коллегам: дипломному руководителю Прасковье Владимировне Бедовой – за полученные знания и за неоценимую помощь в сборе и определении видов зообентоса; научным руководителям Александру Петровичу Левичу и Николаю Гурьевичу Булгакову – за полученные знания и помощь на всех этапах выполнения работы; Владимиру Анатольевичу Абакумову – одному из авторов информационной системы "Экология пресных вод России и сопредельных стран", данные из которой использованы в проведённой работе; Виктору Николаевичу Максимову – за постоянные консультации и алгоритмы нелинейного оценивания; Алексею Сергеевичу Титову – за разработку программного обеспечения для расчётов индексов и поиска ЭДУ, а также своим родным и друзьям.

СПИСОК РАБОТ, ОПУБЛИКОВАННЫХ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

1. Бедова П.В., Забурдаева Е.А., Перескокова Н.Г. Биологическая индикация озёр Керебелякского лесничества Национального Парка "Марий Чодра" по макрозообентосу // Разнообразие беспозвоночных животных на севере. Тез. докл. 2 Международной конференции. Сыктывкар, 2003. С. 7 (англ. С. 87-88).

2. Бедова П.В., Забурдаева Е.А. Экологическое состояние озёр особо охраняемых территорий республики Марий Эл // Озёрные экосистемы: Биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Материалы 2 международной научной конференции. Минск, 2003. С. 104-106.

3. Забурдаева Е.А., Бедова П.В., Коротков Р.Е., Шестаков М.А. Биологическое разнообразие донных сообществ озёр Керебелякского Лесничества НП "Марий Чодра" // Глобализация и проблемы национальной безопасности России в 20 веке. Материалы постоянно действующей всероссийской междисциплинарной научной конференции. Йошкар-Ола, 2003. С. 156-158.

4. Забурдаева Е.А. Разнообразие отряда Trichoptera некоторых озёр Национального Парка "Марий Чодра" // Экологические механизмы динамики и устойчивости биоты. Материалы конференции молодых учёных. Екатеринбург, 2004. С. 153-155.
5. Забурдаева Е.А. Биоразнообразие и оценка качества вод озёрных экосистем по показателям макрозообентоса // Биотехнология – охране окружающей среды. Сборник студенческих научных работ. Москва, 2004. С. 31-32.
6. Забурдаева Е.А., Бедова П.В., Горохова А.Г. Анализ выравненности распределения численностей макрозообентоса озёра Шутьер Национального Парка "Марий Чодра" методом ранговых распределений // Тез. докл. XII международной конференции студентов, аспирантов и молодых учёных "Ломоносов – 2005". Москва, 2005. С. 80-81.
7. Бедова П.В., Горохова А.Г., Забурдаева Е.А. Мониторинговые исследования бентофауны озёра Шутьер НП "Марий Чодра" // Сборник материалов докладов VIII Всероссийского популяционного семинара. Нижний Новгород, 2005. С. 26-28.
8. Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Левич А.П., Забурдаева Е.А. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Приближённые расчёты // Известия РАН. Серия биологическая. 2005. №5. С. 1-7.
9. Забурдаева Е.А., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П. Методические вопросы применения ранговых распределений численности фитопланктона к анализу массовых данных экологического мониторинга пресных вод. Регрессионная модель // Известия Самарского научного центра РАН. 2005. Вып. 4. Актуальные проблемы экологии. С. 84-91.
10. Забурдаева Е.А. Методический анализ использования параметров ранговых распределений численности фитопланктона для биоиндикации экологического состояния водных объектов бассейна р. Дон // Тез. докл. Международной конференции "Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем". Санкт-Петербург, 2006. С. 58.
11. Забурдаева Е.А. Методический анализ использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации экологического состояния водных объектов бассейна р. Дон // Материалы Международной конференции "Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем". Санкт-Петербург, 2006. С. 112-117.
12. Забурдаева Е.А. Ранговые распределения численностей видов фитопланктона бассейна р. Волги // Тез. докл. IX съезда гидробиологического общества РАН. Тольятти, 2006. С. 165.
13. Забурдаева Е.А. Ранговые распределения численности клеток фитопланктона как инструмент биоиндикации качества вод (на примере водных объектов бассейна р. Дон) // Общая и прикладная ценология. 2007. № 6. С. 27-33.
14. Забурдаева Е.А., Левич А.П. Методические аспекты использования данных биологического мониторинга по фитопланктону для биоиндикации качества вод бассейна Волги // Известия Самарского научного центра РАН. 2007. Т. 9. №1. С. 195-211.

15. Забурдаева Е.А. Анализ разнообразия сообществ фитопланктона для биоиндикации экологического состояния водных объектов и поиска экологически допустимых уровней абиотических факторов // Тез. докл. Пятнадцатой конференции "Математика. Компьютер. Образование". Москва, 2008. С. 170.