

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение  
высшего образования «Санкт-Петербургский государственный  
университет»

На правах рукописи

Панютин Николай Алексеевич

ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА И  
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Научная специальность 1.6.21. Геоэкология

ДИССЕРТАЦИЯ

На соискание ученой степени  
кандидата географических наук

Научный руководитель:  
доктор географических наук,  
профессор  
Дмитриев Василий Васильевич

Санкт-Петербург – 2026

## ОГЛАВЛЕНИЕ

ОГЛАВЛЕНИЕ .....	2
Список сокращений и обозначений .....	3
ВВЕДЕНИЕ .....	5
1. ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ.....	18
1.1. <i>Терминология, основные определения объектов и предметов исследования.....</i>	18
1.2. <i>История развития основных представлений об экологическом статусе и экологическом благополучии водных объектов.....</i>	27
1.3. <i>Современные акценты исследования водных экосистем, их эмерджентных свойств и функций: антропо-, био-, экоцентризм как основа исследований .....</i>	39
2. МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ОБЪЕКТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ .....	51
2.1. <i>Индикаторы и индексы в оценке состояния природных систем .....</i>	51
2.1.1. <i>Общие представления об индикаторах и индексах .....</i>	51
2.1.2. <i>Единичные, комплексные, многокритериальные и интегральные оценки.....</i>	56
2.2. <i>Современные тенденции в развитии методов интегрального оценивания водных объектов.....</i>	62
2.2.1. <i>Тенденции в развитии методов интегральной оценки на примере устойчивости водных объектов .....</i>	62
2.2.2. <i>Развитие методов интегральной оценки экологического статуса водных объектов .....</i>	68
2.2.3. <i>Примеры использования искусственного интеллекта для расчета веса субиндексов и построения интегрального показателя экологического статуса водоема с использованием нечисловой, неточной и неполной информации о приоритетах оценивания.....</i>	72
2.3. <i>Разработка методики интегральной оценки экологического статуса и экологического благополучия водных объектов.....</i>	76
3. АПРОБАЦИЯ МЕТОДИКИ ИНТЕГРАЛЬНОЙ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ДЛЯ КЛЮЧЕВЫХ ОБЪЕКТОВ .....	91
3.1. <i>Формулировка научных гипотез, выбор ключевых систем.....</i>	91
3.1.1. <i>Формулировка научных гипотез .....</i>	91
3.1.2. <i>Проверка гипотезы о существовании высокостатусных водоемов на основе антропоцентрических представлений по принципу «высокий статус = олиготрофия + высокое качество воды + очень высокая или высокая устойчивость (низкая уязвимость)» .....</i>	95
3.1.3. <i>Характеристика объектов исследования.....</i>	97
3.2. <i>Информационная база и стратегия исследований.....</i>	105
3.2.1. <i>Характеристика субиндексов экологического статуса водоемов .....</i>	105
3.2.2. <i>Информационная основа для классификации и типизации водоемов по результатам интегральной оценки экологического статуса и экологического благополучия .....</i>	109
3.3. <i>Интегральная оценка экологического статуса и экологического благополучия ключевых водных объектов.....</i>	115
3.3.1. <i>Интегральная оценка экологического статуса высокогорных озер Алтая.....</i>	115
3.3.2. <i>Интегральная оценка экологического статуса и экологического благополучия оз. Волковское ....</i>	121
3.3.3. <i>Учет нелинейности взаимосвязи между параметрами при построении субиндексов и учет изменения приоритетов субиндексов при построении интегральных показателей экологического статуса водоема.....</i>	125
3.4. <i>Интегральная оценка ответной реакции водных экосистем на внешнее воздействие .....</i>	131
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	139
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ .....	144
Приложение №1 .....	168
Приложение №2 .....	169

## Список сокращений и обозначений

АСПИД	Анализ и синтез показателей на основе информационного дефицита
БД	База данных
БПК <sub>5</sub>	Биохимическое потребление кислорода за 5 суток
ИЗВ	Индекс загрязнения воды
ИП	Интегральный показатель
ИПК	Интегральный показатель качества и токсического загрязнения воды
ИПКЖ	Интегральный показатель качества жизни
ИПТ	Интегральный показатель трофности
ИПУ	Интегральный показатель потенциальной устойчивости
ИПУ <sub>а</sub>	Интегральный показатель адаптационной устойчивости
ИПУ <sub>р</sub>	Интегральный показатель регенерационной устойчивости
ИПЭС	Интегральный показатель экологического статуса
МРСП	Метод рандомизированных сводных показателей
МСП	Метод сводных показателей
ОМ	Олиго-мезотрофия
МО	Мезо-олиготрофия
<i>ннн</i> -информация	Неполная, неточная, нечисловая информация
ОГЯ	Опасное гидрологическое явление
ОПТП	Опасные природные и техногенные процессы
ОПЯ	Опасное природное явление
ПДАН	Предельно допустимая антропогенная нагрузка на региональном уровне
ПУ	Потенциальная устойчивость
СППР	Система поддержки принятия решений
У <sub>а</sub>	Адаптационная устойчивость
УКИЗВ	Удельный комбинаторный индекс загрязнённости воды
У <sub>р</sub>	Регенерационная устойчивость
УТ	Устойчивость к эвтрофированию
ЭБ	Экологическое благополучие

ЭС	Экологический статус
ЭЦГ	Экологическая целостность геосистем
APIS	Aggregated Preference Indices System
BMWP	Biological Monitoring Working Party
E.L.M.	Ex-living matter
EQS	Ecological Quality Status
IASE	Integrated Assessment of Sustainable Existence
PM2,5	Взвешенные частицы размером 2,5 мкм и менее
PoMs	Pollution Online Monitoring System
PROMETHEE	PROMETHEE — Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation. Метод ранжирования предпочтений для оценки обогащения.
RBMP	River Basin Management Plan
SPSS	Statistical Package for the Social Science
TOL	Tolerance
VIE	Variance Inflation Factor
WFD	Water Framework Directive

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность исследования.** Актуальность работы обусловлена: 1 – отсутствием в современной отечественной и зарубежной литературе общепринятых, унифицированных представлений об «экологическом статусе» (ЭС) как интегративном (эмерджентном) свойстве эко- и геосистем. К таким представлениям относятся теоретико-методологические обобщения, методы, методики, технологии интегральной оценки ЭС водных объектов и получения интегральных показателей экологического статуса (ИПЭС) на основе многокритериального, многоуровневого представления информации о продукционном потенциале; качестве и токсическом загрязнении воды, потенциальной устойчивости водоема к изменению параметров режимов; 2 – необходимостью разработки представлений об экологическом благополучии (ЭБ) природных и общественных систем, отсутствием общепринятых классификаций «здоровья водных экосистем» или экологического благополучия/неблагополучия водных объектов; 3 – отсутствием в ГОСТах, СНИПах, сводах правил (СП), руководящих документах (РД), ОВОСах методов оценки интегративных свойств и функций, позволяющих на интегральной основе определить ЭС и ЭБ водных объектов, причины и последствия их изменений; 4 – необходимостью выявления степени антропогенной трансформации эко- и геосистем на основе изменения их интегративных свойств (ЭС и ЭБ), получения ответной реакции на внешнее воздействие и пределов воздействия на сложные системы в природе и обществе; 5 – необходимостью совершенствования геоэкологического мониторинга водных объектов; использования алгоритма и методики интегральной оценки ЭС и ЭБ для разработки систем поддержки принятия решений.

Работа соответствует п. 19 Перечня приоритетных направлений научно-технологического развития и входит в перечень важнейших наукоемких технологий (утвержден Указом Президента Российской Федерации от 18 июня 2024 г. N 529): «Мониторинг и прогнозирование состояния окружающей среды и изменения климата (в том числе ключевых районов Мирового океана, морей

России, Арктики и Антарктики), технологии предупреждения и снижения рисков чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера, негативных социально-экономических последствий» (<http://www.kremlin.ru/acts/bank/50755>).

**Целью исследования** является разработка теоретико-методологических положений об экологическом статусе и экологическом благополучии водоемов, моделей-классификаций их интегральной оценки, учитывающих многокритериальность, иерархичность организации природных систем, их эмерджентных свойств и функций.

**Задачи исследования:**

1) Обобщение и разработка теоретико-методологических положений и авторского представления об *экологическом статусе (ЭС)* и *экологическом благополучии (ЭБ)* водных объектов как интегративных свойствах водных эко- и геосистем;

2) Разработка методики интегральной оценки потенциальной устойчивости водоема;

3) Разработка моделей-классификаций интегральной оценки ЭС и ЭБ водных объектов; оценка влияния параметров моделей-классификаций на полученные результаты интегральной оценки: учет нелинейности связей, использование нечисловой информации для расчета весовых коэффициентов;

4) Применение моделей-классификаций интегральной оценки ЭС и ЭБ для ключевых водоемов и системы «водоем+водосбор», создания типизации их интегративных свойств;

5) Выявление особенностей трансформации геосистем при внешнем воздействии на основе сценарного подхода и интегральной оценки ЭС и ЭБ ключевых объектов.

**Объекты исследования** – озеро Волковское (Суури) в северо-западном Приладожье и его водосборная территория, а также два приледниковых озера Алтайских гор: оз. Лагерное в горном массиве Монгун-Тайга и оз. Барсово – в Таван-Богдо-Ола.

**Предметы исследования** – интегративные (эмерджентные) свойства гео- и

социосистем, модели-классификации интегративных свойств водных объектов, типизация водоемов на основе созданных моделей и результатов интегральной оценки; технология и алгоритмы построения интегральных показателей экологического статуса и экологического благополучия.

**Соответствие диссертационного исследования паспорту специальности.**

Тема диссертации соответствует паспорту научной специальности соискателя 1.6.21 – «Геоэкология» (географические науки). Данная работа отвечает пунктам паспорта специальности: 2. Изучение изменений жизнеобеспечивающих ресурсов геосферных оболочек под влиянием природных и техногенных факторов, их охрана, рациональное использование и контроль с целью сохранения для нынешних и будущих поколений людей продуктивной природной среды; 4. Разработка научных основ регулирования качества и состояния окружающей среды; 5. Изучение геоиндикаторов изменения природной среды под влиянием техногенеза: химического и радиоактивного загрязнения почв, пород, поверхностных и подземных вод и сокращение их ресурсов, наведенных физических полей, изменений криолитозоны.

**Научная новизна** полученных результатов:

1) Созданы новые авторские определения; разработаны новые модели–классификации, и методики расчета интегральных показателей экологического статуса (ЭС) и экологического благополучия (ЭБ) водных объектов на основе мониторинговой информации об учитываемых параметрах с учетом дефицита информации о приоритетах оценивания.

2) Разработана новая методика интегральной оценки потенциальной устойчивости водоемов.

3) Разработана полная и сокращенная программы интегральной оценки ЭС и ЭБ.

4) Проведена апробация разработанных моделей-классификаций на водных объектах Северо-Запада России и приледниковых моренно-подпрудных озер Алтая, различающихся по размерам и морфометрическим показателям, климатическим и гидрологическим условиям, показателям состава воды и

физическим свойствам водоемов, потенциальной устойчивостью водоемов.

5) Выполнена типизация водоемов на основе разработанных моделей–классификаций ЭС и ЭБ для вариантов возможного изменения продуктивности, качества воды, потенциальной устойчивости. Предложен алгоритм оценки ответной реакции водных экосистем озер на внешнее воздействие на основе сокращенной программы расчета интегральных показателей.

**Теоретическая значимость.** Теоретическая значимость полученных результатов состоит в разработке теоретико-методологических основ современного системного представления об ЭС и ЭБ водных объектов и водосборных территорий на основе широкого спектра натуральных данных, собранных в различных физико-географических и климатических условиях и разработанных моделей-классификаций для построения интегральных показателей ЭС и ЭБ. Теоретическая значимость раскрывается также в структурировании разрозненных данных, в совершенствовании представлений об объектах исследования (эко-, гео-, социосистемах) как о сложных системах, имеющих аддитивные, а также присущие системам в целом, т.н. эмерджентные (сложные, интегративные) свойства, в отказе от традиционных методов их оценки на основе покомпонентного анализа и переходе на многокритериальный и многоуровневый учет этих свойств на основе разработанных моделей-классификаций их интегральной оценки. Авторский подход предполагает: обоснование и выбор критериев оценки, введение субиндексов для групп (уровней); введение новых категорий, отражающих специфику изучаемого объекта, учет его особенностей, обоснование научных гипотез и их проверку, создание типологии, оценку погрешностей расчетов.

**Практическая значимость.** Практическая значимость полученных результатов состоит в возможности применения методик и подхода в системных геоэкологических исследованиях для получения количественной информации о состоянии природно-трансформированных систем в целом, оценке их системных свойств и функций. Созданы прикладные инструменты: алгоритмы и методики, оценочные шкалы и расчетные модули, модели классификации, типизация;

получены рекомендации для построения интегральных показателей. Рассмотрены примеры использования ИИ для расчета веса субиндексов по нечисловой информации о приоритетах оценивания; выполнения и проверки расчетов ИП с оценкой точности расчетов. Намечены возможности применения результатов работы для использования в СППР, при совершенствовании систем управления, мониторинга и принятия решений по оценке состояния сложных систем в природе и обществе; использования информационной базы и алгоритмов интегральной оценки для разработки и принятия природоохранными организациями решений по снижению негативных последствий воздействия опасных природных явлений (ОПЯ), опасных гидрологических явлений (ОГЯ) на геосистемы, человека (общество). Материалы диссертации могут применяться в учебном процессе для обучающихся по гидрометеорологическим и геоэкологическим направлениям, при подготовке учебных дисциплин «Региональные проблемы управления территориями и водными объектами», «Современные проблемы оценки состояния водных объектов и геосистем», «Геоэкологический мониторинг и оценка воздействия на окружающую среду» и др., для планирования и осуществления грантовой деятельности.

Важным для практического использования полученных результатов является опыт оценки точности задания приоритетов (весов) и результатов построения оценочных шкал и самих интегральных показателей, влияния на точность расчетов вида нормирующей функции и приоритетов в задании субиндексов, оценка внешнего воздействия на водные объекты; опыт и особенности оценки потенциальной устойчивости, трофического статуса, качества и загрязнения воды с позиции антропо- и биоцентризма.

#### **Достоверность результатов.**

Достоверность полученных результатов определяется репрезентативностью результатов моделирования, обоснованностью научных положений и выводов, выносимых на защиту. Она также обеспечивается апробированной методологией и использованием современных и актуальных методов обработки, анализа результатов, использованием статистических данных государственного

мониторинга, и системного подхода. Полученные результаты были неоднократно воспроизведены и прошли проверку точности. Они прошли обсуждение в докладах автора на всероссийских и международных научных конференциях, легли в основу опубликованных автором работ в период с 2020 по 2026 гг. в том числе в ведущих для данной специальности журналах и монографии.

### **Личный вклад автора.**

Личный вклад автора в создание диссертации выражается в сборе, обработке, подготовке и обобщении натурных данных, разработке новых моделей-классификаций (классификация + алгоритмы + правила построения оценочных шкал и расчета ИП) для оценки ЭС и ЭБ водоемов. Автор самостоятельно предложил и поэтапно реализовал новые модели, получил оценочные шкалы для субиндексов, рассчитал все ИП. На основе реализации всех этапов исследования получил оценочные шкалы последних уровней свертки для ИПЭС и ИПЭБ. Эти шкалы положены в основу методики интегральной оценки экологического статуса и благополучия рассмотренных водоемов и водосборных территорий.

Автор активно участвовал в написании статей и публикаций по теме исследования, проявлял инициативу и желание очно выступать с обсуждением результатов работы, самостоятельно планировал поездки и издательские расходы на конференции. Все это способствовало приобретению опыта и распространению знаний о развиваемом в Институте наук о Земле СПбГУ научном направлении по интегральному оцениванию состояния сложных систем в природе и обществе, их эмерджентных свойств и функций. Автор принимал участие в грантах: Российского научного фонда: грант №23–27–10011; грант РФФИ № 19–05–00535 А.

### **Основные защищаемые положения:**

1) На основе разработки представлений об экологическом статусе (ЭС) и экологическом благополучии (ЭБ) водных объектов, моделей-классификаций для их интегральной оценки – инновационного продукта мониторинга состояния эко- и геосистем, выполнена интегральная оценка состояния водных объектов, их эмерджентных свойств и функций с учетом дефицита информации о составе и приоритетах оценивания и оценки точности полученных результатов.

2) Методика интегральной оценки потенциальной устойчивости базируется на одновременном учете адаптационного и регенерационного типов устойчивости. Первый тип характеризует замедленное изменение свойств, параметров, функций, сохранением элементов режимов водоема, типичных для холодного времени года. Второй тип характеризует ускорение процессов переноса и трансформации вещества, самоочищения в теплый период года. Итоговое значение ИП устойчивости предложено определять на основе обоснования приоритета одного из типов устойчивости (учет степени проточности водоема).

3) Разработанные классификации, методика, технология построения ИПЭС прошли апробацию на водоемах Северо-Запада России и Алтая с проверкой гипотез и рекомендаций по расчету интегральных показателей. Экологическое благополучие (ЭБ) для системы «водоем+водосбор» выполняется на интегральной основе по величинам ИПЭБ. Исследования учета нелинейности связей параметров с оцениваемым свойством позволяют сравнить результаты влияния нелинейности на полученные результаты. Выполнены исследования по изменению приоритетов (весов) субиндексов на последнем уровне свертки при расчетах ИПЭС. Проверена гипотеза о возможности использования ИИ для расчета весовых коэффициентов и показателей ИПЭС с оценкой точности полученных результатов.

4) Оценка ответной реакции водных экосистем на естественное изменение параметров режимов и внешнее воздействие выполнена на интегральной основе по сокращенной программе с использованием субиндексов, полученных в вариантах до и после воздействия. Показаны возможности и условия перехода озер в более низкую категорию ЭС и ЭБ с изменением нагрузки для ответа на вопрос: способна ли система сохранить свой статус в пределах класса ЭС и/или ЭБ, в котором она находилась до воздействия.

#### **Методы исследования:**

Методика исследования носит оригинальный характер и основана на многокритериальном (многопараметрическом) и многоуровневом представлении показателей, отобранных для оценки, с учетом их разной чувствительности к воздействию и одновременности формирования ответной реакции компонентов

биоты на воздействие. При подготовке диссертации использовался дедуктивный подход, проявляющийся во введении в методологию исследования аксиологии и аксиометрии; гипотез, имеющих характер общих утверждений. В работе также применялся индуктивный подход, реализующийся в разработке многокритериальной основы получения интегральных показателей трофического статуса, качества воды, потенциальной устойчивости; экологического статуса водоемов. При формулировке представлений об ЭС, технологии построения оценочных шкал и задания приоритетов оценивания использовались: системный подход и анализ, аксиометрия (экологическая квалиметрия), основные принципы системологии (принцип множественности моделей, принцип контринтуитивного поведения сложной системы и др.). При сборе данных и их анализе использовались методы мониторинговых (гидрологических, гидрохимических, гидробиологических) наблюдений на водоемах, статистические методы анализа рядов наблюдений. При оценке воздействия на водоемы использовался сценарный подход, при котором было рассмотрено несколько сценариев изменения продуктивности, качества воды, устойчивости на основе сокращенной и полной программ исследования.

**Структура и объем диссертации.** Диссертационная работа состоит из введения, 3 глав, заключения, списка литературы, приложений. Работа содержит 169 страниц, включает 22 иллюстрации и 23 таблицы в основном тексте, 2 таблицы в приложениях №1 и №2. Список литературы содержит 202 работы отечественных и зарубежных (34% на английском языке) авторов, список сокращений и обозначений.

#### **Публикации и апробация результатов исследования.**

По теме исследования опубликовано 16 статей (13 на русском, 3 на английском языке). Все статьи опубликованы в периодических изданиях: 7 статей в изданиях, включенных в список ВАК; 4 статьи в изданиях, включенных в список Web of Sciences/Scopus. Список опубликованных работ по теме исследования:

1) Dmitriev V., Sedova S., Plenkina A., Khomiakova V., Avdeevich D., Ladanova V., Ukis A., **Paniutin N.**, Makarieva O., Post D. Development of monitoring of water

bodies ecological status by the example of small lakes in the North-Western Ladoga region. E3S Web of Conferences. 4th Vinogradov Conference "Hydrology: from Learning to Worldview" in Memory of Outstanding Russian Hydrologist Yury Vinogradov. 2020, V. 163, doi:10.1051/e3conf/202016303002 (Scopus, WoS).

2) Распутина В.А., Ганюшкин Д.А., Банцев Д.В., Пряхина Г.В., Вуглинский В.С., Свирепов С.С., **Панютин Н.А.**, Волкова Д.Д., Николаев М.Р., Сыроежко Е.В. Оценка прорывоопасности малоизученных озер массива Монгун-Тайга. Вестник Санкт-Петербургского государственного университета. Науки о Земле. 2021. Т. 66. № 3. С. 487 – 509. DOI: 10.21638/spbu07.2021.304 (Scopus, WoS, Белый список ВАК).

3) Распутина В.А., Пряхина Г.В., Ганюшкин Д.А., Банцев Д.В., **Панютин Н.А.** Особенности уровня режима приледниковых моренно-подпрудных озёр в стадии роста (на примере озёр горного массива Таван-Богдо-Ола, юго-восточный Алтай). Лёд и снег. 2022. Т. 62. № 3. С. 441 – 454. DOI: 10.31857/S2076673422030143 (Scopus, WoS, Белый список ВАК).

4) **Панютин Н.А.** Особенности оценки устойчивости и экологического благополучия водной среды территории. Актуальные проблемы развития лесного комплекса. Материалы XXI Международной научно-технической конференции. 2023. С. 93 – 96. (РИНЦ).

5) Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю., Примаков Е.А., Седова С.А., Васькова Е.А., Дудоркин Е.С., **Панютин Н.А.**, Акулич Э.В. Системное нормирование воздействий на водный объект: экологический статус водоема и его изменение при естественном и антропогенном воздействии. Пятые Виноградовские чтения. Гидрология в эпоху перемен. Сборник докладов международной научной конференции памяти выдающегося русского ученого Юрия Борисовича Виноградова. 2023. С. 163–168. (РИНЦ).

6) Rasputina V.A., Pryakhina G.V., Ganyushkin D.A., Bantcev D.V., **Paniutin N.A.** Features of the Level Regime of Periglacial Moraine-Dammed Lakes in the Growth Stage (Based on the Example of Lakes of the Tavan-Bogdo-Ola Mountain Range, South Eastern Altai) // Water Resources. 2023. Т. 50. № S1. P. S109–S120. DOI:

10.1134/s0097807823700343 (Scopus, WoS, Белый список ВАК).

7) Овсебян А.А., **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. Потенциальная устойчивость водоема: от балльно-индексных оценок к интегральной оценке на основе композитных индексов. Международный студенческий вестник. 2024. №1. С. 45. doi:10.17513/msnv.21434. (РИНЦ)

8) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. Интегральная оценка устойчивости системы "водоем+водосбор", Геоэкология и рациональное недропользование: от науки к практике, сборник материалов IV Всероссийской научной конференции молодых ученых. 2024. С. 27 – 33. (РИНЦ).

9) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. Моделирование экологического статуса водных объектов. Современные проблемы ландшафтоведения и геоэкологии. Материалы VII Международной научной конференции, посвященной 90-летию кафедры географической экологии Белорусского государственного университета, 2024. С. 155 – 159. (РИНЦ).

10) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В., Щетинина В.В. Экологический статус водоема: методика, оценка, перспективы. Озера Евразии. Материалы 3-й Международной конференции. 2025. С. 178 – 183. (РИНЦ).

11) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. К вопросу об интегральной оценке экологического статуса и экологического благополучия водоемов. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов», труды X Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. 2025, С. 456 – 460. (РИНЦ).

12) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В., Примак Е.А. Интегральная оценка экологического статуса с учетом нелинейности взаимосвязи между параметрами и эмерджентными свойствами водного объекта. Труды Карельского научного центра Российской академии наук. Серия Лимнология и океанология. 2025. №6. С. 119 – 130. doi:10.17076/lim2210. (ВАК, К1).

13) Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю., Тихонова Д.А., **Панютин Н.А.**, Краснова В.В., Андреева Д.О., Пономарева Е.В., Васильева Н.С., Спицын М.Н. Оценка первичной продукции и деструкции органического вещества по

результатам наблюдений и моделирования скоростей процессов массообмена в мелководной экосистеме. Шестые Виноградовские чтения. Гидрология нового поколения. Сборник докладов международной научной конференции памяти выдающегося русского ученого Юрия Борисовича Виноградова. 2026, С. 269 – 278 (РИНЦ).

14) **Paniutin N.A.**, Dmitriev V.V., Shchetinina M.M. Classification of Water Bodies Based on Integral Assessment of Their Ecological Status. In: Radionova, L.V., Yatsenko, E.A., Maltseva, I.N. (eds). Advances in Ecology and Environmental Engineering II. RusEcoCon 2025. Springer Proceedings in Earth and Environmental Sciences. Conference paper. 2026. P. 311 – 320. doi:10.1007/978-3-031-99762-4\_28. (РИНЦ, Scopus)

15) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В., Манвелова А.Б. Учет дефицита информации в интегральной оценке экологического благополучия природной системы. Известия Дагестанского государственного педагогического университета. Серия Естественные и точные науки. 2026. Т. 20. № 1. (ВАК, К3).

16) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. Интегральная оценка экологического статуса высокогорных озер Алтая. Экосистемы. 2026. № 45. С. 45 – 63 (ВАК, К2).

Результаты данного исследования были представлены на следующих международных и всероссийских **конференциях**:

1) **Панютин Н.А.** Особенности оценки устойчивости и экологического благополучия водной среды территории, Актуальные проблемы развития лесного комплекса. Материалы XXI Международной научно-технической конференции, Вологда: Изд. Вологодский государственный университет, 5 декабря 2023 года, ISBN 978-5-907606-87-6

2) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. Интегральная оценка устойчивости системы "водоем+водосбор", Геоэкология и рациональное недропользование: от науки к практике, сборник материалов IV Всероссийской научной конференции молодых ученых, Белгород: Изд. Белгородский государственный национальный исследовательский университет, 10 октября 2024 года, ISBN 978-5-9571-3730-6

3) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. Моделирование экологического статуса

водных объектов, Современные проблемы ландшафтоведения и геоэкологии. Материалы VII Международной научной конференции, посвященной 90-летию кафедры географической экологии Белорусского государственного университета, Минск: Изд. Белорусский государственный университет, 11–15 ноября 2024 года, ISBN 978–985–881–694–0

4) **Paniutin N.A.**, Dmitriev V.V., Shchetinina M.M. Classification of Water Bodies Based on Integral Assessment of Their Ecological Status, Международная научно-техническая конференция "Экология и техносферная безопасность" (RusEcoCon – 2025), 23 – 29 марта 2025 года, Сочи, Россия. – Cham, Switzerland: Springer Nature Switzerland AG, ISBN 978–3–031–99761–7

5) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В., Щетинина М.М. Экологический статус водоема: методика, оценка, перспективы, Озера Евразии: проблемы и пути их решения. Материалы III международной конференции, Казань: Изд. Академии наук Республики Татарстан, 20–23 мая 2025 года, ISBN 978–5–9690–1336–0

6) **Панютин Н.А.**, Дмитриев В.В. К вопросу об интегральной оценке экологического статуса и экологического благополучия водоемов, Труды X Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов», 29 мая – 1 июня 2025 года, Пермь: Изд. Пермский государственный национальный исследовательский университет, ISBN 978 – 5 – 7944 – 4262 – 5

7) Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю., Тихонова Д.А., **Панютин Н.А.**, Краснова В.В., Андреева Д.О., Пономарева Е.В., Васильева Н.С., Спицын М.Н. Оценка первичной продукции и деструкции органического вещества по результатам наблюдений и моделирования скоростей процессов массообмена в мелководной экосистеме. Шестые Виноградовские чтения. Гидрология нового поколения. Международная научная конференция памяти выдающегося русского ученого Юрия Борисовича Виноградова, Санкт–Петербург: Изд. ООО “Издательство ВВМ”: 13 – 19 октября 2025 года, ISBN 978 – 5 – 9651 – 1676 – 8

**Благодарности.** Автор выражает благодарность своим родителям и близким родственникам за постоянную поддержку в период обучения в аспирантуре;

коллективам кафедр гидрологии суши и геоэкологии Института наук о Земле СПбГУ за поддержку исследований, замечания и рекомендации при подготовке диссертации в период обучения в аспирантуре.

# 1. ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

## 1.1. Терминология, основные определения объектов и предметов исследования

Любое исследование в науке начинается с использования терминологической основы, агрегирующей как общеизвестные термины, так и авторские, введенные в ходе написания диссертации. В основе любой научной работы лежит следующая триада: «теоретико-методологические основы (положения)» – «методы исследования, включая авторские» – «апробация методов для решения практических задач». Конечным продуктом исследования как правило являются: методика, разработанная автором; модель или система моделей; анализ результатов моделирования.

Первыми ключевыми понятиями, упомянутой триады, являются методология и теория. Под теорией традиционно понимается совокупность взглядов, представлений, идей, направленных на истолкование и объяснение какого-либо явления, процесса, объекта исследования. Эта совокупность понимается как «система научного знания, которая сводит закономерные связи к единому началу» (Копнин, 1974).

Под методологией понимаются парадигмы познания объектов и предметов исследования, общие способы и принципы их изучения. Часто можно встретить утверждение, что «методология – это система знаний о способах достижения нового знания» (<https://bigenc.ru/c/metodologiii-a48253>).

В тоже время, метод, либо методы — это способ достижения какой-либо цели. Как правило, авторы используют в своей работе достаточно большое количество методов. На взгляд автора, работа должна акцентировать новый метод (методы) или развитие известного метода на основе новых возможностей науки и системы мониторинга изучаемых объектов. В другом случае, исследователь на основе традиционного применения некоторого метода разрабатывает

оригинальную, новую методику или модель, и с их помощью получает новое знание о протекании процессов и развитии систем. Сочетание нескольких методов, как правило, называют подходом. Важным является то, что исследователь при этом может предложить авторский подход к решению научной проблемы, не создавая новых методов. В наибольшей степени это проявляется, когда автор использует несколько собственных моделей и полученных на их основе результатов, и выводов.

По мнению А.И. Осипова (Осипов, 2013) современные методологические исследования на эмпирическом уровне включают использование специфических методов (наблюдение, описание, измерение и эксперимент).

В понятие «методики», обычно включают: этапы, приемы, способы исследования, алгоритмы, некоторые рекомендации (инструкции) по выполнению работ, связанных с натурными исследованиями, оценкой и анализом результатов наблюдений, выполнением модельных расчетов.

В основе большинства исследований сложных систем в природе и обществе лежит понятие *модель*. Заметим, что на сегодняшний день существует большое количество определений этого термина. В первую очередь, особенностью модели является представление о ней как о заместителе реальной системы. Во вторую очередь, отмечают, этот заместитель должен быть адекватен реальной системе. Для этого разрабатывается большое количество критериев и способов доказательства адекватности модели реальной системе. В третью очередь акцентируется, что полученная на основе моделирования информация представляет собой новое знание об объекте исследования как сложной системе.

Понятие *система*, как и многие другие философско-научные термины, имеет несколько определений. В одном из них дается определение системе как множество компонентов того или иного происхождения, связанных между собой, упорядоченное по отношениям и имеющее вполне определенные свойства; данное множество обладает единством, выражающееся в функциях множества и интегральных свойствах (Тюхтин, 1978).

В наше время определения понятия «система» можно объединить в три

группы. В первой группе под системой понимают множество элементов, которые находятся в связях друг с другом и отношениях, и образуют целостность и единство. Во вторую группу включаются те понятия, в которых система является инструментом, одним из способов исследования процессов и явлений. Здесь «система» выступает синонимом слову «модель». Третья группа включает определения, которые совмещают первую и вторую группы (Акимова, 2003).

Современные экология и геоэкология невозможны без определения понятий «экологическая система» (далее — «экосистема») и «геосистема». Под экосистемой понимается некоторое единство отдельного организма и его среды обитания (аутэкология), популяции и ее среды обитания (демэкология), сообщества организмов (биоценозов) и их среды обитания (синэкология). К экосистеме относятся биотические и абиотические компоненты, но при изучении экосистем важным является рассмотрение основных связей, характеризующих массообмен между компонентами живой и неживой природы и факторы на них влияющие. По последним взглядам С.А. Остроумова (МГУ) в экосистему входит также экс-живое вещество или бывшее живое вещество (в англ. «ex-living matter», E.L.M.) (Ostroumov, 2021). Экосистема — биоцентрическая система, в которой биота, т.е. совокупность живых организмов, живущих на определенной территории, является определяющей (Исаченко, 1991).

Экосистема является сложной системой. Под сложной системой понимают результат эволюции более простой системы. Поведению сложных систем обычно присущ акт решения. Сложные системы обладают простыми (аддитивными) и сложными (неаддитивными) системными параметрами (Розенберг, 2022; Панютин, Дмитриев, 2025).

Понимание сложной системы раскрывается на двух уровнях: 1 – сложность на «структурном уровне», которая определяется числом деталей системы и количеством связей между ними (морфологическая сложность); 2 – сложность на «поведенческом уровне» — совокупность реакций системы на внешние воздействия (функциональная сложность) (Шитиков и др., 2005).

Основными чертами сложных систем являются: большое количество

взаимосвязанных качеств, т.е. сложность структуры; нелинейность связей; сложность поведения, т.е. выбор решения, стратегической цели.

К неаддитивным свойствам сложных систем относятся: устойчивость (адаптационная и регенерационная), продолжительность жизни, надежность, живучесть, целостность, повторяемость, неидентичность, упорядоченность, эмергентность (эмергентность или эмерджентность) (Дмитриев, 2010).

Одна из современных интерпретаций термина эмерджентность (эмерджентные свойства, emergent properties) обозначает свойства сложной системы в целом, которые невозможно предсказать заранее (<https://plato.stanford.edu/archives/spr2012/entries/properties-emergent/>). При этом исключается возможность сведения характеристики сложной системы к характеристике ее основных составляющих на основе единичных (покомпонентных) прямых и косвенных оценок.

Основой для появления новых свойств, не сводимых к свойствам отдельных компонентов, является требование разделять свойства (физические) и состав (химический, биологический) в пространстве и времени для получения измеримого и долговременного системного результата (Ponge, 2005).

Эмерджентные свойства (системные эффекты) не могут быть измерены в полевых условиях. Изучение сложных систем и их свойств, требует методологии системного подхода; их нельзя изучать путем простого «расчленения» (Розенберг, 1984).

Примерами эмерджентных свойств могут быть также: целостность, биопродуктивность; функциональный потенциал живых организмов; обитающих в экосистеме; активность обмена вещества; реакция системы на внешнее воздействие и другое. Отмечено, что для того, чтобы предсказывать эмерджентные свойства необходимо обладать большим количеством информации о геосистеме и свойствах отдельных ее компонентов (Gilbert & Henry, 2015).

Понятие «геосистема» появилось в физико-географической литературе и ландшафтной экологии более 60 лет назад в странах Восточной Европы (особенно в СССР и ГДР). По причине того, что публикации, апеллирующие данным

термином, появились изначально на русском и немецком языках, а на английский язык они были переведены спустя несколько десятилетий, то западноевропейские научные школы стали использовать его только во второй половине 2010-ых гг. (Frisk et al., 2022). По определению В.Б. Сочавы 1978 г.: геосистема – это природно-географические объединения всех возможных категорий: от планетарной геосистемы (географической оболочки/среды в общем) до элементарной геосистемы (физико-географической фации) (Сочава, 1978). В «Экологическом энциклопедическом словаре» под ред. И.И. Дедю под геосистемой понимается фундаментальная структурная компонента географического ландшафта, объединяющая в себе, геоморфологические, гидрологические, климатические природные геокомпоненты, а также живые организмы на определенном участке поверхности Земли (Дедю, 1990). К геосистеме относятся также человек (население) и итоги его хозяйственной деятельности (Bastian et al., 2015).

Системный подход – это способ научного понимания, где объект исследования является системой. Он определяет ориентацию ученого на раскрытие целостности объекта и механизмов, обеспечивающих эту целостность, на нахождение большого количества связей сложного объекта и объединения их в единую теоретическую картину (Новая философская энциклопедия..., 2010).

Для получения количественных значений оцениваемых параметров используются понятия: *показатель*, *признак*, *критерий*. Под первым термином будем понимать характеристику процесса или решения, какого-либо свойства исследуемого объекта в числовом выражении. К показателям относятся количественные значения и содержательные признаки (основные и дополнительные). *Признак* – характеризуемая величина, которой свойственно изменение, определяемая в процессе исследования. Признаки используются для классификаций, создания шкал измерения, составления списочного состава баз данных. Определение третьему понятию – *критерию*, дадим через репрезентативный (основной) признак, на базе которого проводятся: 1 – классификация явлений, свойств, объектов; 2 – оценка положения природного объекта или его характеристик (в качестве примеров это могут быть устойчивость

водного объекта, качество воды, трофность, благополучие и т.д.); 3 – сравнение альтернатив (предположительные варианты решения проблемы). При этом выделяют три типа задач: 1 – задачи, которые состоят в выборе одной из известных альтернатив называются задачами оценки; 2 – задачи, которые состоят в разработке новых стратегий, называются задачами разработки; 3 – сравнение адекватности различных вариантов в процессе моделирования (Лопатников, 2003).

Производными от перечисленных выше понятий являются: сводный показатель и интегральный показатель. Сегодня существует большое количество определений термина «сводный показатель» (или «composite indice» в английском языке), т.к. он используется в большом спектре научной деятельности: от социальных до химико-биологических наук. В обобщающей статье итальянских и британских авторов по данной тематике (Gresco et al., 2019) приводится следующее определение этому понятию: «это показатель, который отражает сложную систему, состоящую из множества других параметров, призванный облегчить ее понимание как целого». При этом *сводный показатель* не сводит всю систему к отдельным ее частям.

Объектами исследования здесь могут выступать наземные ландшафты, озера и водохранилища, а также их водосборные бассейны. На первом этапе эти бассейны выступают как однородные ландшафты. На последующих этапах водосборную площадь можно разделить на характерные ландшафты или группы ландшафтов, а водотоки на характерные участки транзитной системы реки (Поздняков и др., 2020; Dmitriev et al., 2020b).

Для количественной оценки состояния водных экосистем в геоэкологии используются точечные, боксовые (блочные, резервуарные), пространственно-неоднородные имитационные модели (simulation modeling). Такие модели используются для прогноза и оценки состояния водных экосистем, исследования внешнего влияния на них. Результаты моделирования можно также использовать для расчета интегральных показателей качества и токсического загрязнения воды, продуктивности, потенциальной устойчивости, экологических, экономических, социальных особенностей качества жизни населения. Такие модели требуют

высокой детализации и геоинформационной основы (ГИС–основы) для визуализации результатов, которые были получены (DeAngelis & Yurek, 2017).

К началу XXI века необходимость решения экологических проблем окружающей среды была признана не только научным сообществом, но и политическим руководством большинства стран. В Европейском Союзе (далее – ЕС) была принята Рамочная Водная Директива (European Water Framework Directive (далее – WFD)) (Directive 2000/60/EC, 2000), в Соединенных Штатах – Закон о чистой воде (The Clean Water Act). В рамках WFD водные объекты по их экологическому статусу были разделены на 5 классов (высокий, хороший, умеренный, плохой и очень плохой), разделенные 4 пороговыми значениями. Классификация экологического статуса (далее – ЭС) в WFD предусматривает учет следующих групп факторов: состав и трансформация компонентов биоты в современных водных экосистемах (фитопланктон, водная флора, бентосные беспозвоночные и рыба); химические и физико-химические параметры (прозрачность, соленость, температура, наличие и количество питательных веществ, кислород, степень загрязнения); гидроморфологические параметры (глубина, размер осадочного слоя, характеристика волнового процесса, наличие и скорость приливов и течений).

Целью директивы стало желание разработчиков сблизить экологические оценки, принятые в разных странах ЕС, и вывести все водные объекты ЕС на уровень классов «хороший» и «высокий» к 2015 г. (Carstensten, 2007).

Основываясь на информации, представленной государствами-членами ЕС в первых планах управления речными бассейнами (отчетность была предоставлена в конце 2009 г.), было установлено, что 44% озер и 56% рек в Евросоюзе в данный промежуток времени имели «менее чем хорошее» экологическое состояние. На основе данных Европейского агентства по окружающей среде в период с 2004 по 2009 гг. только 38% рек были отнесены к классам «хорошего» или «высокого» ЭБ. Мониторинг природной среды в последнее время показывает, что в последние годы ситуация в значительной степени не изменилась. Для более эффективного решения этих проблем ЕС запланировал пересмотр WFD к 2019 г. и отложил крайний срок

достижения установленных показателей экологического состояния на 2027 г. (Kristensen et al., 2013).

В России регулирование отношений между природой и обществом, возникающих в процессе хозяйственной и прочей деятельности, которая так или иначе влияет на окружающую среду закреплено в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7-ФЗ ([https://www.consultant.ru/document/cons\\_doc\\_LAW\\_34823/](https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_34823/); Примак и др., 2020). В качестве рекомендательного информационного документа при оценке экологической ситуации использовались «Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия» — документ, изданный в 1992 г. Министерством охраны окружающей природной среды и природных ресурсов РФ. В нем были предусмотрены системный подход и единые требования, позволяющие выделять территории и участки по степени экологического неблагополучия, а также определить порядок проведения комплексной оценки состояния всех природных сфер на территории.

Оценка экологической ситуации на территориях, осуществляемая в соответствии с этим документом, направлена на получение достоверных данных о здоровье населения и состоянии окружающей среды. Для этой оценки предусматривается: 1 – определение научно обоснованных границ территории или ее отдельных участков; 2 – создание системы мониторинга и наблюдений по ключевым показателям изменений здоровья населения и окружающей среды; 3 – подведения базы с необходимостью введения срочных мер по восстановлению здоровья населения; 4 – проведение работ по возвращению экологического баланса и благополучия объектов территории и отдельных участков. По документу экологическая ситуация может быть классифицирована по степени экологического неблагополучия:

—относительно благополучная (норма — Н), или класса удовлетворительного (благоприятного) состояния объекта, включающего районы без ощутимого снижения продуктивности и устойчивости экосистем, их

относительной стабильности; вполне удовлетворительного здоровья населения. Значения прямых критериев оценки ниже предельно-допустимых концентраций (далее – ПДК) или фоновых;

— напряженная или условно-благополучная (риск — Р) или класса условно-удовлетворительного (неблагоприятного) состояния объекта, имеющего районы с значительным падением продуктивности и устойчивости экосистем, их нестабильным состоянием, приводящим в дальнейшем к спонтанной деградации экосистем. Но еще с нарушения остаются обратимыми. Значения прямых критериев оценки немного превышают ПДК или фон;

— критическая или неудовлетворительная (кризис — К) или класса условно-удовлетворительного (неблагоприятного) состояния объекта, имеющего районы с заметным падением продуктивности и устойчивости экосистем, их нестабильным состоянием, ведущим в дальнейшем к спонтанной деградации экосистем. Но нарушения также остаются еще обратимыми. Значения прямых критериев оценки незначительно превышают ПДК или фон;

— зона чрезвычайной экологической ситуации (кризисная зона) или класса неудовлетворительного состояния объекта (чрезвычайная экологическая ситуация). В эту зону входят районы с сильным падением продуктивности и потерей устойчивости экосистем. Нарушения уже трудно обратимые. Отмечена серьезная угроза здоровью населения. Необходимы выборочное хозяйственное использование территорий и планирование их значительного улучшения. Значения прямых критериев оценки заметно превышают ПДК или фон;

— зона экологического бедствия (катастрофическая зона, бедствие — Б), или класса катастрофического состояния сред. Он включает районы с полной потерей продуктивности, глубокими и практически необратимыми нарушениями экосистем. Здоровье населения существенно ухудшено. Значения прямых критериев оценки многократно превышают ПДК или фон.

Характеристики зон и определение классов экологического состояния районов базируются на наиболее показательных параметрах. Оценка экологического состояния территории должна включать оценку состояния

экосистемы с последующим определением состава и свойств, а также учитываемых параметров и системных функций. В результате необходимо классифицировать текущий уровень экологического состояния, благополучия/неблагополучия и проследить причины перемен в них во времени под влиянием антропогенных причин.

## 1.2. История развития основных представлений об экологическом статусе и экологическом благополучии водных объектов

Экологическая оценка представляет собой параметрическую оценку состояния окружающей среды, обуславливающее развитие биоты. Для оценки экологического состояния в конце 1990 – начале 2000 гг. была предложена следующая стратегия. Вначале строился интегральный показатель (далее – ИП) состояния системы на основе репрезентативных параметров, характеризующих абиотические условия среды и физико-химические свойства исследуемой природной системы. Затем строился интегральный показатель состояния компонентов биоты для тех же классов на основе биологических параметров. Экологическая оценка сводилась к сопоставлению первого и второго ИП. Если оба ИП указывали на один и тот же класс состояния (качества, трофности, устойчивости, благополучия, напряженности и др.), то можно было определить класс и сделать вывод о соответствии состояния среды состоянию биоты. Если же состояние среды позволяла отнести систему, например, к III-у классу качества, а состояние биоты – ко II-у, то появлялась возможность определить тенденцию в изменении биоты в ближайшей перспективе. Если же состояние среды характеризовалась II-м классом, а биоты – III-м, то можно было предположить, что биота не является автохтонной, а, скорее всего, привнесена в систему извне (Дмитриев, 2000).

Еще в начале XX в. русским ученым В.И. Вернадским было введено понятие биогеохимических циклов. В это понятие он включил живых организмов, которые, по его мнению, были активными факторами миграции химических элементов. Он

подчеркивал, что биогеохимические циклы носят циклический характер, при этом они не являются полностью замкнутыми (происходят потери 3–5%), а движущими силами этих циклов являются солнечная энергия и биологическая активность. Сегодня под биогеохимическим статусом экосистемы часто понимают ИП «здоровья» экосистемы, отражающий особенности круговорота биогенных элементов, интенсивность и направленность потоков вещества и энергии, соотношение между процессами синтеза и разложения органического вещества, уровень накопления или выноса химических элементов, а также специфику биогеохимических барьеров и потоков в пределах экосистемы (Кузнецова, Манвелова, 2022).

Авторское понимание термина «геоэкологическая оценка» в диссертации следующее: *геоэкологическая оценка* – это структурное определение состояния антропогенно-трансформированных геосистем, дающая возможность существования конкретным сообществам живых организмов и человеку (обществу), с целью определения антропогенной составляющей и последствий этих изменений на фоне природных процессов. В такую оценку включаются: *геоэкологическая регламентация* и *геоэкологическое нормирование*. Геоэкологическая регламентация – первый этап оценочных исследований, содержит оценку параметров положения антропогенно-трансформированной геосистемы, задание интервалов изменений частей ее режимов (антропогенного и естественного), выявление критических и пороговых величин этих параметров. Геоэкологическое нормирование есть нормирование каждого антропогенного влияния на геосистему, при котором можно дать оценку реакции геосистемы в целом или какого-либо ее "критического звена" (подсистемы) на это влияния. Допустимая нагрузка на эту подсистему принимается в качестве допустимой нагрузки для геосистемы в целом.

В середине XX в. формируются пути к *экологическому нормированию* – установлению ответной реакции системы в целом на антропогенные воздействия и естественные изменения для обоснования «норм воздействия» и «норм состояния», с учетом того, что регламентируется – состояние, а нормируется – воздействие. Эти

исследования направлены на обеспечение устойчивости природных объектов и территорий, оценку возможных нагрузок, которые влияли на трансформацию экологических систем, выявление их чувствительности к воздействиям извне (Дмитриев, 2000; Опекунов, 2001).

Под влиянием Конференции ООН по окружающей среде и ее развитию в Рио-де-Жанейро в 1992 г. разрабатываются индикаторы устойчивого развития (Тарасова, Кручина, 2004).

В 2010 г. белорусские авторы В.П. Семенченко и В.И. Разлуцкий опубликовали монографию «Экологическое качество поверхностных вод», в которой содержался перевод WFD на русский язык (Семенченко, Разлуцкий, 2010). Таким образом, термины «экологический статус» и «экологическое благополучие» стали использоваться в литературе на русском языке, но терминология и исследовательская методология этих системных свойств, и способы их интегральной оценки не были раскрыты.

По ГОСТу 17.1.1.01–77 экологическое благополучие водного объекта – это нормальная способность воспроизводить основные элементы экологической системы водоема или водотока. Главными звеньями здесь выступают пелагические (обитают в верхних и средних слоях водоема), а также придонные рыбы и ракообразные (Stephenson & Smedbol, 2001).

В работе (Дмитриев и др., 2018; Зуева и др., 2021) содержатся определения понятиям ЭС и экологическому благополучию (далее – ЭБ) с позиций: 1 – био- или экоцентризма и 2 – антропоцентризма. В первом случае, (как уже было упомянуто в разделе 1.1.) водный объект рассматривался как среда обитания организмов-гидробионтов, в которой реализуется «устойчивое развитие» и сохранение экосистемы в целом. Во втором, как правило, самом важном для геоэкологии варианте на первое место ставится способность рассматриваемого водного объекта выполнять свои социально-экономические функции при отсутствии нарушений средо- и ресурсовоспроизводства (Дмитриев, 2020; Burlov & Grachev, 2021; Paniutin et al., 2026).

В диссертации рекомендуется для оценки ЭС и ЭБ учитывать трофический

статус водоема и его способность продуцировать органическое вещество первичными продуцентами; качество воды с позиций био- или экоцентризма и устойчивость системы (подробнее в разделе 2.1.). В связи с этим в публикациях при оценке ЭС авторами стали учитываться основные эмерджентные свойства водного объекта. В нашем случае продуктивность системы, ее качество и устойчивость одновременно учитывались на последнем уровне свертки в виде соответствующих субиндексов. Это дало возможность в оценочных сценариях на последнем этапе учитывать различные приоритеты этих свойств при задании весовых коэффициентов для соответствующих субиндексов. Например, если в региональном планировании использования водоема на первое место выходит качество его воды, то данному субиндексу присваивается более высокий вес по сравнению с другими. При бóльшем внимании к проблеме антропогенного эвтрофирования водоема приоритет отдается субиндексу продуктивности (трофического статуса). В другом случае, если при планировании воздействий на водоем важным является сохранить класс потенциальной устойчивости, в котором его экосистема находилась до воздействия, больший вес в интегральной оценке может быть задан субиндексу устойчивости.

Авторское понимание ЭС и ЭБ прошло путь формирования в течение последней четверти века. Это нашло отражение в выборе критериев оценки ЭС и ЭБ сложных систем в природе и обществе. Появилось осознание того, что в оценку состояния природной системы могут быть заложены антропоцентризм (Воробейчик и др., 1994) или био- и экоцентризм (Paniutin et al., 2026)

Еще в 1994 г. А.Г. Исаченко писал, что экологическое состояние природной среды – это функционирование естественных «механизмов» жизнеобеспечения человека, где он выступает в качестве живого существа со всеми необходимыми первичными средствами существования, куда входят воздух, тепло, источник пищи, вода, а также природные факторы, влияющие на его трудовую деятельность, культурное развитие и отдых. А.Г. Исаченко оценивал экологическое состояние природной среды с возможности оценки качества среды для человека (общества). Для этого он ввел понятие *экологического потенциала*. Данный термин является

антонимом природно-ресурсному потенциалу, в оценке которого автором делался акцент на характеристику производственных сил и человеческой деятельности.

Основную цель ученого, занимающегося данным вопросом, А.Г. Исаченко видел в создании *оценочной экологической классификации геосистем*. Данная классификация, по его мнению, должна будет рассматривать иерархию геосистем, что сопряжено с необходимостью учета их разномасштабности и временного уровня организации. Это также обусловило учет масштаба геосистемы при выборе критериев оценки с точки зрения антропоцентризма экологического состояния геосистем.

В 1999 г. Г.А. Исаченко вводит понятие «состояние геосистемы», под которым он определил пространственно-временную однородность, выделяемую по соотношениям системообразующих элементов ведущих процессов системы и критериям сохранения состава. Это суждение близко к определению инварианта геосистемы, введенного В.Б. Сочавой в 1978 г., в основе которого дается представление о совокупности присущих геосистеме свойств, которые сохраняются неизменными при преобразовании той или иной категории геосистем. С другой стороны, закономерные изменения состояния природного объекта во времени, обусловленные его климатическими условиями, физико-географическими свойствами в географических науках традиционно называются режимом (гидрохимический режим, гидрологический режим и т.п.). Режимы проявляются в виде многолетних, сезонных, суточных колебаний своих элементов режимов. Это определяет необходимость оценки однородности (неоднородности) параметров окружающей среды в ландшафтных исследованиях.

В современных обзорах, посвященных оценке состояния ландшафтов отмечается, что в большинстве геосистем, а это касается и классификационных моделей наземных и водных ландшафтов, соотношения разных групп репрезентативных критериев не подчиняются законам иерархии: «в традиционных природных ландшафтах настоящей иерархии нет, ибо нет механизмов, которые бы осуществляли передачу команд сверху вниз» (Боков, 2025). На рис. 1 приведены основные типы иерархий. Классическим видом иерархии является доминантная

(рис. 1.1, а,б). Кроме классических иерархических отношений в форме доминантной иерархии ландшафтоведы стали использовать также *гетерархию* и *холархию* (рис. 1.1, в,г) (Crumley, 1994). Это было выявлено на основе несоответствия блок-схем экологических моделей, описывающих реальные взаимодействия в экосистемах, известным схемам построения простых иерархических структур.

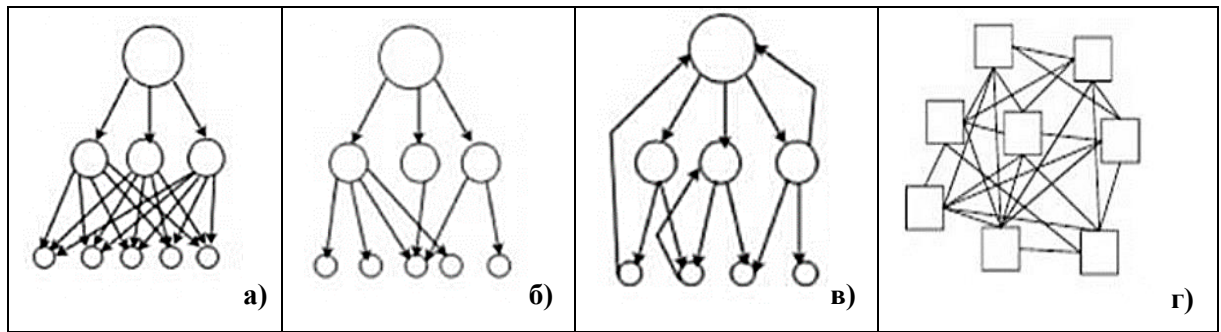


Рис. 1.1. Типы основных иерархий: а) – доминантная полная; б) – доминантная неполная; в) – холархия; г) – гетерархия

Под холархией (рис. 1.1, в) понимается взаимодействие автономных и самодостаточных единиц определенного иерархического уровня (саморегулирующихся холонов), частью которого они являются и зависят от вышестоящего уровня иерархии. В отличие от холархии, гетерархия — это система, образованная пересекающимися, взаимозависимыми, разнообразными и одновременно сосуществующими структурами взаимодействия. Ландшафтоведы объединяют гетерархии в группы по-разному, в соответствии с описанием ситуаций, которые возникают при рассмотрении функционирования геосистем. Например, в ландшафтных комплексах в каждый сезон года, при каждом типе погодных условий возникает своя система связей и ландшафтных состояний, характеризующих не только состояние геосистем, но и их эмерджентных свойств (Боков, 2025). Этот вывод использовался автором при разработке модели-классификации интегральной оценки ЭС водоемов (субиндекс потенциальной устойчивости).

В работе (Боков, 2025) автор приходит к выводу, что для геосистем природного типа не имеет смысла строить модели классического иерархического

соподчинения несмотря на то, что преобладающее большинство ландшафтных классификаций, таксономических рядов ландшафтных территориальных единиц, схем ландшафтного и иного районирования имеют внешний вид доминантной иерархической структуры (рис. 1.1, а,б). На наш взгляд, в геоэкологическом исследовании и при разработке моделей-классификаций интегральной оценки состояния геосистем и их эмерджентных свойств имеет смысл выявление соподчинения подсистем и/или системных функций для получения ИП последнего уровня свертки для групп (субиндексов) с учетом степени агрегирования компонентов в модели геосистемы.

В.А. Боков в 2025 г. также отмечает отсутствие единства в структурах ландшафтного соподчинения во многих существующих авторских иерархических системах соподчинения на том основании, что при выделении иерархий в моделях иерархической таксономии авторы используют существенные ИП, которые практически невозможно определить количественно и сопоставить с какими-либо оценочными естественными показателями. В нашем исследовании показана возможность выделения иерархий для интегральной оценки системных свойств ключевых объектов и возможность количественного выражения результата интегральной оценки в естественных условиях и при внешнем воздействии на них.

Зарубежные ландшафтно-экологические исследования с целью количественной оценки и моделирования ландшафтной структуры ориентируются на два основных подхода: первый базируется на «патч—ориентированных моделях», второй – на «градиентных моделях». Подробнее остановимся на первых моделях. В них ландшафт рассматривается как набор участков среды обитания, которые представляют собой экологически однородные субъективные единицы ландшафта. В этом случае структура ландшафта будет складываться из состава, конфигурации и взаимосвязей участков с различным размерами и качествами (Lausch et al., 2015).

В 1998 г. Г.Т. Фруммин предложил определять «состояние экосистемы» на базе двух подходов: субъективного (с точки зрения человека); объективного (с точки зрения объективно существующего состояния экосистемы). Отметим, что субъективизм человека обусловлен целью оценочного исследования (одна и та же

вода может быть разного качества в зависимости от планирования ее использования человеком), а также тем, что «объективно существующее состояние экосистемы» может учитывать эффективные и летальные концентрации веществ для гидробионтов, а также их способность уходить из загрязняющей среды (таксис).

Объективный подход должен учитывать состояние экосистемы на определенный момент времени по совокупности ее количественных и качественных биогенных, абиогенных и антропогенных показателей с учетом вида ее использования, либо за определенный временной интервал, включающий в себя несколько лет. В этом случае речь идет уже об оценке экологической обстановки.

По мнению (Воробейчик и др., 1994) в антропоцентрическом подходе исследователь выбирает один класс объектов (геосистем), с точки зрения того, что этот объект «хорошим» или «оптимальным» для человека. Это обуславливает применение санитарно-гигиенической регламентации водоемов для получения «нормы состояния» водной геосистемы. В отличие от данного подхода, акцентирующего выбор человеком одного класса систем, в более поздних публикациях было рекомендовано введение классификации систем с позиции биоцентризма в силу того, что разные организмы требуют разных условий к составу и качеству среды, используемых гидробионтами для жизни. Условия жизни ксеносапробных организмов соответствуют самым высоким требованиям к качеству воды, а условия жизни полисапробных организмов характеризуются наибольшим загрязнением воды. Для сохранения экосистем в целом был рекомендован экосистемный подход (Дмитриев, 2000).

В первых авторских публикациях вводится определение ЭС как параметрической оценки продукционного потенциала системы, качества воды, степени токсического загрязнения водного объекта; его потенциальной устойчивости на основе построения интегрального показателя экологического статуса (далее – ИПЭС) (Панютин, Дмитриев, 2024b).

Развитие представлений об ЭБ рассматривается в публикациях (Воробейчик и др., 1994; Семенченко, Разлуцкий, 2010; Дмитриев и др., 2016; Osipov et al., 2021;

Панютин, 2023). В этих работах приводятся разные признаки благополучия природной среды с точки зрения био-, антропоцентризма и совмещения подходов, вводится понятие «экологически благополучной системы». В основу построения оценочных шкал ЭБ и закладываются следующие характеристики: 1 – оптимальная продукция с точки зрения исторической фазы развития природного объекта; 2 – оптимальная биомасса звеньев гидробионтов; 3 – максимальное видовое разнообразие биоты; 4 – высокое качество воды (с точки зрения человека и/или гидробионтов); 5 – оптимальная потенциальная устойчивость водоема к изменению параметров естественного режима с учетом преобладания типа устойчивости (адаптационная, регенерационная); 6 – низкая скорость загрязнения, acidification, эвтрофирования; 7 – высокая скорость самоочищения (на основе нейтрализации загрязнения и биохимического разложения загрязняющих примесей компонентами биоты); 8 – способность сохранять названные признаки определенное время с учетом планирования регионального развития.

Необходимо заметить, что формулировка требований к экологически благополучной системе должна учитывать изменение региональной политики при условии сохранения высоких требований к качеству жизни человека (общества) и здоровью экосистемы. Отметим, что исключение какого-либо признака из приведенного выше перечня или дополнение его новыми критериями может быть обусловлено изменением взглядов на использование водоема при планировании регионального развития территорий. Это может потребовать изменения приоритетов при выполнении интегральной оценки. Любая экосистема, в зависимости от планирования ее использования человеком для своих целей может быть названа благополучной в большей или меньшей степени.

Один из первых вариантов классификации для интегральной оценки ЭБ, разработанный В.В. Дмитриевым (2000), представлен в табл. 1.1. В работе классификация представлена двумя таблицами: в натуральном выражении и в нормированном виде для левой и правой границ всех оценочных шкал.

Таблица 1.1. Классификация экологического благополучия водной экосистемы с нормированными значениями параметров (в знаменателе), и шкала интегрального показателя благополучия (при равенстве приоритетов оценивания) (Дмитриев, 2000)

Признаки	Степень благополучия, классы благополучия				
	Высокое I	Выше среднего II	Среднее III	Ниже среднего IV	Низкое V
1. Качество воды по ИЗВ	<u>0-1</u> 1-0,9	<u>1-2</u> 0,9-0,8	<u>2-4</u> 0,8-0,6	<u>4-6</u> 0,6-0,4	<u>6-10</u> 0,4-0
2. Трофический статус водной экосистемы (балльная оценка)	<u>1</u> <u>OM</u> 1	<u>2</u> <u>M</u> 0,75	<u>3</u> <u>MЭ</u> 0,50	<u>4</u> <u>Э</u> 0,25	<u>5</u> <u>Г</u> 0
3. Трофический статус водной экосистемы (балльная оценка)	<u>1</u> <u>MO</u> 1-0,8	<u>2</u> <u>O</u> 0,8-0,6	<u>3</u> <u>OУ</u> 0,6-0,4	<u>4</u> <u>У</u> 0,4-0,2	<u>5</u> <u>&lt;У</u> 0,2-0
4. Максимум видового разнообразия по индексу Шеннона	<u>5-4</u> 1-0,8	<u>4-3</u> 0,8-0,6	<u>3-2</u> 0,6-0,4	<u>2-1</u> 0,4-0,2	<u>1-0</u> 0,2-0
5. Устойчивость (баллы) по ГОСТ 1.1.02-77	<u>4-8</u> 1-0,78	<u>10-13</u> 0,78-0,59	<u>15-18</u> 0,59-0,34	<u>20-22</u> 0,34-0,22	<u>22</u> 0,22-0
6. Устойчивость (баллы устойчивости по индексно-балльной шкале) к эвтрофированию или загрязнению	<u>5-13</u>	<u>13-18</u>	<u>18-25</u>	<u>25-30</u>	<u>30-37</u>
7. Степень закисления по рН	<u>8,5-6,5</u> 1-0,43	<u>6,5-6,0</u> 0,43-0,29	<u>6,0-5,5</u> 0,29-0,14	<u>5,5-5,0</u> 0,14-0	<u>&lt;5,0</u> 0
8. Скорость самоочищения (в баллах)	<u>5</u> <u>Высокая</u> 1	<u>4</u> <u>Выше средней</u> 0,75	<u>3</u> <u>Средняя</u> 0,50	<u>2</u> <u>Ниже средней</u> 0,25	<u>1</u> <u>Низкая</u> 0
9. Скорость загрязнения (в баллах)	<u>1</u> <u>Низкая</u> 1	<u>2</u> <u>Ниже средней</u> 0,75	<u>3</u> <u>Средняя</u> 0,50	<u>4</u> <u>Выше средней</u> 0,25	<u>5</u> <u>Высокая</u> 0
10. Способность сохранять все признаки (в баллах)	<u>5</u> <u>Высокая</u> 1	<u>4</u> <u>Выше средней</u> 0,75	<u>3</u> <u>Средняя</u> 0,50	<u>2</u> <u>Ниже средней</u> 0,25	<u>1</u> <u>Низкая</u> 0
Интегральный показатель	1-0,85	0,73-0,64	0,52-0,41	0,29-0,20	0,091-0

экологического благополучия водной экосистемы					
--	--	--	--	--	--

*Примечания:* У-ультраолиготрофия; О-олиготрофия; М-мезотрофия; Э-эвтрофия; Г-гиперэвтрофия; ОМ=МО. Для параметра «Устойчивость (баллы устойчивости заданы по индексно-балльной шкале) к эвтрофированию или загрязнению» отсутствуют нормированные значения.

Отметим недостатки данной модели-классификации.

1. Качество воды оценивается по индексу ИЗВ, который в настоящее время уже не является основным критерием качества вод, для этих целей используются УКИЗВ (комплексный относительный показатель степени загрязненности поверхностных вод, который условно дает оценку в виде безразмерного числа долю загрязняющего эффекта, вносимого в общую степень загрязненности водной массы (<https://gidrohim.com/node/61>)) или гидрофизические, гидрохимические, гидробиологические критерии.

2. Трофический статус водной экосистемы представлен двумя шкалами. При этом считалось, что оптимальное благополучие свойственно олиго-мезотрофным системам на том основании, что в них в водоемах северо-запада России наибольший индекс видового разнообразия гидробионтов. В тоже время известно, что в регионах с другим климатом высоким видовым разнообразием могут обладать высокопродуктивные (эвтрофные) водоемы. В настоящее время такое деление нельзя признать оптимальным, поэтому в диссертации применяется одна шкала, которая изменяется в сторону увеличения продуктивности и рассчитана на 5 классов трофности: от олиготрофии до гипертрофии.

3. Недостатком также является балльное представление от 1 до 5 баллов большого числа признаков (7 шкал), относящихся главным образом к оценке устойчивости. Такие шкалы впервые были приведены в работе «Оценка состояния и устойчивости экосистем» (Снакин и др., 1992). При задании потенциальной устойчивости (в баллах) авторы ориентировались на ГОСТ 1.1.02–77. После этого авторы, также в баллах учитывали устойчивость к эвтрофированию, и/или к загрязнению. Эти идеи были представлены Всероссийским научно-

исследовательским институтом охраны природы и заповедного дела (ВНИИприрода) на первой международной конференции по устойчивости и экологическому нормированию в 1992 г. методика балльной оценки устойчивости. Позднее данная методика была доработана в диссертации В.В. Дмитриева (2000). При формировании шкал устойчивости к эвтрофированию и загрязнению авторами использовался принцип Ле Шателье–Брауна. Считалось, что система, в большей степени наделенная каким-либо свойством или качеством, будет более устойчива к изменению данного свойства или качества. В результате оценочных исследований по данной методике получалось, что высокопродуктивные системы оценивались как более устойчивые к эвтрофированию, а загрязненные и грязные системы – более устойчивы к загрязнению. Также выявилось, что, часто упоминаемое в научной литературе, стремление человека (общества) окружить себя более устойчивыми экосистемами, фактически означало, что эти экосистемы являются в значительной степени антропогенно трансформированными (эвтрофные, гиперэвтрофные; загрязненные, грязные). Но, при этом еще многие годы писали, что одним из основных признаков здоровой экосистемы является ее высокая устойчивость (Семенченко, Разлуцкий, 2010).

4. При оценке степени закисления водоема по водородному показателю (рН) использовалась одна шкала, ориентированная на антропоцентрический подход. Наиболее благополучным считается степень закисления, которая по рН изменяется от 6,5 до 8,5 (по ГОСТу 2761–84 ПДК по рН для источников водоснабжения от 6,0 до 9,0 (<https://docs.cntd.ru/document/1200003220>)). При этом в модели рассматривается только уменьшение рН в сторону закисления.

5. Скорость самоочищения и скорость загрязнения задавались в баллах, это предполагало необходимость разработки методик для обоснования перехода от баллов к количественному значению параметров самоочищения или загрязнения, или наоборот. В публикациях была выявлена внутригодовая и межгодовая изменчивость скорости самоочищения водной экосистемы. Эти результаты обсуждались на 1-й, 3-й и 6-й всероссийских конференциях «Виноградовские чтения» (2013, 2018, 2025). Было рекомендовано оценивать эмерджентные

свойства (трофность, качество воды, устойчивость, ЭС и ЭБ) по результатам трех–пятилетних наблюдений за экологической обстановкой на основе ежегодных мониторинговых наблюдений.

Авторская методология интегральной оценки экологической целостности геосистем (ЭЦГ) в 2014 г. была рассмотрена на примере оценки ЭБ в публикации (Дмитриев и др., 2014). В качестве признаков экологического благополучия водоема использовались характеристики: 1 – оптимальная первичная продукция, создаваемая экосистемами; 2 – высокое качество воды; 3 – максимальное видовое разнообразие биоты; 4 – высокая устойчивость к изменению параметров естественного и антропогенного режимов; 5 – низкая скорость закисления; 6 – высокая скорость самоочищения; 7 – способность сохранять перечисленные выше свойства в течение определенного времени. Апробация разных подходов к оценке ЭБ для оз. Волковское в период с 2010 по 2013 гг. на основе метода сводных показателей (далее – МСП) показала, что за этот период показатель ЭБ незначительно изменялся внутри II-го класса: от 0,35 (IIc) до 0,41 (IIп). В этой классификации использовалось пять классов ЭБ (I – наиболее благополучный; V – наименее благополучный).

### 1.3. Современные акценты исследования водных экосистем, их эмерджентных свойств и функций: антропо-, био-, экоцентризм как основа исследований

В работе (Семенченко, Разлуцкий, 2010) термин «экологический статус» применяется в качестве основного при анализе выполнения цели и сроков WFD. В англоязычной литературе наряду с термином *ecological well-being* часто используется «*ecosystem health*» или «здоровье экосистемы». Под этим термином иностранные специалисты понимают анализ состояния экосистемы относительно некоторого априорного задания идеального образа благополучной системы (O'Brien et al., 2016).

В отечественной литературе оценка экологического состояния, состояния

экосистемы, оценка ЭС часто являются синонимами. Термин экологическое благополучие также близок к понятиям «здоровье экосистемы» и «экологический статус», но при этом в экологическое благополучие включается дополнительная информация о качестве жизни населения, экономических и социальных условиях, состоянии всех геосфер Земли и их загрязнении.

В работе под экологическим статусом (ЭС) понимается многопараметрическое сочетание трофического статуса, качества и токсического загрязнения воды и потенциальной устойчивости водного объекта, созданное на интегральной основе.

Также раскроем авторское представление на «идеальный образ» экологически благополучной системы. В оценку экологического благополучия системы парциально должна входить оценка ее ЭС. Таким образом экологически благополучная система должна быть способна продуцировать органическое вещество в соответствии с эволюционной фазой развития этой системы, отличаться высоким качеством окружающей среды и быть способной сохранять свои свойства и параметры режимов продолжительное время. К этому необходимо добавить выполнение социально-экономических условий и функций жизнеобеспечения (средо- и ресурсовоспроизводство) для человека и общества (антропоцентризм), либо сохранение оптимальных условий жизни организмов-гидробионтов (биоцентризм).

Возможен также экоцентрический подход, в котором акцент делается на сохранение определенного типа экосистем и геосистемы в целом. Разными авторами здесь также упоминаются отдельные признаки ЭБ. Чаще других отмечается, что такая система должна иметь высокое разнообразие состава биоты и абиотической среды на отдельных этапах развитие системы (Malinin et al., 2021). Упоминается также, что экологически благополучная система должна быть чистой (по химическому составу воды и гидробиологическим критериям качества воды), устойчивой к изменению параметров естественного и антропогенного режимов. Экологически благополучная система должна быть способна к самоочищению, иметь низкую скорость загрязнения сред, ацидификации и обладать возможностью

сохранять перечисленные выше функции и свойства продолжительное время в условиях постоянно изменяющейся среды и жизни живых организмов (Панютин, 2023; Дмитриев и др., 2023; Панютин, Дмитриев, 2025; Панютин и др., 2025b). Развитие представлений об ЭБ как об эмерджентном свойстве социо-эколого-экономической системе должно включать в себя также аксиологию и аксиометрию. Это означает, что необходимо дать определение этому термину и сформировать оценочные шкалы для характеристик и параметров, учитываемых при построении ИП этой системы.

В середине XX века появляются исследования, посвященные проблемам оценки экологического состояния и устойчивости водных объектов (Снакин и др., 1992). Дальнейшее развитие научных исследований по оценке устойчивости и уязвимости водных объектов этого периода продолжалось в направлении применения индикативного подхода с использованием балльных оценок по анализируемым параметрам (Владимиров и др., 1991; Снакин и др., 1992; Дмитриев, 1995). Такой подход базировался на последовательном суммировании индексов для соответствующих признаков оценивания, разрядов и баллов по таблицам и получение суммарной балльной оценки с нахождением в итоге класса и подкласса ЭС и ЭБ водоема, и водотока. Предложенные методики позволили провести сравнительную оценку водных объектов по их устойчивости (уязвимости), построить схемы зонирования территорий водосбора или акватории водоема по интегральному показателю устойчивости (далее – ИПУ). Полученные на этом этапе оценочные шкалы и опыт учета параметров, позднее применялись в многокритериальной оценке состояния систем и их свойств.

В диссертации для определения ЭС и ЭБ используются методы количественной оценки состояния сложных систем в природе и обществе. Они позволяют анализировать компонентный состав и учитывать интегративные свойства природных систем. Результатом этих исследований являются новые функциональные единицы систем – интегральные показатели экологического статуса (ИПЭС) и экологического благополучия (далее – ИПЭБ). Оценочные шкалы ИПЭС и ИПЭБ позволяют на последнем уровне свертки оценить состояние

объектов исследования по попаданию в определенный класс ЭС и ЭБ. В работе для этого вводятся нижние индексы «л», «с», «п» справа от номера класса. Данные показатели дают возможность определить класс оцениваемых свойств, близость результата к границам класса («л» – левая или «п» – правая) или его середине («с»); сравнить состояние разных систем в пространстве и во времени или сравнить варианты, полученные по разным моделям-классификациям. По ним также можно выявить взаимосвязи и эффекты взаимодействия, которые не аддитивны по отношению к локальным внутренним эффектам, рассматриваемым на уровне компонентов и субиндексов. В ходе их создания также использовались авторские представления об ЭС и ЭБ водных объектов и методов их интегральной оценки (рис. 1.2. и рис. 1.3.).

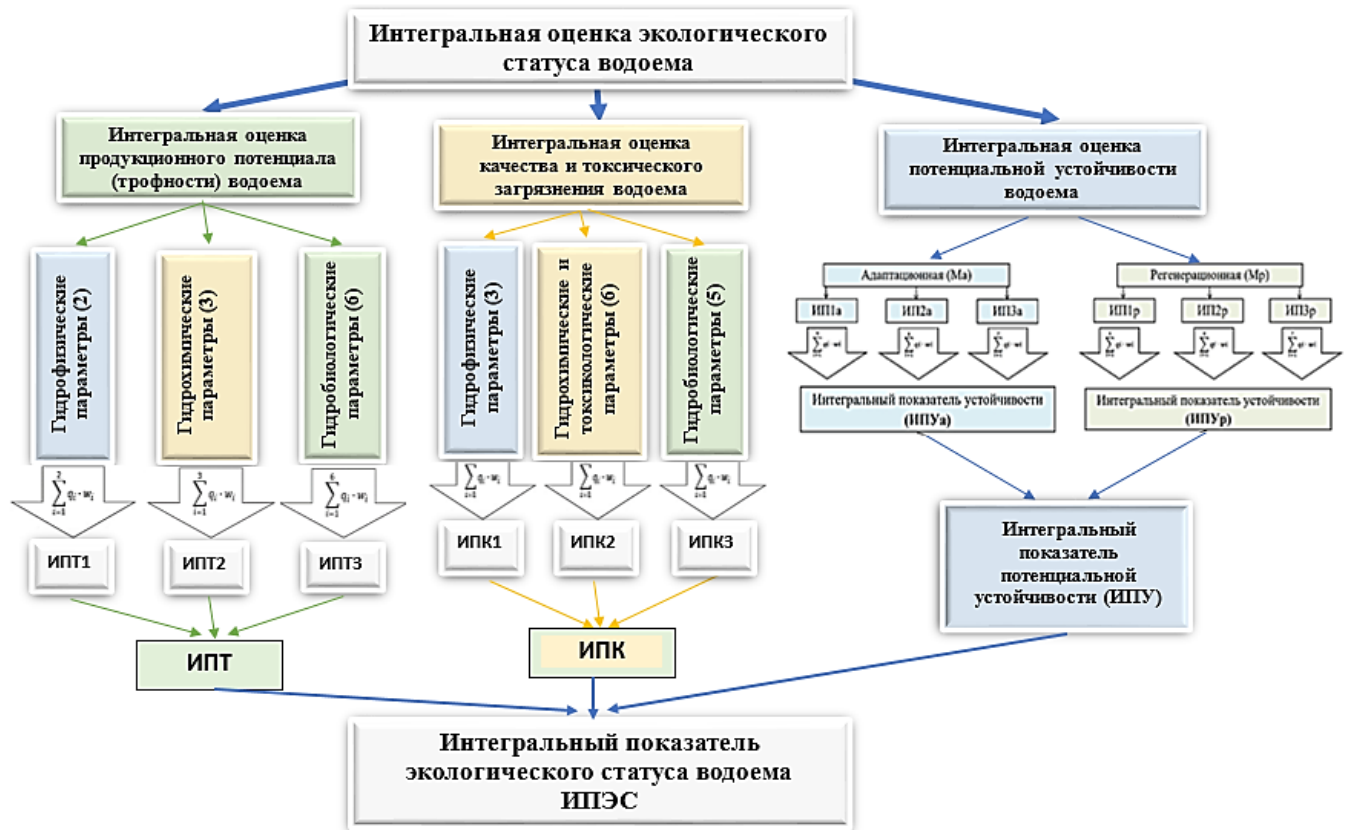


Рис. 1.2. Схема составляющих и этапов выполнения интегральной оценки экологического статуса водоема. ИПТ – интегральный показатель трофности; ИПК – интегральный показатель качества (Paniutin et al., 2026)

Общая схема соотношения субиндексов ЭС и ЭБ представлена на рисунке 1.2.



Рис. 1.3. Виды субиндексов и выполнение этапов интегральной оценки экологического статуса и экологического благополучия водоемов с позиции антропоцентризма. У<sub>а</sub> – адаптационная устойчивость; У<sub>р</sub> – регенерационная устойчивость (Панютин, Дмитриев, 2025)

При оценке ЭС учитываются аддитивные и неаддитивные параметры. Первая группа на стартовом этапе исследования базируется на основе учета биологического и химического состава (качество среды и продуктивность). К неаддитивным характеристикам относится, прежде всего, устойчивость (потенциальная устойчивость) экосистем к изменению параметров природных и антропогенных режимов. Неаддитивные параметры могут рассчитываться на основе учета нескольких субиндексов (групп, характеристик). Например, при оценке устойчивости рассчитывается адаптационная (У<sub>а</sub>) и регенерационная (У<sub>р</sub>) устойчивость. Далее оценивается характеристика жизни населения (субиндексы: экономический, социальный и экологический). На последнем уровне свертки субиндексы ИПЭС и качества жизни сводятся в ИПЭБ. При этом в различных сценариях может учитываться изменение региональных приоритетов на последнем уровне свертки интегральных показателей. В оценке ЭБ может учитываться степень антропогенной трансформации («болезнь экосистемы»). Для этого в

оценочную классификацию включаются отдельные параметры или субиндексы, характеризующие степень антропогенной трансформации.

Если «здоровье экосистемы» снижается, то это напрямую влияет на доступность и качество экологических услуг, которые она предоставляет. Экологические услуги как правило оцениваются на монетарной основе. Это влечет за собой введение в расчеты себестоимости компонентного состава свойств, качества. Под экологическими услугами зарубежные авторы понимают весь спектр предметов и явлений, предоставляемых экосистемой человеку (Carvalho et al., 2025).

Экологические функции (продукционная, деструкционная и др.) и услуги входят как параметры в модели–классификации «здоровья экосистемы». Три самые распространенные экологические услуги, которые встречаются в моделях–классификациях: качество воды, обеспечение водой, климатические характеристики (температура воздуха, количество атмосферных осадков и др.) (Marali et al., 2025).

Китайские ученые утверждают, что в контексте оценки здоровья озерных экосистем, необходимо учитывать не только параметры, связанные непосредственно с водной массой озера, но и характеристики прилегающих территорий и границы вода–суша. Такой междисциплинарный подход позволяет выявить ключевые факторы деградации, понять их взаимодействие и разработать более эффективные стратегии сохранения и восстановления озерных экосистем в условиях усиливающихся климатических изменений и антропогенного давления (Han et al., 2023).

Следует отметить, что планируемое использование природной экосистемы в хозяйственной деятельности человека может потребовать изменения или привлечения дополнительных признаков для выполнения интегральной оценки ЭС и ЭБ. С антропоцентрической точки зрения, как и в случае оценки качества среды, экосистема или геосистема в зависимости от ее использования человеком может считаться более или менее благополучной.

По авторскому представлению, вопрос соотношения географической и

экологической составляющих в оценке ЭС водного объекта и оценке воздействия на водную экосистему сводится к следующему: исследователь имеет возможность выбора антропоцентрической или био–(экоцентрической) позиции, или совмещения подходов (рис.1.4), которая определяет цель исследования. При выборе первого направления исследователей интересует, как правило, один класс систем (с точки зрения ресурсообеспечения человека). При выборе второго направления исследователю необходимо создать оценочную классификацию состояния разных типов систем (низкопродуктивные–высокопродуктивные, чистые–загрязненные, устойчивые–уязвимые и др.) для характеристики жизнеобеспечения организмов-гидробионтов внутри каждого класса.

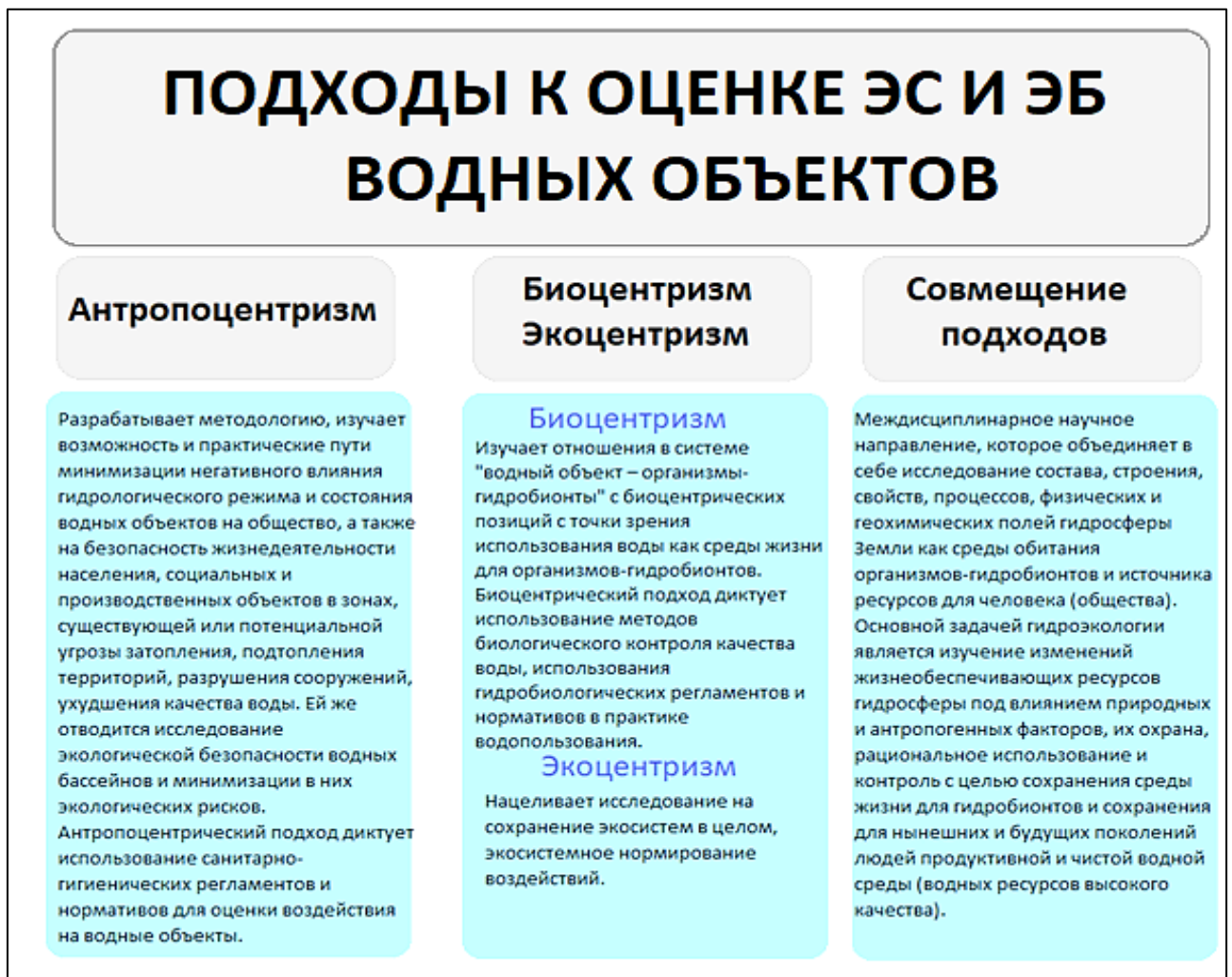


Рис. 1.4. Исследования ЭС и ЭБ с позиции антропоцентризма, биоцентризма и совмещения подходов

Задачи оценки положения водного объекта (экологического состояния водотоков и водоемов), а также влияния на них, сегодня могут быть найдены путем разработки и выбора экологических норм для определения физико-географических и структурно-функциональных градаций их шкал, типов экосистем водных объектов, а также видов индустриально-аграрных воздействий на них (Дмитриев, 1994).

На основе приведенной схемы показано, что антропоцентризм предопределяет использование санитарно-гигиенических норм для расчета регламентов и нормативов. При этом для человека представляет интерес, как правило, один класс геосистемы, понимаемый им как «нормальный». Здесь субъектом также могут вводиться рыбохозяйственные регламенты и состояние водной экосистемы рассматривается с позиций важного для человека звена, являющегося ресурсом. Биоцентрическая позиция неразрывно связана с регламентацией экологического характера и экологическим нормированием, с определением «нормы воздействия» и «нормы состояния» на водную экосистему – попыткой оценить количественно возможную ответную реакцию экосистемы в целом или какого-либо ее «критического звена» на воздействие человека.

Любой подход требует выбора наиболее информативных характеристик состояния экосистем, учета их естественной динамики и определения пороговых уровней техногенного воздействия, при которых водная система способна сохранять в пределах каждого класса квазипостоянными свою структуру, функциональные особенности и гомеостатические механизмы, а также свойства водной среды, при которой она развивается.

Задача оценки состояния и влияния опасных гидрологических явлений (далее – ОГЯ) также сводится к рациональному выбору информативных характеристик, определению градаций или шкал для оценки ЭС, уровня трофности, качества воды, а также установлению классов, отражающих текущее состояние и тенденции развития экосистемы при различных уровнях антропогенной нагрузки. По итогу должна быть создана объективная многокритериальная и многоуровневая система классификации и оценки типов

водных экосистем, основанная на совокупности экологических характеристик (Дмитриев, 1994, 2000).

Потребность в изучении скоростей обмена веществ между компонентами водных экосистем с учетом антропогенных воздействий, которые изменяют естественный ход обменных процессов, а также влияние человеческой деятельности на фоне естественных изменений этих скоростей и исследование реакций экосистем на внешние факторы, не поддающиеся прямому наблюдению, обуславливают необходимость разработки новых методов исследования водных систем. В этой связи в первую очередь следует упомянуть моделирование водных экосистем. Современные когнитивные, пространственно-однородные, блоковые (резервуарные) и непрерывные имитационные модели позволяют решать широкий круг задач: анализировать влияние химического и биологического состава, а также физических характеристик среды на первичную продуктивность экосистем (Владимирова и др., 2020; Meier et al., 2018), моделировать изменения в экосистемах при различных сценариях внешней и внутренней биогенной нагрузки (Филатов, 2019), исследовать влияние антропогенного эвтрофирования и токсичных веществ на водные системы (Третьяков, 2018), воспроизводить биогеохимические циклы химических элементов (Цхай, Агейков, 2020) и выполнять другие задачи.

Под *классификацией* понимают логическую операцию, которая основывается на разделении множества рассматриваемых объектов и признаков по определенным сходствам и различиям на отдельные группы, носящих название классы. Создание классификации имеет две основные цели: 1 – построение классов, необходимых для описания объектов или признаков и для возможного определения новых классов; 2 – диагностирование, под которым понимают отнесение классифицируемого объекта к определенному классу (Мякишева, 2025). Под разработкой модели-классификации эмерджентного свойства в диссертации понимается процесс создания классификации и алгоритма его интегральной оценки. Условная «формула» модели-классификации может быть представлена в виде: «Модель-классификация = классификация + алгоритм интегральной оценки».

Или: «Модель классификация – это аксиология и аксиометрия (экологическая квалиметрия) системного свойства и алгоритм его интегральной оценки».

Для оценки ЭС, ЭБ и других эмерджентных свойств авторская методология предполагает использование моделей-классификаций. В них оценочные шкалы по набору признаков, выбранных для оценки интегративного свойства, объединены в шкалы субиндексов. Шкалы субиндексов на последнем этапе объединены в шкалу ИП (композитного индекса). Оценочные шкалы могут объединяться по группам признаков (естественный режим, трофический статус, качество воды, ацидификации, потенциальная устойчивость). Группы признаков объединяются по уровням оценивания (1-й уровень – внутри групп, 2-й и последующие уровни – между группами).

Моделирование представляет собой метод косвенного практического и теоретического взаимодействия с объектом, при котором исследуется либо искусственная, либо природная система, отражающая свойства реального объекта, а не сам объект непосредственно (Горелов и др., 2017). Добавим к этому, что в результате использования экологической модели можно получить ответную реакцию экосистемы в целом на планируемое внешнее воздействие. Модели водных экосистем вместе с моделями-классификациями ЭС и ЭБ позволяют также получать ИПЭС и ИПЭБ по результатам моделирования водных экосистем. Если воздействие на систему произошло (в результате ОГЯ или антропогенного поступления), то оценить изменение ЭС системы можно или целесообразно также на основе моделей интегрального оценивания. В качестве примера можно привести модель (табл. 1.2.), созданную совместно специалистами из государственной ключевой лаборатории гидрологии, водных ресурсов и гидротехнического строительства города Нанкин, гидрологического управления провинции Ляонин и пекинского научно-исследовательского центра экологического инжиниринга водосборных бассейнов, была апробирована на крупнейшем озере северного Китая – Байяндянь. Экологическое состояние водоема по модели оценивается на основе пяти групп характеристик. Они включают гидробиологические, морфометрические, антропогенные и

гидрологические критерии и параметры, а также критерии трофического статуса и качества воды. В отношении этой модели также уместно говорить, что она совмещает два подхода: антропоцентрический и биоцентрический (Zhao et al., 2025).

Таблица 1.2. Классификация основных критериев оценки экологического благополучия озер (Zhao et al., 2025)

№	Критерий	Оценка благополучия водоема					Автор
		100	80	60	100	20	
<b>Гидробиологические критерии</b>							
1	Плотность фитопланктона, 10 <sup>4</sup> клеток/л	≤40	200	500	2000	5000	Zhang, W., Sun C., Su C., Zhang X., 2021
2	Многообразие зоопланктона (индекс)	≥3	≥3	3	2	1	Wu S.G., Tian C.H., Li B.L., et al., 2022
3	Многообразие макрозообентоса (индекс)	≥3	≥3	3	2	1	Wu S.G., Tian C.H., Li B.L., et al., 2022
4	Покрытие дна макрофитами, %	80	60	40	20	10	Tang C.H., Chen D.M., Yi Y.J., Zhou Y., Zhag S.H., 2022
<b>Морфометрические и антропогенные критерии (структура среды обитания)</b>							
5	Устойчивость береговой линии, баллы	100	85	75	50	25	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
6	Доля уменьшения площади озера, %	≤5	7,5	10	20	30	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
7	Масштабы незаконной эксплуатации и использование береговой линии, баллы	100	85	60	40	20	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
<b>Критерии трофического статуса и качества воды</b>							
8	Индекс трофического уровня	≤10	42	50	65	≥70	Министерство экологии и окружающей среды КНР, 2002
9	Статус качества воды, баллы	I	II	III	IV	V	Министерство экологии и окружающей среды КНР, 2002
10	Концентрация растворенного кислорода, мг/л	7,5	6	5	3	2	Министерство экологии и окружающей среды КНР, 2002
<b>Гидрологические критерии (гидрологические процессы)</b>							
11	Индекс связи рек, окружающих озер, баллы	100	70	60	40	10	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
12	Индекс степени вариации притоков	≤0,0 5	0,1	0,3	1,5	≥5	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
13	Гарантированная норма экологического уровня воды, %	≥95	75	50	30	10	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
<b>Социальные критерии (функция социального обслуживания)</b>							
14	Степень достижения контроля над наводнениями, %	100	95	90	85	70	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
15	Уровень достижения водных функциональных зон, %	100	80	60	40	10	Министерство водных ресурсов КНР, 2020
16	Общественное удовлетворение, баллы	100	95	80	60	30	Министерство водных ресурсов КНР, 2020

Рассмотрим приведенную выше модель-классификацию с критической позиции. Первым существенным недостатком является отсутствие у классов наименования степени ЭБ водного объекта. Не определены правая и левая границы каждого класса ЭБ. Не предусмотрено нормирование показателей оценочных шкал. В целом, в классификации отсутствует обобщение многокритериальной оценки в виде иерархически соподчиненных субиндексов и оценочных шкал для них.

Рассматриваемая в настоящей работе методика лишена отмеченных выше недостатков. В ней, при оценке ЭБ, также рассматривается экологическое состояние и качество среды прибрежной территории (водосборные бассейны), социальное и экономическое благополучие населения, присутствует группы соответствующих субиндексов, которые на последнем уровне свертки образуют оценочные шкалы ЭС и ЭБ.

## 2. МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ОБЪЕКТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 2.1. Индикаторы и индексы в оценке состояния природных систем

#### 2.1.1. Общие представления об индикаторах и индексах

Мониторинговые данные по компонентному составу и физическим свойствам природной среды, обобщенные в виде баз данных (далее – БД), традиционно используются в качестве основы для большинства геоэкологических исследований. Реже в них встречаются скорости процессов энерго- и массообмена между компонентами и факторы, влияющие на них. Практически уникальными можно назвать БД для выявления экологического статуса и факторов массообмена в водной экосистеме (Седова и др., 2019), в которой рассмотрен первый опыт оценки системных свойств и их изменений на основе обобщения интегративных свойств и функций экосистемы малого озера в северо-западном районе Приладожья в целом и ее подсистем.

Для оценки ЭС и ЭБ природных объектов необходимо выделить системные свойства. К ним относятся: продуктивность (трофность, кормность) системы, качество и токсическое загрязнение воды, устойчивость к изменению параметров режимов и др. Поскольку эмерджентное свойство нельзя измерить в полевых условиях, то его оценивают косвенно, например, в баллах. Реже, акцент переносят на измеряемую в полевых условиях функцию системы или ее составляющую (первичная продукция и деструкция). При этом исследователь самостоятельно задает соответствие между количеством баллов и определенным значением интегративного свойства. В других случаях, авторы используют: балльно-индексный метод, индикаторный или индикативный подход, индикаторы или индексы. Индикатор представляет собой репрезентативный признак (критерий), основанный на авторском представлении эмерджентного свойства, по которому можно судить о состоянии системы исследуемого объекта или его подсистемы.

Экологические индикаторы и индексы обычно применяются в следующих случаях: 1 – для оценки экологического (геоэкологического) состояния объекта, его

экологического благополучия/неблагополучия и установления прогнозов на будущее; 2 – при сравнении нормативных значений с фактическими показателями и выявлении их расхождений с последующим анализом возможных причин и последствий; 3 – для разработки комплекса мероприятий, позволяющих улучшить условия среды обитания человека в системах поддержки принятия решений (далее – СППР) в экологии/геоэкологии и создании программно-информационных комплексов, помогающих специалистам и управленцам анализировать экологические данные, моделировать сценарии и выбирать оптимальные решения с учетом природоохранных требований.

На сегодняшний день часто под индексом понимают математическую функцию, основанную на двух и более переменных, а под индикатором — функцию одной переменной. Под индикатором также понимается вектор состояния экосистемы, а под индексом количественное сравнение вектора с неким стандартом. В последние годы в литературе появился термин «композитный индекс». В публикации (Панютин, Дмитриев, 2024b) этот термин упоминается как аналог ИП последнего уровня свертки при оценке ЭС и ЭБ. В других работах так называются любые субиндексы, рассчитываемые на разных уровнях свертки. В диссертационной работе под индексом понимается результат свертки показателей о состоянии системы, процедура которого может осуществляться различными путями и приводит к различным видам индексов. На рис. 2.1 представлено обобщение индексов, применяемых для целей диагностики и экологического (системного) нормирования природных систем. Первоосновой приведенной ниже классификационной схемы стала первая попытка авторов из Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН (г. Екатеринбург) (Воробейчик и др., 1994) рассмотреть отечественный и зарубежный опыт регламентации воздействий на природные комплексы.

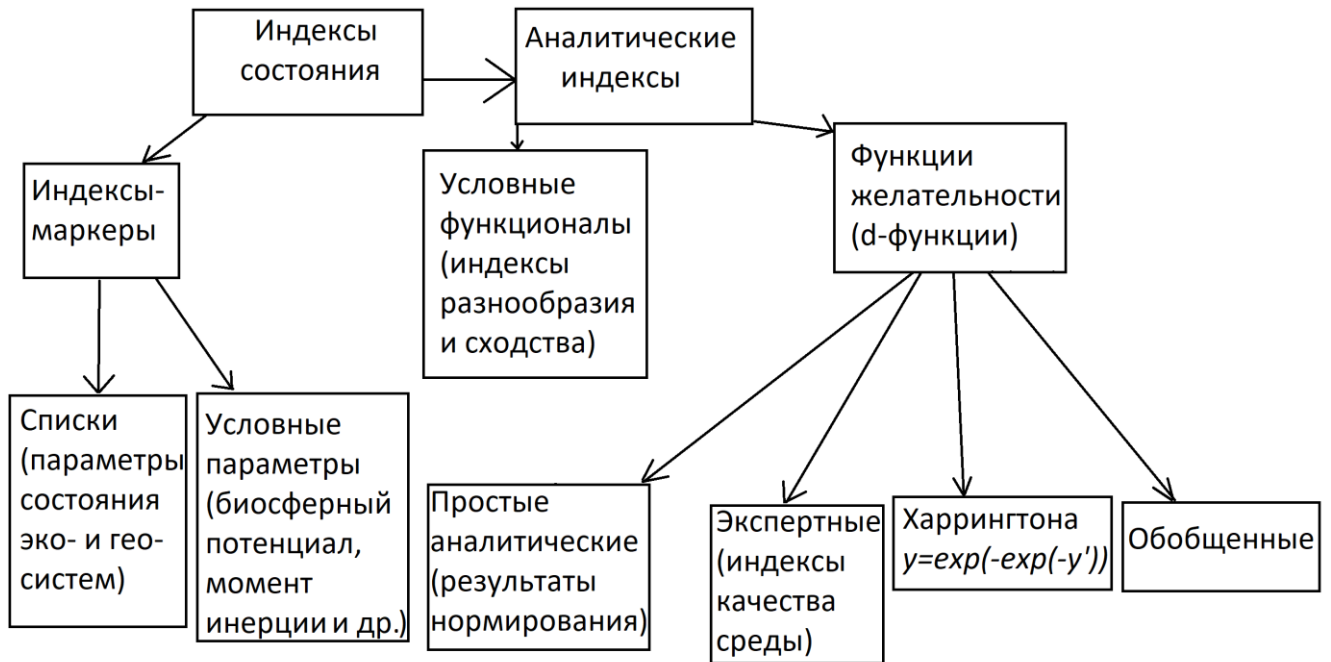


Рис. 2.1. Классификационная схема индексов состояния сложной системы по литературным обобщениям

Применение индексов позволяет решать следующие основные задачи: 1 – отслеживать изменения рассматриваемых показателей во времени или в пространстве; 2 – сопоставлять эти изменения с нормативными (предельно допустимыми) значениями, при их наличии; 3 – на основе проведения дополнительных аналитических исследований выявлять влияние некоторых факторов на результирующие значения индексов; 4 – формировать информационную базу для разработки мероприятий по снижению негативного воздействия на природные объекты, отслеживать и оценивать путем аналитических расчетов результативность этих мероприятий.

Обоснованное использование экологических индикаторов и индексов, а также совершенствование на этой основе экологического мониторинга дает возможность дополнить существующую информационную базу, содержащую аддитивные параметры, для оценки ЭС и ЭБ, разрабатывать необходимые мероприятия по нейтрализации негативных изменений. Однако, применение экологических индикаторов, сталкивается с определенными трудностями, к числу которых, по мнению Р.И. Замалетдинова (2015), можно отнести: 1 –

множественность разработанных индикаторов, которые не всегда адаптированы к применению в различных регионах и на разных природных объектах; 2 – полученные результаты на одном природном объекте не могут автоматически распространяться на соседние объекты; 3 – ограничение числа учитываемых факторов, приводящих к неблагоприятному состоянию, в связи с невозможностью определения и отслеживания всех загрязнителей и воздействующих факторов; 4 – степень влияния загрязнителей и неблагоприятных факторов на природный объект может существенно изменяться по мере увеличения их концентрации и изменения их соотношения.

К сожалению, в геоэкологических исследованиях в настоящее время практически не используется многоуровневое параметрическое сочетание оценочных шкал разных индексов с представлением их в виде шкалы последнего уровня свертки показателей. Более того, в этом случае, иногда шкала последнего уровня свертки задается авторами априорно, без включения этапа агрегирования шкал на основе: 1 – простого суммирования нормированных значений шкал (равновесный учет), 2 – взвешенной суммы (с разным весом нормированных значений показателей) и других вариантов. Достаточно часто можно встретить, априорно выбранную для оценочных расчетов шкалу Харрингтона; использование *паттернов* (англ. *pattern* — «шаблон, образец»), например в «PATTERN» (Planning Assistance Through Technical Relevance Number) (Frolova et al., 2017), выявленных при рассмотрении некоторых существующих закономерностей в природе; шкалы для формирования рангов предпочтения «ПРОМЕТНЕЕ» и др. Примером может стать работа А.А. Никифоровой (2025), посвященная анализу экосистемных услуг бассейнов рек Эль–Аси (Оронт) в Сирии и реки Сунжа в России, на территории Чеченской республики после вооруженных конфликтов на их территориях. Автор использует параметры: регуляция лесного покрова, депонирование углерода, обеспечение пресной водой и снижение риска наводнений без оценочных шкал, применяя для нормирования только одну функцию прямой связи параметра с оцениваемым свойством.

Отметим особенности приведенных выше подходов. *Первый подход* будет

нацелен только на ранжирование объектов в пространстве или экологических обстановок во времени. *Второй подход* нацелен на разработку модели-классификации, содержащий несколько классов интегративного свойства (в нашем случае 5 классов ЭС или ЭБ) и предназначенной для сравнения ЭС и ЭБ ключевых объектов и оценки их изменения в связи с планируемыми или реальными воздействиями на природные системы. Первый подход не дает возможности оценить переход системы в другой класс после оказанного воздействия. Более того, для прогнозирования изменений в рамках первого подхода исследователь должен сам задать функции предпочтения между возможными альтернативами ожидаемых изменений и приоритеты (веса) важности параметров. Это можно сделать, например, на основе метода PROMETHEE II (метод формирования рангов предпочтения для обогащения оценок) (Brans & Vincke, 1985; Behzadian et al., 2010).

В диссертационной работе для реализации второго подхода использовались методы сводных показателей, рандомизированных сводных показателей, и методология анализа и синтеза показателей на основе информационного дефицита (далее – АСПИД). В отличительные особенности последнего подхода можно включить: 1 – количественная (не балльная) оценка (а не только рейтингование); 2 – использование *ннн* – информации (нечисловой, неточной, неполной) о критериях и приоритетах (весах) на разных этапах исследования; 3 – использование универсальной нормирующей функции, учитывающей вид связи: прямая/обратная; нелинейность связи (выпукла вверх/выпукла вниз), степень нелинейности связи; 4 – оценку точности полученных весов и самих ИП и др. Для этих целей разрабатывались различные модели-классификации оцениваемых свойств. Например, индекс, отражающий экологическое состояние объекта или его экологический статус (ЭС) представлял собой агрегированный показатель, рассчитанный на основе нескольких субиндексов с учетом возможности использования для этого нечисловой информации об их приоритетности и возможного изменения приоритета (веса) при планировании управления территориями. Подробнее об этом с акцентом на разработку СППР писали авторы

монографии «Разработка основ методологии геоинформационного управления объектами и территориями» (Истомин и др., 2016).

### *2.1.2. Единичные, комплексные, многокритериальные и интегральные оценки*

Для оценки ЭС и ЭБ могут применяться следующие виды оценок:

1. *Единичные (покомпонентные) оценки* (прямые и косвенные), значение которых устанавливается по отдельным характеристикам, с последующим их сравнением с фиксированными уровнями или нормами. Единичные оценки включаются в информационную основу для получения комплексных, многокритериальных и интегральных оценок.

В большинстве современных исследований можно встретить утверждение о том, что «экология и геоэкология – это компонентные науки и их мониторинг является компонентным мониторингом». Это же отчасти присутствует в направлении №1 последней версии (2025 г.) паспорта специальности 1.6.21 геоэкология: «изучение состава, строения, свойств, процессов, физических и геохимических полей геосфер Земли как среды обитания человека и других организмов» (Панютин, Дмитриев, 2025). В связи с этим, единичные оценки стали первоосновой для большого количества геоэкологических исследований. К настоящему времени разработано множество авторских рекомендаций и групп параметров для регламентации состояния и, в меньшей степени, для нормирования воздействий на природные системы (Воробейчик и др., 1994; Дмитриев, Фрумин, 2004; Зимина и др., 2019).

Прямые оценки напрямую связаны с перечнями параметров, включенных в мониторинг природного объекта, и отражают их состав и концентрацию репрезентативных параметров рассматриваемой среды. Косвенные показатели могут свидетельствовать о происходящих изменениях природного объекта не напрямую, а опосредованно и не раскрывают причину этих перемен. Косвенные оценки могут быть относительно универсальными, основанными на глобальных данных. Естественно, что для небольших территорий и изолированных экосистем прямые и косвенные оценки могут, с одной стороны, расходиться между собой, с

другой – дополнять друг друга (Ferrer-Paris & Keith, 2024).

2. *Комплексные оценки* применяются для аддитивного учета параметров состояния природных объектов. В этом случае объектами исследования не обязательно являются системы или их свойства. Такие оценки традиционно учитываются во многих географических исследованиях, они отличаются разнообразием, многочисленностью, но не всегда могут адекватно оценивать экологическую ситуацию и, зачастую, носят субъективный или противоречивый характер.

Комплексные оценки нашли применение в различных сферах экологии, охватывающих большое число разномасштабных компонентов: от отдельных особей до популяций в границах экосистем. В качестве примера приведем исследование китайских ученых (Wang F. & Wang Q., 2018). В данной работе авторы предлагают использовать характеристики планирования городской территории для оценки экологической безопасности и выделения индикаторов их текущего и будущего состояния в процессе увеличения антропогенной нагрузки на территорию.

Примерами комплексных оценок могут служить:

– индекс загрязнения атмосферы, который рассчитывается по значениям среднегодовых концентраций и учитывает наличие в атмосфере сразу нескольких примесей;

– потенциал загрязнения атмосферы, позволяющий оценить потенциальную способность к рассеиванию примесей в атмосфере, учитывая географическое положение местности и метеорологические условия;

– предельно допустимая техногенная нагрузка, дающая сведения о состоянии окружающей среды по нескольким параметрам (Мыларщиков, 2012; Петрищев, Дубровская, 2013; Дебрасова и др., 2017; Назаров, Палагушкина, 2023).

3. *Многокритериальные оценки* – это оценки состояния сложной системы по небольшому количеству репрезентативных индексов. К таким индексам относятся индекс продуктивности, качества среды, ее токсического загрязнения, сапробности, токсобности и др. Такие оценки, как правило, не снимают проблему

неопределенности, поскольку по одному индексу систему можно отнести к одному классу, а по-другому – к другим. Многокритериальность присутствует также в исследованиях, содержащих большое количество блоков, учитывающих разные системные свойства исследуемых объектов. Здесь также по разным субиндексам систему можно отнести к разным классам.

В начале XXI века наметился переход к многокритериальным моделям, оценивающим состояние и устойчивость водных объектов на базе различных индексов (Дмитриев, Фрумин, 2004; Гальцова, Дмитриев, 2007). Примером может служить работа коллектива норвежских и французских специалистов, связанная с оценкой экологического состояния на основе индекса ИВЕСА (the Index-Based Ecological Condition Assessment), который базируется на семи параметрах. Для каждого выбираются индикаторы экосистем, которые отражают состояние и характерные особенности данной характеристики. Параметры, включенные в модель приведены на рис. 2.2. Модель прошла апробацию на ландшафтах центральной Норвегии. Авторы рекомендуют адаптировать этот индекс для других территорий (Jakobsson et al., 2021).



Рис. 2.2. Использование индикаторов, входящих в индекс ИВЕСА для оценки экологического состояния природной среды (Jakobsson et al., 2021)

Многокритериальные оценки применяются также для ранжирования объектов, позволяющего выбирать и оценивать разные альтернативы, учитывающие множество факторов, критериев и условий. Индексы применяются также для оценки устойчивости экосистем (Zhang et al., 2020). На этапе *интегральной оценки* системных свойств основной целью уже является не ранжирование, а разработка моделей-классификаций для оценки состояния систем, их эмерджентных свойств и нормирования воздействий на природные системы на многокритериальной и иерархической основе.

Многокритериальные оценки также хорошо применимы для оценки экосистемных услуг на монетарной основе. Их учет предполагает использование множества критериев и индексов в задачах принятия решений.

Неопределенность полученных результатов многокритериального оценивания может быть обусловлена также субъективными суждениями о том, какой приоритет или вес имеет тот или иной параметр. Это следует учитывать при оценке достоверности результатов, полученных на основе многокритериальных оценок (Hallouin et al., 2016). Эта неопределенность снимается введением еще одного или нескольких этапов свертки субиндексов для получения шкалы ИП последнего уровня свертки. Для учета подобных ситуаций в работе реализовано одновременное использование многоуровневых и многокритериальных оценок для построения ИП или композитных индексов (Dmitriev et al., 2019). С этого момента осуществляется переход к интегральным оценкам состояния сложных систем в природе и обществе.

Важным этапом является агрегирование показателей, при котором переменные обычно объединяются в субиндексы и композитные индексы. В работе (Becker et al., 2017) описываются механизмы отбора параметров с учетом влияния компонентов друг на друга с помощью коэффициентов корреляции, учета нелинейности их взаимосвязей, оценки значения весов, которые приводят к желаемой приоритетности компонентов и субиндексов в интегральной оценке.

В монографии (Куролап и др., 2015) рассмотрены результаты интегральной оценки и картографирование экологического состояния территории города

Воронеж. В работе исследованы закономерности статистических связей в системе с акцентом на здоровье населения, обоснованы приоритетные индикаторы качества городской среды. В работе приведены результаты кластерной классификации индексов экологического риска и применение факторного анализа в форме метода главных компонент по 16 признакам техногенного воздействия и отклика на него. Это позволило авторам выделить 5 факторов (главных компонент) влияния загрязнения городской среды на человека и древесные растения.

Многие исследования посвящены проблеме выявления мультиколлинеарности в интегральных оценках. В них под мультиколлинеарностью авторы понимают корреляцию независимых переменных, которая затрудняет (искажает) оценочные исследования, в которых присутствуют сильно коррелируемые параметры (Shrestha, 2020).

Для диагностики проблемы мультиколлинеарности авторы статьи (Istak et al., 2024) предлагают использовать два параметра: коэффициент инфляции дисперсии (VIF), значение которого  $VIF > 10$  указывает на проблему мультиколлинеарности среди выбранных переменных и коэффициент допуска (TOL), значение которого  $TOL < 0,1$  подтверждает наличие данной проблемы. Авторы рекомендуют использовать программное обеспечение SPSS для их определения (<https://www.ibm.com/products/spss-statistics>).

Популярность указанных выше методов обусловлена, тем что они представляют собой инструмент для обобщенного представления многогранных и многомерных аспектов изучения сложных систем в природе и обществе, это унифицирует их использование и может являться основой для регламентации, нормирования и стандартизации в области рационального природопользования, устойчивого развития и формирования региональной политики.

4. *Интегральные оценки* – это оценки, предполагающие объединение в единый ИП (композитный индекс), полученные ранее, многокритериальные оценки с возможностью задать предпочтения между ними с помощью весовых коэффициентов. Процесс «свертывания информации» о субиндексах, входящих в интегральную оценку – это специально организованная процедура, нацеленная на

формирование шкалы последнего уровня свертки, отражающей ЭС и ЭБ природного объекта.

В решении задач интегрального оценивания наметился постепенный переход от МСП к методу рандомизированных сводных показателей (далее – МРСП) и далее к АСПИД-методологии и ее современной версии – агрегированной системы индексов предпочтения APIS (Aggregated Preference Indices System) с использованием неполной, неточной или нечисловой информации о критериях и приоритетах оценивания (Хованов, 1996; Novanov et al, 2009). Использование АСПИД и APIS-методологии включает несколько этапов: 1 – выбор параметров оценивания и числа классов; 2 – построение аксиометрических (квалиметрических, нумерических) оценочных шкал для параметров; 3 – расчет нормированных показателей для исходных шкал; 4 – выбор синтезирующей функции; 5 – определение (обоснование или расчет) весовых коэффициентов; 6 – расчет интегральных показателей для левой и правой границ каждого класса; 7 – получение интегральных показателей для ключевого объекта. Реализации этапов проводится для нескольких уровней свертки информации. Важно, что построение интегральных показателей сопровождается оценкой точности и достоверности полученных оценок. Ключевая задача, решаемая АСПИД и APIS — свертка множества разнородных показателей в единый интегральный индекс с учетом их весовых коэффициентов и приоритетов оценивания. Этот прием позволил в данной диссертации учесть соотносимость и иерархичность уровней при нахождении ИПЭС и ИПЭБ.

МСП, МРСП, АСПИД, APIS –методологии использовались для оценки показателей деятельности стран или объектов в отношении неравенств характеристик окружающей среды, человеческого развития, устойчивости, восприятия коррупции, уровня инноваций, конкурентоспособности и других сложных природных и социально-экономических параметров. Для реализации APIS-методологии используется система поддержки принятия решений (СППР) APIS. В диссертации К.Н. Хованова (2004) представлена программная реализация метода сводных показателей с использованием алгоритмов генерации

целочисленных композиций. Автором разработаны алгоритмы для генерации композиций, алгоритмы обработки и представления неточной (интервальной) и нечисловой (ординальной) информации о весовых коэффициентах, методика оценки программного обеспечения с использованием СППР АСПИД-3W (Хованов, 2004).

## 2.2. Современные тенденции в развитии методов интегрального оценивания водных объектов

### 2.2.1. Тенденции в развитии методов интегральной оценки на примере устойчивости водных объектов

Понятие устойчивости является полисемантическим. В группу параметров оценки устойчивости включают около двадцати родственных терминов, относящихся к проблеме устойчивости. Наиболее часто используются количественные характеристики различных форм устойчивости, которые базируются на показателях обилия (традиционно — биомасса, численность организмов в сообществе или биоте в целом; реже — энергетические показатели). В этом случае устойчивость биосистемы многие авторы рассматривали на основе предложенных ими терминов: резистентность и упругость. Канадский ученый Карл Холлинг (Holling, 1973) предложил наряду с устойчивостью (раньше чаще использовали понятие «стабильность») сообщества рассматривать еще и упругость природных систем, под которой он понимал, способность переходить при внешнем воздействии из одного устойчивого состояния в другое, сохраняя при этом внутренние взаимосвязи. Ю.Одум также использовал термин резистентность, под которой, он понимал способность экосистемы сопротивляться нарушениям, но, при этом поддерживая неизменной свою структуру и функции (Odum E. & Odum H., 1953). При оценке устойчивости биосистемы к внешнему воздействию авторами принималось во внимание постоянство количественных показателей состояния системы во времени.

В работе (Розенберг, Зинченко, 2014) собрано несколько авторских определений устойчивости. В частности, приведем определение понятия

устойчивости гидроэкосистемы, под которой понимается сохранение числа видов (неизменность флористического и фаунистического составов), их количественных соотношений в данном сообществе и взаимосвязей в течение некоторого интервала времени, а для популяций – отсутствие резких колебаний численности, способных привести к гибели. Концепция устойчивости связана со вторым началом термодинамики. Любая естественная система с проходящими через нее потоками энергии развивается в сторону устойчивого состояния при помощи саморегулирующих (буферных) механизмов.

Выделяют *адаптационный* и *регенерационный* типы устойчивости (Снакин и др., 1992). Устойчивость первых определяется физико-механическими и химическими процессами разбавления, переноса, сорбции (под сорбцией понимается процесс постепенного поглощения веществ из окружающей среды твердой или жидкой средой (Kaminski et al., 2016)), миграции вещества. Устойчивость вторых достигается способностью к биохимическому разложению токсичных соединений и изменению удельных скоростей обменных процессов в экосистеме под влиянием внешнего воздействия (Дмитриев, Фруммин, 2004; Овсепян и др., 2024).

При адаптационном типе оценивается постепенный переход системы из одного класса в другой с сохранением основных свойств системы. При оценке регенерационной устойчивости акцент переносится на способность системы восстановить свои свойства и параметры режимов после временной их утраты. В этом случае важна не степень их изменения, а скорость и полнота восстановления исходных характеристик. Поэтому, например, упругость биосистем надорганизменного ранга оценивается временем полного восстановления количественных характеристик, либо обратной величиной — скоростью восстановления.

Для выбора критериев, по которым следует оценивать устойчивость природной экосистемы, необходимо рассмотреть предъявляемые к экосистеме требования. Если необходимо оценить *потенциальную устойчивость* водоема к изменению параметров естественного режима, то логично рассматривать три

группы критериев, учитывающие изменения морфометрических, климатических и гидрологических характеристик водоема.

В настоящее время большинство ученых, формируя свои взгляды на проблему оценки устойчивости, исходят из того, что более сложные и разнообразные экосистемы являются наиболее устойчивыми. При этом уже не обсуждается, для каких типов воздействия оценивается устойчивость. С другой стороны, в ряде работ акцентируется принцип Ле–Шателье–Брауна из которого, следует, что система, которой присуще более высокое значение оцениваемого системного свойства будет более устойчива к изменению этого свойства (качества). Например, более разнообразная система будет более устойчива к изменению видового разнообразия; высоко продуктивная система будет более устойчива к изменению продуктивности; сильно загрязненная система будет более устойчива к загрязнению (Зуева и др., 2007). В связи с этим, низкой устойчивостью к эвтрофированию, в первую очередь, обладают небольшие по величине, низко продуктивные экосистемы водоемов. Схожая ситуация и с устойчивостью водоемов к загрязнению или изменению качества воды. К низко устойчивым водоемам по отношению к качеству воды относятся небольшие по размеру и чистые водоемы. И, соответственно, наоборот, повышенной устойчивостью к эвтрофированию и загрязнению обладают крупные и/или высоко загрязненные экосистемы. Эти выводы следует учитывать при разработке подходов к оценке устойчивости природных систем к изменению естественного и антропогенного режимов.

Одной из особенностей современного развития представления об устойчивости систем является медленное внедрение параметров, индексов, методик, которые содержат разработанные оценочные шкалы (экологическая квалиметрия) для оценки устойчивости. Как показывает опыт, существующие шкалы частично или полностью заменяются авторами балльными шкалами. Но при этом отсутствуют рекомендации, учитывающие сохранение при переводе натуральных шкал в баллы свойств исходной шкалы (линейная/нелинейная, прямая/обратная), что вносит искажения и в оценочную шкалу, и в вид связи

параметра с оцениваемым свойством и приводит к снижению их ценности для экологической аксиометрии.

Выполнение исследований на геоинформационной основе наложило свой отпечаток на авторские методики. В 2010 г. П.Е. Марченко в докторской диссертации «Геоинформационные модели и методы интегральной оценки природно-техногенной опасности территориальных систем» ввел понятие геотаксона, определив геотаксон как «определенную площадь земной поверхности (конкретное значение площади определяется спецификой самой решаемой задачи, необходимой степенью детализации анализируемой территории) с описанием ландшафтно-географической, техногенной и других ситуаций, для которой задается перечень и характеристики опасных природных и техногенных процессов (ОПТП) (в общем случае с учетом динамики по времени), и которой ставится во взаимно однозначное соответствие определенное значение ИП, характеризующее степень ее опасности» (Марченко, 2010). В работе (Kazakis et al., 2015) основу оценочных шкал составляет не количество баллов, а количество пикселей одного цвета. Переход в другой класс сопровождается изменением предварительно введенной автором цветовой шкалы. При этом итогом оценочных исследований является составление компьютерной карты в геоинформационной системе (ГИС), содержащей *патчи* («заплатки») разного цвета для выбранного района исследования.

В работе (Шилин, 2006) также отмечен уход от балльных оценок и применение автором информативных индексов для оценки состояния геосистем. В качестве универсального индекса используется индекс Шеннона. Согласно автору наиболее сложные системы являются наиболее устойчивыми. В данном случае, устойчивость к определенному типу воздействия сводится к оценке видового разнообразия в системе. Такой подход оставляет вне поля изучения большое число физико-географических, климатических, гидрологических, гидро– и геохимических, продукционных и других характеристик и факторов, формирующих в итоге устойчивость различных наземных и водных геосистем к определенному типу воздействия, а также сочетание изменений естественного и

антропогенного режимов функционирования геосистемы. Использование для этих целей принципа Ле–Шателье–Брауна, как отмечалось выше, приводит к тому, что наиболее разнообразные системы будут более устойчивы к изменению только видового или таксономического разнообразия.

Для оценки степени устойчивости абиотических компонентов экосистем внутренних морей к климатическим изменениям был разработан индекс *Stabl.A* (приведенный в 2.1) (Дроздов, 2011). Отметим, что автором термин устойчивость применялся не к системе в целом, а к некоторому набору абиотических компонентов (нарушение принципа эмерджентности сложных систем). Индекс записан автором в виде:

$$Stabl.A = f(\alpha + \beta + \gamma + \delta + \lambda + \chi + \omega I) \quad (2.1),$$

где:  $\alpha = V_{вм}/Q_{пол}$  ( $V$  – объем водной массы моря,  $Q$  – период полного водообмена);  $\beta = V_{вм}/V_{реч.ст}$  ( $V$  – объем водной массы моря,  $V$  речной сток – объем суммарного речного стока в море);  $\gamma = P/E$  ( $P$  – объем атмосферных осадков на поверхность моря);  $\delta$  – индекс, отражающий площади мелководных заливов и среднюю глубину моря;  $\lambda$  – индекс устойчивости поверхностных течений;  $\chi$  – индекс сложности климатообразования с учетом географического положения моря и его бассейна;  $\omega$  – обобщенный индекс антропогенного воздействия на абиотические параметры морской экосистемы (изъятие части стока впадающих рек на нужды сельского хозяйства и промышленности, строительство дамб и т.д.).

Аналогично автором был предложен индекс для оценки степени устойчивости биотических компонентов экосистем внутренних морей к климатическим изменениям предлагается рассчитываться по формуле:

$$Stabl.B. = f(\psi + \nu + \tau + \varphi + \omega 2) \quad (2.2),$$

где:  $\psi$  – общее количество видов планктонных организмов;  $\nu$  – общее количество видов макрозообентоса;  $\tau$  – общее количество видов рыб;  $\varphi = Ev/Sten$  (соотношение между количеством видов эврибионтов и стенобионтов);  $\omega 2$  – обобщенный индекс антропогенного воздействия на биотические параметры морской экосистемы (антропогенное токсическое загрязнение, влияние на концентрации биогенов и содержание растворенного кислорода, интенсивность

промысла и т.д.).

Можно предположить, что индексы *Stabl.A* и *Stabl.B* фактически являются субиндексами в оценке состояния экосистемы. Это логично, поскольку они характеризуют разные механизмы формирования устойчивости абиотической средой и биотой. Тогда, логично было бы ввести еще один уровень свертки, соединив эти индексы вместе с учетом задания весов (приоритетов) в сводной оценке. Это потребовало бы от автора построения шкалы ИП последнего уровня свертки. Несмотря на это, позднее, автор предложил оценивать устойчивость морских экосистем с учетом степени и характера, оказываемого на них влияния со стороны абиотических процессов и характеристик, которые задают ритм и циклы изменчивости, а также биотические процессы и характеристики, отражающие адаптационные возможности организмов, которые направлены на поддержание длительного существования различных популяций и восстановление биоценозов в меняющихся условиях среды. Для этого им были обоснованы пятнадцать основных расчетных характеристик, обладающих, по его мнению, «большим количеством информации» (Дроздов, 2018).

Автор установил количественные диапазоны изменчивости обоснованных характеристик и соответствующие им классы от первого (весьма высокая) до седьмого (весьма низкая). В зависимости от целей используемых данных и доступного объема измерений относительно конкретной акватории было рекомендовано использовать три варианта *интегрального индекса оценки устойчивости*: IASE 1 – учет шести структурных биоценологических индикаторных показателей; IASE 2 – учет девяти структурных биоценологических индикаторных показателей и динамических гидрологических индикаторных показателей; IASE 3 – учет пятнадцать структурных биоценологических индикаторных характеристик, динамических гидрологических и океанологических индикаторных показателей. Для всех индексов автор задал «весовые коэффициенты факторов и индикаторных показателей, использованных для оценки устойчивости».

Во второй половине 2010-х гг. автором также был рассмотрен вариант

балльной оценки устойчивости экосистем районов Балтийского, Белого, Черного и Азовского морей. Автор получил, что наибольшей информативностью в оценке устойчивости морских экосистем обладает индекс IASE 3, основанный на комплексном учете ведущих биотических и абиотических факторов и соответствующих им индикационных показателей. Данный подход и характеристики в дальнейшем планировалось использовать при оценке устойчивости не только внутренних, но и окраинных морей, акватории которых подвергаются существенному влиянию речного стока (Дроздов, 2021).

### *2.2.2. Развитие методов интегральной оценки экологического статуса водных объектов*

Оценка ЭС и ЭБ включает в себя оценку трофического статуса, качества воды, устойчивости. Принятие странами ЕС WFD в 2000 г. (Directive 2000/60/EC, 2000) способствовало развитию методов интегральной оценки состояния водных экосистем. Это связано с тем, что в рамках WFD планировалось разработать на ГИС-основе и интегрированного подхода информационную систему районирования оценки экологического состояния и качества среды для стран и регионов ЕС. Это повлекло за собой разработку методов и средств контроля качества окружающей среды и развитие геоинформационного управления объектами и территориями. В качестве примера приведем, не претендующие на полноту, примеры таких исследований.

Работа норвежско-польских ученых посвящена оценке качества воды по пяти биологическим параметрам, водной среды (фитопланктон, фитобентос, макрофиты, бентосные беспозвоночные и рыбы). Объектами исследования были выбраны десять озер в водосборном бассейне реки Вель в центральной Польше (Мое et al., 2015).

Научный коллектив из северной Европы (Норвегия, Швеция, Дания и Финляндия) выполнил оценку трофического статуса и качества прибрежных и морских вод северо-восточной части Атлантического океана и Балтийского моря. В качестве объектов исследования в эту оценку были включены также реки. Для оценки качества природных вод, использовались уже упомянутые группы

организмов, а для оценки трофности – концентрация питательных веществ, прозрачность воды и содержание в воде кислорода. В исследовании была сделана попытка интегрировать национальные модели-классификации в рамки WFD (Andersen et al., 2016).

Развитие биоцентрического подхода отражается в работе европейского коллектива авторов, посвященного оценке ЭС карстовых озер западной Хорватии (Динарское нагорье) на основе морфометрических (площадь поверхности, объем воды и максимальная глубина) и биологических данных (217 таксонов фитопланктона, при среднем их значении от 18 до 35 в озере). Нормированные значения этих показателей по озерам легли в основу рейтинга водоемов и составили от 0,73 до 0,90. Эти данные позволили авторам отнести объекты к категориям «хороший ЭС» и «высокий ЭС» (Hanžek et al., 2021).

В работе (Glavinović & Vukic, 2023) используется метод полного ранжирования экологических состояний на основе множественности критериев для арктической морской среды в условиях интенсификации судоходства. Его использование обусловлено тем, что различия в гидрологических режимах, ледовых условиях, биологической продуктивности в морях Арктики являются достаточно сильными и неоднородными. Экстраполяция локальных данных на региональный и циркумполярный уровни без учета пространственной изменчивости представляется авторам методологически проблематичной.

В целом, развитие методов оценки качества среды в рамках WFD направлено на обеспечение «хорошего» ЭС для всех водных объектов в ЕС (рек, озер, переходных и прибрежных вод, а также подземных вод). Это включает работу над нормативной базой, методами, стандартами и проектами, направленными на реализацию WFD. Совершенствование нормативной базы WFD (2000/60/EC) обуславливает изменение основного законодательства, регулирующего оценку качества среды в Европе. Оно требует, чтобы государства-члены Евросоюза использовали планы управления бассейнами рек (RBMPs) и программы мер (PoMs) для защиты и, при необходимости, восстановления водных объектов. «Хороший» статус в документах означает высокий ЭС системы в целом, в отличие от часто

упоминаемого в литературе «химического» и «экологического» статусов.

Директива «WFD» поддерживается двумя дочерними документами: по качеству и количеству подземных вод и по качеству поверхностных вод. В них для оценки ЭС поверхностных вод используются: 1 – биологические критерии — состав фитопланктона, обилие и биомасса, состав и обилие другой водной флоры и фауны бентосных беспозвоночных. Для переходных вод — состав и обилие рыбной фауны; 2 – гидроморфологические критерии — структура речного берега, непрерывность реки или субстрат речного дна; 3 – физико-химические критерии — температура, условия насыщения кислородом и питательные условия; 4 – химические критерии — стандарты качества для приоритетных веществ, которые должны быть соблюдены, чтобы достичь «хорошего статуса». Сравнение со стандартами качества среды выполняется на основе: 1 – NRW «OGN 72» — Руководство по оценке деятельности и проектов для соответствия с WFD (2021) (<https://publicregister.naturalresources.wales/Search/Download?RecordId=13269>); 2 – Руководство Агентства по окружающей среде «Clearing the Waters for All» (2017) — для оценки потенциального ухудшения переходных и прибрежных водных объектов.

Результатами, направленными на развитие методов оценки качества среды в рамках WFD, явились: 1 – разработка концепции Ecological Quality Status (EQS) — она основана на составе элементов «биологического качества» (качества воды на основе методов биологического контроля) и их метриках (<https://www.gov.uk/guidance/water-framework-directive-assessment-estuarine-and-coastal-waters>); 2 – Исследование методов для сравнения текущих условий с эталонными для классификации состояния озер на основе состояния биогенных элементов; 3 – Разработка методов для анализа металлов в воде — с учетом их биодоступности и естественного фона.

Отечественные работы, связанные с оценкой экологического состояния, как правило используют антропоцентрический подход, балльную оценку и индексы качества среды. В качестве примера можно привести работу (Кошельков, 2025). Автор на примере города Хабаровск проводит комплексную оценку состояния

городских территорий на базе оценки химического загрязнения атмосферы, почв, донных отложений, поверхностных и подземных вод. В основе методики построения обобщающей функции использовались: балльная оценка, нормирование показателей и экспертная оценка задания приоритетов (весов). Автор не приводит нормирующую функцию, не раскрывает механизма получения ИП (введены четыре класса загрязнения среды). У автора итоговая шкала оценки качества получается не на основе многоуровневого сложения отдельных шкал, а задается априорно по типу (и образцу) шкалы метода PROMETHEE II (Behzadian et al., 2010).

Важным следствием всех приведенных выше работ является нацеленность результатов оценки экологического состояния на рейтингование нормированных значений параметров без анализа их временной или пространственной динамики.

В данной диссертации обязательным этапом исследования является экологическое (системное) нормирование воздействия на объекты и получение ответной реакции системы в целом (по величинам ИПЭС и ИПЭБ) на негативное воздействие. Результатом исследования является ответ на вопрос, способна ли система сохранить свой класс ЭС или она перейдет в более низкий класс (катеорию) ЭС. Для этого необходима разработка классификаций (моделей-классификаций) интегральной оценки ЭС и ЭБ.

Изучение природных эко– геосистем в наши дни сопровождается развитием масштабных экологических сетей наблюдений, созданием крупной научной инфраструктуры, основанной на трех составляющих мониторинговых исследований: наблюдения, оценка, прогноз с акцентом на создание компьютерных информационных систем, включающих в себя эти три составляющие. При этом формируется новая научно-методологическая платформа, которая включает в себя сбор и анализ данных из различных источников; создание точечных, боксовых и непрерывных моделей природных систем, моделей интегральной оценки их состояния, эмерджентных свойств, расчета ответной реакции системы на воздействие. Такие исследования должны проводиться на геоинформационной основе с применением междисциплинарного подхода.

В современной литературе при оценке экологического состояния природных объектов часто встречаются два основных термина: *интегрированный подход* и *интегральный подход*. Авторы не раскрывают значения этих терминов, но часто используют их как синонимы, либо акцентируют внимание на одном из них. В диссертации под *интегрированным подходом* понимается методология, объединяющая натурные данные, методы и концепции из разных научных дисциплин для системного изучения природных объектов. Под *интегральным подходом* понимается методология изучения системы как единого целого, с акцентом на выявление интегральных свойств и закономерностей этой системы или ее слабого звена (подсистемы).

В наши дни однонаправленно развиваются оба подхода. Это проявляется в развитии методологии интегрированного подхода к наблюдениям в режиме реального времени большого числа компонентов, процессов, функций разномасштабных геосистем с учетом больших объемов данных и новых возможностей выполнения спутниковых и связанных с беспилотными летательными аппаратами (далее – БПЛА) исследований. Второй подход проявляется в развитии методов численного моделирования функционирования геосистем с интеграцией в них искусственного интеллекта (далее – ИИ) и выявлением интегральных свойств, функций, закономерностей этих систем и системных эффектов. Это позволяет создавать симуляционные платформы, функционирующие на различных иерархических уровнях организации и в пространственно-временных масштабах (Zabolotskikh et al., 2023; Yu et al., 2025). Информация о применении ИИ в интегральном подходе к изучению природных систем содержится в подразделе 2.2.3.

### *2.2.3. Примеры использования искусственного интеллекта для расчета веса субиндексов и построения интегрального показателя экологического статуса водоема с использованием нечисловой, неточной и неполной информации о приоритетах оценивания*

В данном подразделе приводятся два примера использования современных

возможностей ИИ для совершенствования методики расчета ИП при неравновесном здании субиндексов на последнем этапе выполнения оценочных исследований.

*Пример 1. Подготовка задания и анализ полученных результатов.* Рассмотрим создание алгоритма получения весовых множителей на основе использования нечисловой информации. Реализацию получения весовых множителей выполним с помощью виртуального AI ассистента (чат-бота) (<https://alice.yandex.ru/>).

Ниже приведены этапы и формулировки заданий на использование *ннн*-информации для определения веса субиндексов в сводной оценке ИПЭС. Использование нечисловой (ординальной) информации характеризуется такими параметрами как приоритетность каждого параметра (субиндекса). Она определяется требованиями к заданию весов:  $0 \leq w_i \leq 1$ ;  $\sum_1^n = 1$ . Использование неточной (интервальной) информации формируется системой ограничений для получения комбинаций весов при заданных приоритетах (шаг перебора, точность представления результата, минимальное и максимальное значения веса субиндексов, проверка того, что сумма весов равна единице для каждой строки выбора веса и др.). Чаще всего здесь используется информация о задании максимального и минимального веса параметров. Использование неполной информации обусловлено выбором количества строк, учитываемых в расчете. При этом, как показал опыт, с увеличением количества учитываемых комбинаций можно ожидать снижения среднеквадратичного отклонения (далее – СКО) и коэффициента вариации (CV).

*Этап 1. Пример запроса к чат-боту.* «Перебрать все возможные комбинации трех чисел a, b, c, каждое из которых изменяется от 0,00 до 1,00 с шагом 0,01. Сумма чисел в каждом варианте должна быть равна 1,00. Приоритеты: первое число всегда больше второго, а второе всегда больше третьего. Выведи все комбинации в трех столбцах: первый — первое число, второй — второе число, третий — третье число. Пронумеровать строки».

Нейросеть «AI» создает алгоритм и выдает результат пошагового решения

задачи с выведением всех подходящих комбинаций. Алгоритм решения: 1 – перебор значений  $a$  от 0,34 до 1,00 (минимальное  $a$  — 0,34, т.к. при  $a=0,33$  невозможно выполнить условие  $a>b>c$  и  $a+b+c=1,00$ ); 2 – для каждого  $a$  перебираем  $b$  от минимального возможного до  $a-0,01$ ; 3 – вычисление  $c=1,00-a-b$ ; 4 – проверка условия:  $b>c$  и  $c\geq 0,00$ ; 5 – при условии выполнения, нейросеть добавляет комбинацию в результат. Результаты выполнения задания представлены нумерованным списком комбинаций и приведены в Приложении №1.

*Этап 2. Анализ результата.* Количество строк составило 165 с комбинациями, удовлетворяющими всем условиям задачи: 1 – сумма трех чисел равна 1,00; 2 – каждое число изменяется от 0,00 до 1,00 с шагом 0,01; 3 –  $a>b>c$ . Для данного числа нейросеть дала обоснование: сумма количества комбинаций для всех  $a$  от 0,34 до 0,99 (при  $a=1,00$  нет допустимых  $b$  и  $c$ , удовлетворяющих условиям), получаем общее число строк, указанное выше.

*Проверка крайних случаев.* При  $a=0,34$  единственное возможное  $b=0,33$ , тогда  $c=0,33$ . Это единственная комбинация для  $a=0,34$ .

*Проверка результата и корректности выполнения задания.* В итоге была проведена проверка результата и подтверждена корректность, а также рассчитаны СКО по каждому из трех столбцов на основе 165 комбинаций. Результаты представлены в табл. 2.1. Оценка коэффициента вариации для каждого веса показала, что CV изменяется от 11,8% до 14,4%, что указывает на умеренный разброс данных вокруг среднего значения.

Таблица 2.1. Итоговые результаты расчета алгоритма оценки приоритета (веса) субиндексов при построении интегрального показателя экологического статуса водоема

Столбец	Среднее значение	СКО	CV, %
1 ( $a$ )	0,4267	0,0503	11,79
2 ( $b$ )	0,3333	0,0409	12,27
3 ( $c$ )	0,2400	0,0346	14,42

*Этап 3. Разработка типового шаблона на выполнение задания для AI.* В запросе должны быть заданы следующие параметры:

1 – *формулировка задачи*: 1 – полный перебор комбинаций трех чисел  $a, b, c$ ; 2 – диапазон значений: от 0,00 до 1,00 с шагом 0,01; 3 – ограничения:  $a+b+c=1,00$ ,  $a>b>c$ .

2 – *расчет статистик*. На основе сгенерированного набора рассчитать среднее арифметическое и стандартное отклонение для каждого столбца. Выполнить проверку корректности: сумма средних значений

$$\bar{a} + \bar{b} + \bar{c} = 1,0000 \quad (2.3),$$

Выполнить статистическую обработку для получения:

1 – среднего арифметического:

$$\bar{x} = \frac{1}{165} \sum_{i=1}^{165} x_i \quad (2.4);$$

2 – стандартного отклонения:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{165} \sum_{i=1}^{165} (x_i - \bar{x})^2} \quad (2.5).$$

3 – *проверка корректности*: сумма средних значений составила 1,0000, что подтверждает соблюдение условия  $a+b+c=1,00$  на уровне средних.

4 – *требование к оформлению результатов*. Результаты оформить в виде полного набора комбинаций для приложения. Дать ссылку на использование чат-бота AI в виде: 1 – названия чат бота; 2 – даты обращения; 3 – URL (публичная версия). Пример: расчеты выполнены с помощью чат бота «Название» (<https://alice.yandex.ru/>) 15.02.2026. Полный список комбинаций и промежуточные данные доступны по запросу.

*Пример 2.* В примере 1 рассмотрено использование нейросети «AI» для расчета весовых множителей субиндексов ИПТ, ИПК, ИПУ. В итоге было получено 165 комбинаций весов, рассчитано среднее значение  $w_1, w_2, w_3$  и СКО каждого из них (табл. 2.1). Следующим этапом построения ИПЭС является учет каждой комбинации задания весов при вычислении ИПЭС= ИПУ\* $w_{1i}$ +ИПТ\* $w_{2i}$ +ИПК\* $w_{3i}$  для варианта задания приоритетов ИПУ > ИПК > ИПУ. Рассмотрим вариант с ИПТ=0,341; ИПК=0,238; ИПУ=0,509 для оз.

Волковское. Получение шкалы ИПЭС для данного варианта задания приоритетов субиндексов рассмотрены в разделе 3.3. Ниже приведен шаблон этого задания для нейросети «AI».

*Шаблон задания:* В таблице приведены 165 комбинаций весов ( $w_1, w_2, w_3$ ) для расчета индекса ИПЭС по формуле  $ИПЭС = q_1 * w_{1i} + q_2 * w_{2i} + q_3 * w_{3i}$ , где  $q_1 = 0,509$ ;  $q_2 = 0,238$ ;  $q_3 = 0,341$ . В пятый столбец таблицы поместить значения ИПЭС для каждой из 165 комбинаций задания весов. Рассчитать среднее значение ИПЭС и СКО по столбцу 5. Выдать полный вариант таблицы и среднее значение ИПЭС и СКО под таблицей.

В результате расчетов получено: ИПЭС=0,370, СКО=0,005. Расчет коэффициента вариации показал, что  $CV = 1,35\%$ . Это свидетельствует, что данные плотно группируются вокруг среднего значения, разброс незначителен, выборка однородна.

### 2.3. Разработка методики интегральной оценки экологического статуса и экологического благополучия водных объектов

Развитие методов сравнительной оценки состояния многопараметрических объектов и систем в России началось еще в начале прошлого века. Здесь стоит упомянуть русского математика и кораблестроителя А.Н. Крылова, который в 1908 г. представил метод «сравнительной оценки» для международного конкурса, объявленного Морским министерством России с целью отбора наилучшего проекта строительства серии линкоров. Для получения такой сводной оценки А.Н. Крылов считал необходимым решить следующие вопросы: «1 – какие качества подлежат рассмотрению при оценке их влияния на сравнительное достоинство; 2 – каким числом каждое из этих качеств измеряется; 3 – какой способ группировки этих чисел принимается; 4 – какие относительные множители приписываются тем качествам, которым отдается предпочтение» (Крылов, 1951; Хованов, 1996).

Ответы на эти вопросы явились отправной точкой в авторских разработках моделей оценок сравнительного предпочтения (достоинства) объектов или их неравенств в отношении качества окружающей среды. Эти же проблемы решались

при написании диссертации и рассмотрении экологического статуса (ЭС) и экологического благополучия (ЭБ). Интегральная оценка ЭС и ЭБ включает 3–5 уровней свертки показателей для нескольких субиндексов, которая позволяет на последнем этапе получить оценочные шкалы ИПЭС и ИПЭБ.

Первым шагом стала разработка этапов создания модели. Последовательное применение этапов позволяет сформировать как саму модель-классификацию, так и рекомендации по технологии построения ИП и анализу полученных результатов для выявления динамики изменений, происходящих в экосистемах, выявить результаты внешних негативных воздействий на исследуемые объекты и ответную реакцию системы в целом на оказанное воздействие.

*Первый этап* в ходе построения модели включает выбор необходимых и достаточных критериев и формирование оценочных шкал для них и количества классов, которые определяют ЭС и ЭБ экосистем водоемов. В ходе этого этапа необходимо задать предельные значения данных параметров с учетом их изменения в исследуемых физико-географических условиях (Панютин, Дмитриев, 2024b). В табл. 2.2–2.4 приведены параметры, выбранные для построения интегрального показателя трофности (далее – ИПТ), интегрального показателя качества (далее – ИПК), интегрального показателя потенциальной устойчивости ИПУ при оценке ЭС водоема.

Одним из основных критериев оценки трофического статуса является первичная продукция водной экосистемы (Фрумин, Хуан, 2012), однако в диссертации трофность рассматривается не как отдельно взятая первичная продукция, которую измеряют в полевых условиях, а как интегративное свойство, характеризующее продуктивность всех звеньев трофической цепи водной экосистемы. Во всех авторских моделях-классификациях ИПТ водных объектов класс «мезотрофия» в диссертации был разделен на «мезотрофия–1» и «мезотрофия–2», т.к. исследуемые водоемы северо-запада РФ в большинстве случаев имеют мезотрофный класс с различными оттенками мезотрофии. Также для большинства авторских моделей-классификаций используется 5 классов трофности, качества воды, устойчивости и благополучия.

Таблица 2.2. Пример классификации для интегральной оценки трофности (модель М4)

№	Критерий	Тип трофности					
		Олиготрофия	Мезотрофия-1	Мезотрофия-2	Эвтрофия	Гипертрофия	
Гидрофизические критерии							
1	Прозрачность воды по белому диску, Hsd, м	$\frac{6,8-4,6}{0,0-0,344}$	$\frac{4,6-3,4}{0,344-0,531}$	$\frac{3,4-2,3}{0,531-0,703}$	$\frac{2,3-1,2}{0,703-0,875}$	$\frac{1,2-0,40}{0,875-1,0}$	Осреднение 5 шкал Китаев, 1970 Vollenweider, 1980 и др. взято из Дмитриев, Фрумин, 2004
2	Отношение прозрачности Hsd к глубине Н водоема	$\frac{2,0-1,0}{0,0-0,526}$	$\frac{1,0-0,70}{0,526-0,684}$	$\frac{0,70-0,40}{0,684-0,842}$	$\frac{0,40-0,25}{0,842-0,921}$	$\frac{0,25-0,10}{0,921-1,0}$	Китаев, 1970, доп. Панютиным, 2024
3	Взвешенные вещества, мг/дм <sup>3</sup>	$\frac{5-9}{0,0-0,014}$	$\frac{9-14}{0,014-0,030}$	$\frac{14-30}{0,030-0,085}$	$\frac{30-100}{0,085-0,322}$	$\frac{100-300}{0,322-1,0}$	Оксинок, Жукинский, 1993
<b>ИПТ1</b>		0,0–0,295	0,295–0,415	0,415–0,543	0,543–0,713	0,713–1,0	
Гидрохимические критерии							
5	рН при 100% насыщении воды кислородом	$\frac{6,69-7,35}{0,0-0,333}$	$\frac{7,35-7,68}{0,333-0,500}$	$\frac{7,68-8,01}{0,500-0,667}$	$\frac{8,01-8,34}{0,667-0,833}$	$\frac{8,34-8,67}{0,833-1,0}$	Цветкова, Неверова, 1988
7	БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	$\frac{2,3-3,3}{0,0-0,192}$	$\frac{3,3-4,5}{0,192-0,423}$	$\frac{4,5-5,5}{0,423-0,615}$	$\frac{5,5-6,5}{0,615-0,808}$	$\frac{6,5-7,5}{0,808-1,0}$	Цветкова, Неверова, 1988, испр. Почепко, 2024
8	Концентрация общего азота, N <sub>общ</sub> , мкг/л	$\frac{5-80}{0,0-0,019}$	$\frac{80-290}{0,019-0,071}$	$\frac{290-500}{0,071-0,124}$	$\frac{500-1500}{0,124-0,374}$	$\frac{1500-4000}{0,374-1,0}$	Романенко, 1985, испр. Панютиным, 2024
9	Концентрация общего фосфора, P <sub>общ</sub> , мкг/л	$\frac{4-10}{0,0-0,031}$	$\frac{10-22}{0,031-0,087}$	$\frac{22-35}{0,087-0,158}$	$\frac{35-100}{0,158-0,49}$	$\frac{100-200}{0,49-1,0}$	ОЕСД, 1982, испр. Панютиным, 2024
<b>ИПТ2</b>		0,0–0,144	0,144–0,270	0,270–0,391	0,391–0,626	0,626–1,0	
Гидробиологические критерии							
9	Продукция фитопланктона, мгС/л*сут	$\frac{0,005-0,05}{0,0-0,005}$	$\frac{0,05-0,28}{0,005-0,029}$	$\frac{0,28-0,5}{0,029-0,052}$	$\frac{0,5-5,0}{0,052-0,526}$	$\frac{5,0-9,5}{0,526-1,0}$	Гутельмахер, 1986, испр. Почепко, 2024
10	Скорость фотосинтеза, мгО <sub>2</sub> /л*сут	$\frac{0,7-1,0}{0,0-0,097}$	$\frac{1,0-1,7}{0,097-0,322}$	$\frac{1,7-2,4}{0,322-0,548}$	$\frac{2,4-3,1}{0,548-0,774}$	$\frac{3,1-3,8}{0,774-1,0}$	Цветкова, Неверова, 1988, испр. Почепко 2024
11	Концентрация хлорофилла «а», С1 «а», мкг/л	$\frac{2,3-3,3}{0,0-0,192}$	$\frac{3,3-4,5}{0,192-0,423}$	$\frac{4,5-5,5}{0,423-0,615}$	$\frac{5,5-6,5}{0,615-0,808}$	$\frac{6,5-7,5}{0,808-1,0}$	Цветкова, Неверова, 1988, испр. Почепко 2023
12	Разность	$\frac{0,0-0,1}{0,0-0,1}$	$\frac{0,1-1,1}{0,1-1,1}$	$\frac{1,1-2,1}{1,1-2,1}$	$\frac{2,1-3,1}{2,1-3,1}$	$\frac{3,1-4,1}{3,1-4,1}$	Цветкова,

	суточной продукции и деструкции, Ф–Д, мгО <sub>2</sub> /л*сут	0,0–0,024	0,024–0,268	0,268–0,512	0,512–0,756	0,756–1,0	Неверова, 1988, испр. Почепко 2024
13	Ср. биомасса фитопланктона в период вегетации, мг/л	<u>0,5–1,0</u> 0,0–0,034	<u>1,0–2,0</u> 0,034–0,103	<u>2,0–3,0</u> 0,103–0,172	<u>3,0–10,0</u> 0,172–0,655	<u>10–15</u> 0,655–1,0	Трифенова, 1979, испр. Почепко 2024
14	Скорость фильтрации зоопланктоном (л/мг сыр. веса сут.)	<u>0,60 – 0,25</u> 0,0–0,583	<u>0,25–0,2</u> 0,583–0,667	<u>0,2–0,15</u> 0,667–0,75	<u>0,15–0,025</u> 0,75–0,958	<u>0,025 – 0,0</u> 0,958–1,0	Гутельмахер, 1986, испр. Панютиным, 2024
15	Биомасса зоопланктона (мг сыр. веса/л)	<u>0,2–1,0</u> 0,0–0,096	<u>1,0–1,5</u> 0,096–0,155	<u>1,5–2,0</u> 0,155–0,215	<u>2,0–6,0</u> 0,215–0,693	<u>6,0–8,57</u> 0,693–1,0	Гутельмахер, 1986, испр. Панютиным, 2024
	<b>ИПТЗ</b>	0,0–0,147	0,147–0,281	0,281–0,409	0,409–0,739	0,739–1,0	
	<b>ИПТ</b>	<b>0,0–0,195</b> <b>Δ=0,195</b> <b>0,098</b>	<b>0,195–0,322</b> <b>Δ=0,127</b> <b>0,258</b>	<b>0,322–0,448</b> <b>Δ=0,126</b> <b>0,385</b>	<b>0,448–0,693</b> <b>Δ=0,245</b> <b>0,570</b>	<b>0,693–1,0</b> <b>Δ=0,307</b> <b>0,846</b>	

Примечание. В числителе приведены левая и правая границы шкал для каждого класса, в знаменателе – результаты их нормирования. В последней строке приведены значения шкалы интегрального показателя ИПТ, ниже (Δ) обозначена ширина диапазона ИПТ для класса, в последней строке приведено среднее значение ИПТ для данного класса.

Таблица 2.3. Пример классификации для интегральной оценки качества и токсического загрязнения воды (модель М4)

№	Критерий	Класс качества					Автор
		Очень чистые I	Чистые II	Умеренно загрязнен- ные III	Загрязнен- ные IV	Грязные V	
Гидрофизические критерии							
1	Прозрачно- сть	<u>3,0 – 2,0</u> 0,000–0,330	<u>2,0 – 0,7</u> 0,330–0,770	<u>0,7 – 0,5</u> 0,770–0,830	<u>0,5 – 0,3</u> 0,830– 0,900	<u>0,3 – 0</u> 0,900– 1,000	Предварит- ельное суммирова- ние шкал
2	Электропр оводность	<u>0–150</u> 0,000–0,150	<u>150–250</u> 0,150–0,250	<u>250–300</u> 0,250–0,300	<u>300– 500</u> 0,300– 0,500	<u>500–1000</u> 0,500– 1,000	Красилов, 1992
3	Взвесь	<u>5–9</u> 0,000–0,014	<u>9–14</u> 0,014–0,030	<u>14–30</u> 0,030–0,085	<u>30–100</u> 0,085– 0,322	<u>100–300</u> 0,322– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993, испр. Панютин, 2024
<b>ИПК1</b>		0,000–0,165	0,165–0,350	0,350–0,405	0,405– 0,574	0,574– 1,000	
Гидрохимические критерии и индексы							
5	pH	<u>8,0–7,0</u> 0,000–0,250	<u>7,0–6,0</u> 0,250–0,500	<u>6,0–5,6</u> 0,500–0,600	<u>5,6–5,3</u> 0,600– 0,680	<u>5,3–4</u> 0,680– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993, испр. Зырянова, 2024
6	Мин. фосфор P – PO <sub>4</sub>	<u>0,005–0,015</u> 0,000–0,010	<u>0,015–0,050</u> 0,010–0,045	<u>0,050–0,200</u> 0,045–0,196	<u>0,200–</u> <u>0,500</u> 0,196– 0,497	<u>0,500–</u> <u>1,00</u> 0,497– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993, испр. Зырянова, 2024
7	N–NH <sub>4</sub>	<u>0,05–0,1</u> 0–0,010	<u>0,1–0,2</u> 0,010–0,030	<u>0,2–0,5</u> 0,030–0,091	<u>0,5–2,5</u> 0,091– 0,495	<u>2,5–5,0</u> 0,495– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993, испр. Зырянова, 2024
8	O <sub>2</sub> %	<u>110–100</u> 0,000–0,111	<u>100–90</u> 0,111–0,222	<u>90–70</u> 0,222–0,444	<u>70–40</u> 0,444– 0,778	<u>40–20</u> 0,778– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993, испр. Зырянова, 2024
9	БПК <sub>5</sub> , мг О/л	<u>0,0–0,4</u> 0,000–0,040	<u>0,4–1,2</u> 0,040–0,120	<u>1,2–2,1</u> 0,120–0,210	<u>2,1–7,0</u> 0,210– 0,700	<u>7,0–10,0</u> 0,700– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993
<b>ИПК2</b>		0,000–0,105	0,105–0,183	0,183–0,308	0,308– 0,630	0,630– 1,000	
Токсикологические критерии и индексы							
10	Комбинир. риск	<u>0,00–0,040</u> 0,000–0,040	<u>0,040–0,090</u> 0,040–0,090	<u>0,09–0,16</u> 0,090–0,160	<u>0,16–0,26</u> 0,160– 0,260	<u>0,26–1,00</u> 0,260– 1,000	Фрумин, Мальшева, 2020
11	Нефть и нефтепрод укты, мг/л	<u>0,00–5,00</u> 0,000–0,005	<u>5,00–50,0</u> 0,005–0,050	<u>50,0–100</u> 0,050–0,100	<u>100–500</u> 0,100– 0,500	<u>500–1000</u> 0,500– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993

12	Ртуть, мг/л	<u>0,00–0,10</u> 0,000–0,020	<u>0,10–0,50</u> 0,020–0,100	<u>0,50–1,0</u> 0,100–0,200	<u>1,0–2,5</u> 0,200– 0,500	<u>2,5–5,0</u> 0,500– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993
13	Кадмий, мг/л	<u>0,00–0,10</u> 0,000–0,020	<u>0,10–0,50</u> 0,020–0,100	<u>0,50–1,0</u> 0,100–0,200	<u>1,0–2,5</u> 0,200– 0,500	<u>2,5–5,0</u> 0,500– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993
14	Свинец, мг/л	<u>0,00–2,0</u> 0,000–0,040	<u>2,0–5,0</u> 0,040–0,100	<u>5,0–10</u> 0,100–0,200	<u>10–25</u> 0,200– 0,500	<u>25–50</u> 0,500– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993
<b>ИПК3</b>		0,000–0,025	0,025–0,088	0,088–0,172	0,172– 0,452	0,452– 1,000	
<b>Гидробиологические критерии и индексы</b>							
16	Концентрация С1 «а», мг/л	<u>0–3</u> 0,000–0,050	<u>3–8</u> 0,050–0,130	<u>8–15</u> 0,130–0,250	<u>15–30</u> 0,250– 0,500	<u>30–60</u> 0,500– 1,000	Предварительное суммирование шкал
17	Индекс сапробности	<u>0–0,5</u> 0,000–0,125	<u>0,5–1,5</u> 0,125–0,375	<u>1,5–2,5</u> 0,375–0,625	<u>2,5–3,5</u> 0,625– 0,875	<u>3,5–4,0</u> 0,875– 1,000	Оксиюк, Жукинский, 1993
18	Индекс Вудивисса	<u>15–10</u> 0,000–0,333	<u>10–6</u> 0,333–0,600	<u>6–4</u> 0,600–0,733	<u>4–2</u> 0,733– 0,867	<u>2–0</u> 0,867– 1,000	Зенин, Белоусова, 1988, испр. Зырянова, 2024
19	Индекс ВМWP	<u>200–150</u> 0,000–0,263	<u>150–100</u> 0,263–0,526	<u>100–50</u> 0,526–0,789	<u>50–16</u> 0,789– 0,968	<u>16–10</u> 0,968– 1,000	Wright et al, 1993; Leeds- Harrison et al, 1996
<b>ИПК4</b>		0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802– 1,000	
<b>Интегральный показатель качества ИПК</b>		<u><b>0,0–0,122</b></u> <u><b>Δ=0,122</b></u> <b>0,061</b>	<u><b>0,122–0,257</b></u> <u><b>Δ=0,135</b></u> <b>0,190</b>	<u><b>0,257–0,371</b></u> <u><b>Δ=0,114</b></u> <b>0,314</b>	<u><b>0,371–0,614</b></u> <u><b>Δ=0,243</b></u> <b>0,492</b>	<u><b>0,614–1,0</b></u> <u><b>Δ=0,386</b></u> <b>0,807</b>	

Примечание. В числителе приведены левая и правая границы шкал для каждого класса, в знаменателе – результаты их нормирования. В последней строке приведены значения шкалы интегрального показателя ИПК, ниже (Δ) обозначена ширина диапазона ИПК для класса, в последней строке приведено среднее значение ИПК для данного класса.

Таблица 2.4. Пример классификации для интегральной оценки потенциальной устойчивости водоема (модель М4)

№ п/п	Признаки	Классы устойчивости					Автор
		<b>I min</b>	II	III	IV	<b>V max</b>	
<b>Морфометрические и батиметрические критерии</b>							
1	Площадь поверхности, км <sup>2</sup>	<u>0,1–5</u> 0,000– 0,002	<u>5–10</u> 0,002– 0,005	<u>10–100</u> 0,005– 0,050	<u>100–</u> <u>1000</u> 0,050– 0,500	<u>1000–</u> <u>2000</u> 0,500– 1,000	ГОСТ 17.1.1.02-77
2	Объем, км <sup>3</sup>	<u>0,01–</u> <u>0,25</u> 0,000– 0,012	<u>0,25–</u> <u>0,5</u> 0,012– 0,024	<u>0,5–1</u> 0,024– 0,050	<u>1–10</u> 0,050– 0,500	<u>10–20</u> 0,500– 1,000	ГОСТ 17.1.1.02-77
3	Максимальная глубина, м	<u>1–2,5</u> 0,000– 0,015	<u>2,5–5</u> 0,015– 0,040	<u>5–10</u> 0,040– 0,091	<u>10–50</u> 0,091– 0,495	<u>50–100</u> 0,495– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004
4	Площадь водосбора, км <sup>2</sup>	<u>500–</u> <u>2000</u> 0,000– 0,029	<u>2000–</u> <u>3000</u> 0,029– 0,048	<u>3000–</u> <u>25000</u> 0,048– 0,476	<u>25000–</u> <u>50000</u> 0,476– 0,961	<u>50000–</u> <u>52000</u> 0,961– 1,000	Седова, 2020, испр. Панютин, 2022
<b>ИПУ1</b>		0,000– 0,014	0,014– 0,029	0,029– 0,167	0,167– 0,614	0,614– 1,000	
<b>Климатические критерии (адаптационная модель)</b>							
5.1	Ветровой режим: М1а – количество дней со штилями в холодное время года (сут.)	<u>3–4</u> 0,000– 0,200	<u>4–5</u> 0,200– 0,400	<u>5–6</u> 0,400– 0,600	<u>6–7</u> 0,600– 0,800	<u>7–8</u> 0,800– 1,000	Панютин, Овсепян, Дмитриев, 2024
6.1	Средняя за месяц температура воды °С	<u>20–18</u> 0,000– 0,105	<u>18–15</u> 0,105– 0,263	<u>15–10</u> 0,263– 0,526	<u>10–5</u> 0,526– 0,790	<u>5–1</u> 0,790– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004
7.1	Продолжительность ледостава, месяц	<u>0–2</u> 0,000– 0,333	<u>2–3</u> 0,333– 0,500	<u>3–4</u> 0,500– 0,667	<u>4–5</u> 0,667– 0,833	<u>5–6</u> 0,833– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004
8.1	Сезон года/месяц, баллы	<u>июль</u> <u>1–2</u> 0,000– 0,200	<u>июнь,</u> <u>август</u> 0,200– 0,400	<u>май,</u> <u>сентябрь</u> 0,400– 0,600	<u>апр.,</u> <u>окт.</u> 0,600– 0,800	<u>ноябрь–</u> <u>март</u> 0,800– 1,000	ГОСТ 17.1.1.02-77
9.1	Норма осадков, % от нормы осадков за месяц	<u>14–55</u> 0,000– 0,128	<u>55–80</u> 0,128– 0,206	<u>80–120</u> 0,206– 0,330	<u>120–</u> <u>166</u> 0,330– 0,421	<u>166–335</u> 0,421– 1,000	Панютин, 2024
<b>ИПУ2а</b>		0,000– 0,193	0,193– 0,354	0,354– 0,545	0,545– 0,729	0,729– 1,000	
<b>Климатические критерии (регенерационная модель)</b>							
5.2	Ветровой режим: М1р – количество дней с сильным ветром в теплый период года (сут.)	<u>6–8</u> 0,000– 0,200	<u>8–10</u> 0,200– 0,400	<u>10–12</u> 0,400– 0,600	<u>12–14</u> 0,600– 0,800	<u>14–16</u> 0,800– 1,000	Панютин, Овсепян, Дмитриев, 2024
6.2	Средняя за месяц температура воды °С	<u>1–5</u> 0,000– 0,210	<u>5–10</u> 0,210– 0,474	<u>10–15</u> 0,474– 0,737	<u>15–18</u> 0,737– 0,895	<u>18–20</u> 0,895– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004, испр.

							Панютин, 2022
7.2	Продолжительность ледостава, месяц	<u>6–5</u> 0,000– 0,167	<u>5–4</u> 0,167– 0,333	<u>4–3</u> 0,333– 0,500	<u>3–2</u> 0,500– 0,667	<u>2–0</u> 0,667– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004, испр. Панютин, 2022
8.2	Сезон года/месяц, баллы	<u>ноябрь– март</u> <u>6–5</u> 0,000– 0,200	<u>апр., окт.</u> <u>5–4</u> 0,200– 0,400	<u>май, сентябрь</u> <u>4–3</u> 0,400– 0,600	<u>июнь, август</u> <u>3–2</u> 0,600– 0,800	<u>июль</u> <u>2–1</u> 0,800– 1,000	ГОСТ 17.1.1.02-77
9.2	Норма осадков, % от нормы осадков за месяц	<u>335–166</u> 0,000– 0,526	<u>166–</u> <u>120</u> 0,526– 0,670	<u>120–80</u> 0,670– 0,794	<u>80–55</u> 0,794– 0,872	<u>55–14</u> 0,872– 1,000	Панютин, 2024
<b>ИПУ2р</b>		0,000– 0,261	0,261– 0,455	0,455– 0,646	0,646– 0,807	0,807– 1,000	
Гидрологические критерии (адаптационная модель)							
10.1	Наличие сезонной стратификации, баллы <sup>1</sup>	<u>2–2</u> 0,000– 0,000	<u>2–2</u> 0,000– 0,000	<u>2–1</u> 0,000– 1,000	<u>1–1</u> 1,000– 1,000	<u>1–1</u> 1,000– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004
11.1	Вертикальное перемешивание, кол-во раз за холодный период	<u>6–5</u> 0,000– 0,200	<u>5–4</u> 0,200– 0,400	<u>4–3</u> 0,400– 0,600	<u>3–2</u> 0,600– 0,800	<u>2–1</u> 0,800– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004
12.1	Внутрисезонная амплитуда колебаний уровня, м	<u>3–2,4</u> 0,000– 0,200	<u>2,4–1,8</u> 0,200– 0,400	<u>1,8–1,2</u> 0,400– 0,600	<u>1,2–0,6</u> 0,600– 0,800	<u>0,6–0</u> 0,800– 1,000	Панютин, 2022
13.1	Коэффициент проточности, км/сут	<u>0,35–</u> <u>0,28</u> 0,000– 0,201	<u>0,28–</u> <u>0,21</u> 0,201– 0,401	<u>0,21–</u> <u>0,14</u> 0,401– 0,602	<u>0,14–</u> <u>0,07</u> 0,602– 0,802	<u>0,07–</u> <u>0,001</u> 0,802– 1,000	Эдельштейн, 2014, испр. Панютин, 2022
14.1	Характер регулирования, баллы <sup>2</sup>	<u>6–5</u> 0,000– 0,200	<u>5–4</u> 0,200– 0,400	<u>4–3</u> 0,400– 0,600	<u>3–2</u> 0,600– 0,800	<u>2–1</u> 0,800– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004
15.1	Коэффициент водообмена, м <sup>3</sup> /год	<u>300–</u> <u>100</u> 0,000– 0,667	<u>100–30</u> 0,667– 0,900	<u>30–10</u> 0,900– 0,967	<u>10–3</u> 0,967– 0,990	<u>3–0,001</u> 0,990– 1,000	Богословский, 1960, испр. Панютин, 2022
16.1	Скорость течения, м/с	<u>5–2</u> 0,000– 0,612	<u>2–1,5</u> 0,612– 0,714	<u>1,5–1</u> 0,714– 0,816	<u>1–0,2</u> 0,816– 0,980	<u>0,2–0,1</u> 0,980– 1,000	Седова, 2020
<b>ИПУ3а</b>		0,000– 0,297	0,297– 0,459	0,459– 0,741	0,741– 0,882	0,882– 1,000	
Гидрологические критерии (регенерационная модель)							
10.2	Наличие сезонной стратификации, баллы <sup>3</sup>	<u>1–1</u> 0,000– 0,000	<u>1–1</u> 0,000– 0,000	<u>1–2</u> 0,000– 1,000	<u>2–2</u> 1,000– 1,000	<u>2–2</u> 1,000– 1,000	Дмитриев, Фрумин, 2004
11.2	Вертикальное перемешивание,	<u>1–2</u> 0,000–	<u>2–3</u> 0,200–	<u>3–4</u> 0,400–	<u>4–5</u> 0,600–	<u>5–6</u> 0,800–	Дмитриев, Фрумин, 2004

<sup>1</sup> Отсутствию сезонной стратификации соответствует один балл, наличию сезонной стратификации соответствует два балла.

<sup>2</sup> По характеру регулирования многолетнему регулированию соответствуют 1 – 3 балла, сезонному регулированию – 3 – 4 балла, недельно-суточному регулированию – 4 – 6 баллов.

<sup>3</sup> Отсутствию сезонной стратификации соответствует один балл, наличию сезонной стратификации соответствует два балла.

	кол-во раз за теплый период	0,200	0,400	0,600	0,800	1,000	
12.2	Внутрисезонная амплитуда колебаний уровня, м	$\frac{0-0,6}{0,000-0,200}$	$\frac{0,6-1,2}{0,200-0,400}$	$\frac{1,2-1,8}{0,400-0,600}$	$\frac{1,8-2,4}{0,600-0,800}$	$\frac{2,4-3,0}{0,800-1,000}$	Панютин, 2022
13.2	Коэффициент проточности, км/сут	$\frac{0,001-0,07}{0,000-0,198}$	$\frac{0,07-0,14}{0,198-0,398}$	$\frac{0,14-0,21}{0,398-0,599}$	$\frac{0,21-0,28}{0,599-0,799}$	$\frac{0,28-0,35}{0,799-1,000}$	Эдельштейн, 2014, испр. Панютин, 2022
14.2	Характер регулирования, баллы <sup>4</sup>	$\frac{1-2}{0,000-0,200}$	$\frac{2-3}{0,200-0,400}$	$\frac{3-4}{0,400-0,600}$	$\frac{4-5}{0,600-0,800}$	$\frac{5-6}{0,800-1,000}$	Дмитриев, Фрумин, 2004
15.2	Коэффициент водообмена, м <sup>3</sup> /год	$\frac{0,001-3}{0,000-0,010}$	$\frac{3-10}{0,010-0,033}$	$\frac{10-30}{0,033-0,100}$	$\frac{30-100}{0,100-0,333}$	$\frac{100-300}{0,333-1,000}$	Богословский, 1960, испр. Панютин, 2022
16.2	Скорость течения, м/с	$\frac{0,1-0,2}{0,000-0,020}$	$\frac{0,2-1}{0,020-0,184}$	$\frac{1-1,5}{0,184-0,286}$	$\frac{1,5-2}{0,286-0,388}$	$\frac{2-5}{0,388-1,000}$	Седова, 2020
<b>ИПУЗр</b>		$\frac{0,000-0,118}{0,118}$	$\frac{0,118-0,259}{0,259}$	$\frac{0,259-0,541}{0,541}$	$\frac{0,541-0,703}{0,703}$	$\frac{0,703-1,000}{1,000}$	

Примечание. В числителе приведены левая и правая границы шкал для каждого класса, в знаменателе – результаты их нормирования.

Таблица 2.5. Оценочные шкалы ИПУ<sub>а</sub>, ИПУ<sub>р</sub>, ИПУ (модель М4)

<b>ИПУ<sub>а</sub> = ИПУ1 + ИПУ2<sub>а</sub> + ИПУ3<sub>а</sub></b>	0,000–0,168 $\Delta=0,168$ 0,084	0,168–0,281 $\Delta=0,113$ 0,224	0,281–0,484 $\Delta=0,203$ 0,382	0,484–0,742 $\Delta=0,258$ 0,613	0,742–1,000 $\Delta=0,258$ 0,871
<b>ИПУ<sub>р</sub> = ИПУ1 + ИПУ2<sub>р</sub> + ИПУ3<sub>р</sub></b>	0,000–0,131 $\Delta=0,131$ 0,066	0,131–0,248 $\Delta=0,117$ 0,190	0,248–0,451 $\Delta=0,203$ 0,350	0,451–0,708 $\Delta=0,257$ 0,579	0,708–1,000 $\Delta=0,292$ 0,854
<b>ИПУ = ИПУ<sub>а</sub> + ИПУ<sub>р</sub></b>	0,000–0,150 $\Delta=0,150$ 0,075	0,150–0,264 $\Delta=0,114$ 0,207	0,264–0,468 $\Delta=0,204$ 0,366	0,468–0,725 $\Delta=0,257$ 0,596	0,725–1,0 $\Delta=0,275$ 0,862

Примечание. Приведены нормированные значения шкалы интегрального показателя ИПУ, ниже ( $\Delta$ ) обозначена ширина диапазона ИПУ для класса, в последней строке приведено среднее значение ИПУ для данного класса.

В табл. 2.5 и на рис. 2.3 рассматриваемые группы параметров объединены в итоге в шкалу интегрального показателя потенциальной устойчивости ИПУ (Панютин, Дмитриев, 2024а).

<sup>4</sup> По характеру регулирования многолетнему регулированию соответствуют 1 – 3 балла, сезонному регулированию – 3 – 4 балла, недельно-суточному регулированию – 4 – 6 баллов.

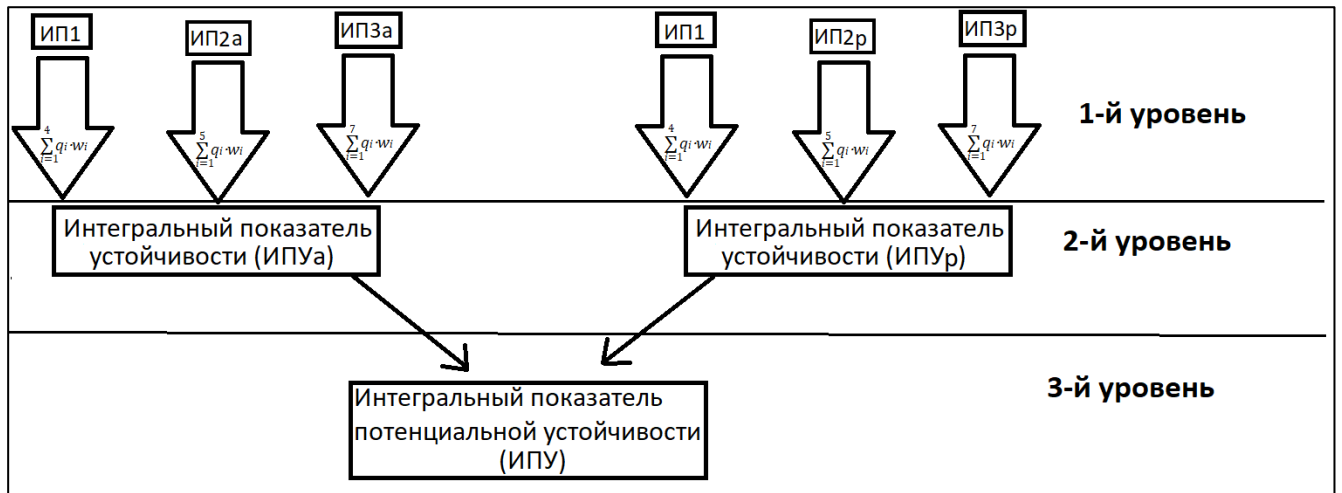


Рис. 2.3. Схема построения интегрального показателя ИПУ

Таблица 2.6. Оценочные шкалы ИПЭС (модель М4)

Статус водоема	Водоем первой категории I	Водоем второй категории II	Водоем третьей категории III	Водоем четвертой категории IV	Водоем пятой категории V
<b>ИПТ</b>	<b>0,000—0,230</b>	<b>0,230—0,398</b>	<b>0,398—0,564</b>	<b>0,564—0,800</b>	<b>0,800—1,000</b>
<b>ИПК</b>	<b>0,000—0,145</b>	<b>0,145—0,308</b>	<b>0,308—0,429</b>	<b>0,429—0,648</b>	<b>0,648—1,000</b>
<b>ИПУ</b>	<b>0,000—0,137</b>	<b>0,137—0,262</b>	<b>0,262—0,471</b>	<b>0,471—0,735</b>	<b>0,735—1,000</b>
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000—0,171</b>	<b>0,171—0,323</b>	<b>0,323—0,488</b>	<b>0,488—0,728</b>	<b>0,728—1,000</b>

Табл. 2.6 содержит информацию о последнем уровне свертки ИПЭС для модели М4.

В табл. 2.7 приведены характеристики, выбранные для построения ИПЭБ водоема и его водосбора.

Таблица 2.7. Классификация для интегральной оценки экологического благополучия

№	Критерий	Класс качества					Автор
		Очень благополучные I	Благополучные II	Умеренно благополучные III	Неблагополучные IV	Сильно неблагополучные V	
Экологический статус водного объекта							
1	Интегральный показатель устойчивости	<u>1,0 – 0,725</u> 0,0–0,275	<u>0,725 – 0,468</u> 0,275–0,532	<u>0,468 – 0,264</u> 0,532–0,736	<u>0,264 – 0,150</u> 0,736–0,85	<u>0,150–0,0</u> 0,85–1,0	Панютин, Дмитриев, 2024
2	Интегральный показатель трофности	<u>0,0–0,18</u>	<u>0,18–0,335</u>	<u>0,335–0,5</u>	<u>0,5– 0,745</u>	<u>0,745–1,0</u>	Панютин, Дмитриев, 2024
3	Интегральный показатель качества воды	<u>0,0– 0,122</u>	<u>0,122–0,257</u>	<u>0,257– 0,371</u>	<u>0,371– 0,614</u>	<u>0,614–1,0</u>	Панютин, Дмитриев, 2024
<b>ИПЭС</b>		0–0,192	0,192–0,375	0,375–0,536	0,536–0,736	0,736–1	Рассчитан по авторской модели
Экологическое состояние окружающей среды							
4	Содержание свинца почве, мг/кг возд.-сух. почвы	<u>0–10</u> 0,0–0,2	<u>10–20</u> 0,2–0,4	<u>20–30</u> 0,4–0,6	<u>30–40</u> 0,6–0,8	<u>40–50</u> 0,8–1,0	Национальный атлас России..., 2004
5	Потенциальная способность почв к самоочищению при химическом загрязнении, баллы	<u>21,5– 19,2</u> 0,0–0,107	<u>19,2–17,2</u> 0,107–0,2	<u>17,2 – 14,7</u> 0,2–0,316	<u>14,7–12,2</u> 0,316–0,433	<u>12,2–0</u> 0,433–1,0	Национальный атлас России..., 2004
6	Концентрация взвешенных частиц в атмосфере (PM2.5) разовая, мкг/м <sup>3</sup>	<u>0–0,15</u> 0,0–0,007	<u>0,15–0,3</u> 0,007–0,013	<u>0,3–7,747</u> 0,013–0,342	<u>7,747– 15,194</u> 0,342–0,671	<u>15,194– 22,64</u> 0,671–1,0	Национальный атлас России..., 2004
7	Концентрация оксида углерода в атмосфере разовая, мг/м <sup>3</sup>	<u>0–2,5</u> 0,0–0,2	<u>2,5–5</u> 0,2–0,4	<u>5–7,5</u> 0,4–0,6	<u>7,5–10</u> 0,6–0,8	<u>10–12,5</u> 0,8–1,0	docs.cntd.ru/document/1200133379
8	Концентрация диоксида азота разовая, мг/м <sup>3</sup>	<u>0–0,1</u> 0,0–0,2	<u>0,1–0,2</u> 0,2–0,4	<u>0,2–0,3</u> 0,4–0,6	<u>0,3–0,4</u> 0,6–0,8	<u>0,4–0,5</u> 0,8–1,0	docs.cntd.ru/document/1200036406
<b>ИПЭБ1</b>		0–0,143	0,143–0,283	0,283–0,492	0,492–0,701	0,701–1,0	
Экономические условия							
9	Плотность населения, чел/км <sup>2</sup>	<u>0–10</u> 0–0,05	<u>10–25</u> 0,05–0,125	<u>25–50</u> 0,125–0,25	<u>50–100</u> 0,25–0,5	<u>100–200</u> 0,5–1,0	Национальный атлас России...,

							2004
10	Валовый региональный продукт, млрд. руб.	$\frac{10000-8000}{0-0,2}$	$\frac{8000-6000}{0,2-0,4}$	$\frac{6000-4000}{0,4-0,6}$	$\frac{4000-2000}{0,6-0,8}$	$\frac{2000-0}{0,8-1,0}$	<a href="https://78.rostat.gov.ru">https://78.rostat.gov.ru</a>
11	Водоснабжение; водоотведение, организация сбора и утилизация отходов, деятельность по ликвидации загрязнений, млрд. руб	$\frac{70-56}{0-0,2}$	$\frac{56-42}{0,2-0,4}$	$\frac{42-28}{0,4-0,6}$	$\frac{28-14}{0,6-0,8}$	$\frac{14-0}{0,8-1,0}$	<a href="https://docs.cntd.ru/document/1200110162">https://docs.cntd.ru/document/1200110162</a>
12	Доля сельскохозяйственных угодий в общей земельной площади водосбора, % от общей площади	$\frac{0-5}{0-0,062}$	$\frac{5-20}{0,062-0,25}$	$\frac{20-40}{0,25-0,5}$	$\frac{40-60}{0,5-0,75}$	$\frac{60-80}{0,75-1,0}$	Национ. атлас России..., 2004
<b>ИПЭБ2</b>		0-0,128	0,128-0,294	0,294-0,488	0,488-0,712	0,712-1	
<b>Социальные условия</b>							
13	Рекреационный потенциал береговой зоны, индекс уровня рекреационного развития, млн руб./чел*км <sup>2</sup>	$\frac{260-218}{0-0,2}$	$\frac{218-176}{0,2-0,4}$	$\frac{176-134}{0,4-0,6}$	$\frac{134-92}{0,6-0,8}$	$\frac{92-50}{0,8-1,0}$	Сафиуллин, Чернуха, 2016, с правками Панютин, 2025
14	Степень загрязнения водосборной территории, баллы	$\frac{0-2}{0-0,2}$	$\frac{2-4}{0,2-0,4}$	$\frac{4-6}{0,4-0,6}$	$\frac{6-8}{0,6-0,8}$	$\frac{8-10}{0,8-1,0}$	Панютин, 2025
15	Степень рекреационной привлекательности водоема, баллы	$\frac{0-2}{0-0,2}$	$\frac{2-4}{0,2-0,4}$	$\frac{4-6}{0,4-0,6}$	$\frac{6-8}{0,6-0,8}$	$\frac{8-10}{0,8-1,0}$	Зиганшин и др., 2011
16	Индекс человеческого развития	$\frac{0,972-0,900}{0-0,123}$	$\frac{0,900-0,804}{0,123-0,288}$	$\frac{0,804-0,703}{0,288-0,461}$	$\frac{0,703-0,550}{0,461-0,723}$	$\frac{0,388-0,550}{0,723-1,0}$	worldpopulationreview.com, 2023 с правками Панютин, 2025
<b>ИПЭБ3</b>		0-0,181	0,181-0,372	0,372-0,565	0,565-0,781	0,781-1	
<b>Интегральный показатель ИПЭБ</b>		$\frac{0,0-0,161}{\Delta=0,161}$ ср. = 0,08	$\frac{0,161-0,331}{\Delta=0,17}$ ср. = 0,246	$\frac{0,331-0,52}{\Delta=0,189}$ ср. = 0,426	$\frac{0,52-0,732}{\Delta=0,212}$ ср. = 0,626	$\frac{0,732-1,0}{\Delta=0,268}$ ср. = 0,866	

Примечание. В числителе приведены левая и правая границы шкал для каждого класса, в

знаменателе – результаты их нормирования. В последней строке приведены значения шкалы интегрального показателя ИПЭБ, ниже ( $\Delta$ ) обозначена ширина диапазона ИПЭБ для класса, в последней строке приведено среднее значение ИПЭБ для данного класса.

*Второй этап* включает в себя выбор нормирующих функций с учетом вида связи (прямая–обратная) и решение проблемы учета нелинейности связи параметра с оцениваемым свойством. Результат нормирования показателей для всех шкал содержится в табл. 2.2–2.4 и 2.7 в виде мнемонического кода, представляющего собой псевдодробь. В числителе для каждого класса приводятся левая и правая границы натуральных значений оценочных шкал. В знаменателе приводится результат нормирования этих значений в соответствии с правилами нормирования. На последнем уровне свертки дополнительно указывается  $\Delta$  – ширина диапазона для класса. Еще ниже середина значения характеристики для середины класса (Панютин, Дмитриев, 2024а).

Для нормирования исходных параметров использовались два вида функций: неубывающая кусочно-степенная функция (2.6) и невозрастающая кусочно-степенная функция (2.7). Выбор функции зависит от вида связи  $x_i$  с оцениваемым свойством.

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 0, & x_i \leq \min_i \\ \left(\frac{x_i - \min_i}{\max_i - \min_i}\right)^\lambda, & \min_i < x_i \leq \max_i \\ 1, & x_i > \max_i \end{cases} \quad (2.6)$$

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 1, & x_i \leq \min_i \\ \left(\frac{\max_i - x_i}{\max_i - \min_i}\right)^\lambda, & \min_i < x_i \leq \max_i \\ 0, & x_i > \max_i \end{cases} \quad (2.7)$$

Для расчетов по (2.6) и (2.7) необходимо задать показатель степени  $\lambda$ , с помощью которого определяется характер и степень выпуклости нормирующей функции  $q_i(x_i)$  для неубывающей функции (2.6): при  $\lambda > 1$  нормирующая функция выпукла вниз; при  $\lambda < 1$  – выпукла вверх (рис. 2.3).

Условие  $\lambda = 1$  применяется в начале исследования, в предположении, что все  $x_i$  линейно связаны с оцениваемым параметром (рис. 2.4). В дальнейшем выявляются нелинейные связи и осуществляется учет степени нелинейности связи

при расчете нормированных значений показателей для отдельных шкал (Панютин и др., 2025а).

Для оценки влияния нелинейности взаимосвязи характеристик и свойств природного объекта проводится сравнение результатов интегральной оценки ЭС при использовании линейных и нелинейных моделей в нормирующих функциях. В качестве примера в разделе 3.3. приводится расчет ИПТ, который входит в качестве субиндекса в модель-классификацию ИПЭС. Были получены сравнительные оценки влияния  $\lambda$  на ИПЭС одного из рассмотренных водоемов (Панютин и др., 2025а).

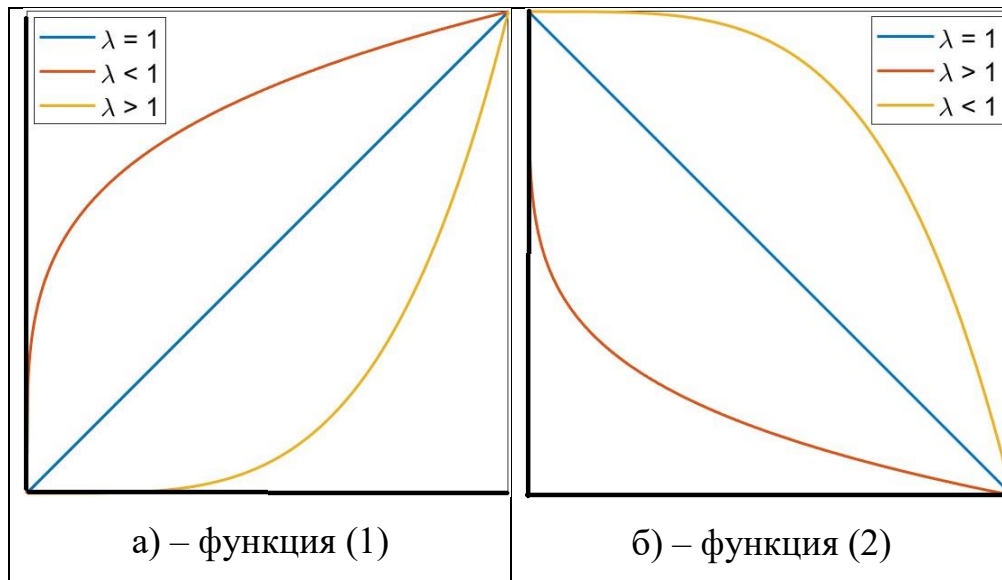


Рис. 2.4. Возрастающая (1) и убывающая (2) нормирующие функции, используемые для получения нормированных значений исходных показателей (Панютин и др., 2025а)

*Третий этап* построения ИП включал задание приоритетности (весомости) разных критериев и задание для них весовых коэффициентов  $w_i$ . Традиционно для задания весовых множителей используются разные подходы: 1 – учет равновесности на всех уровнях свертки; 2 – вес критерия определяется на основе экспертной оценки; 3 – вес задается на основе учета *ннн*-информации (нечисловой, неточной, неполной) о приоритетах оценивания или о приоритетности субиндексов в сводной оценке. Для задания  $w_i$  во всех случаях используется следующее правило:

$$0,0 \leq w_i \leq 1,0 \text{ и } \sum_{i=1}^4 w_i = 1. \quad (2.8)$$

Затем, для определения веса учитываемых характеристик на базе заданных нечисловых приоритетов и формулы 2.8 выполнялся учет нечисловой информации для задания весов. Для этого рассматривались все числа от 0 до 1 с некоторым, выбранным заранее, шагом точности. Изначально полагаем, что весовые коэффициенты задаются с некоторой конечной точностью, которую определили шагом отчета по формуле  $h = \frac{1}{n}$ , где  $n$  – натуральное число ( $n > 1$ ). При таких условиях множество всех возможных векторов задания весовых коэффициентов представляет собой конечное число элементов  $N(m, n)$ , определяемое формулой (Хованов, 1996):

$$N(m, n) = \binom{n+m-1}{n} = \binom{n+m-1}{m-1} = \frac{(n+m-1)!}{n!(m-1)!} \quad (2.9)$$

На *четвертом этапе* выполняется выбор синтезирующей функции (вид ИП), обозначенной ниже как  $Q(q, w)$ . В диссертации для этого используется сумма нормированных значений: ИПЭС и ИПЭБ, взятых со своим весом:

$$Q(w_1 \dots q_4; w_1 \dots w_4) = \sum_{i=1}^4 q_i w_i \quad (2.10)$$

*Пятый этап* включает построение модели-классификации (классификация + алгоритм получения ИП), учитывающей, отмеченные выше особенности ИП. Такой алгоритм учитывает особенности получения общей картины сочетания параметров внутри групп и иерархического соподчинения между группами с учетом правил расчета композитных индексов рассматриваемых систем и системных свойств.

На последующих этапах разработанные модели-классификации ЭС и ЭБ апробировались на ключевых водоемах. Одновременно рассматривались оценка точности расчета ИП для последнего уровня свертки показателей в различных сценариях с иллюстрацией допустимости воздействия или получения ответной реакции на воздействие со стороны водных эко- и геосистем. Эти результаты приведены в разделе 3.4.

### 3. АПРОБАЦИЯ МЕТОДИКИ ИНТЕГРАЛЬНОЙ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ДЛЯ КЛЮЧЕВЫХ ОБЪЕКТОВ

#### 3.1. Формулировка научных гипотез, выбор ключевых систем

##### 3.1.1. Формулировка научных гипотез

Для решения научных задач, обусловленных изменением состояния водных объектов и их экосистем показана перспективность применения и сочетания методов имитационного моделирования и методов интегральной оценки эмерджентных свойств водных экосистем (Третьяков, Свердлов, 2016; Brousmitchea et al., 2020).

В задачи этих исследований рекомендовано включать доказательство адекватности моделей водных экосистем на основе сравнения интегральных показателей (индексов) трофности, качества воды и др.) по наблюдаемым данным и по данным имитационного моделирования (Седова, Дмитриев, 2020b). В последнее время появились публикации в которых количественная оценка воздействия на водную экосистему и определение ответной реакции экосистем в целом, допустимости или недопустимости воздействия при разном сочетании факторов и учете их приоритетности оценивается не по отдельным компонентам (нарушение принципа эмерджентности), а рассматривается на основе оценки состояния подсистем и их интегративных свойств до и после воздействия. При этом, допустимость – недопустимость воздействия оценивается на основе авторских представлений о «норме состояния» и «норме воздействия» (Дмитриев, 2000, Dmitriev et al., 2020). Под недопустимым воздействием в диссертации понимается воздействие, приводящее к изменению класса ЭС и/или ЭБ, который система имела до воздействия, в сторону снижения ЭС или ЭБ. В других случаях изменяется только *системная функция* (продуцирующая, деструкционная, стабилизирующая или др.), представленная субиндексами (ИПТ, ИПК, ИПУ или др.). При этом воздействие может быть привязано к определенному моменту времени или отражать предысторию

изменения системной функции (изменение только трофности, только качества, только устойчивости).

Не менее важной задачей является проверка адекватности результатов имитационного моделирования с помощью построения композитных индексов на основе натуральных наблюдений. Для этого рекомендуется рассчитывать ИП для полного или неполного набора компонентов модели исследуемой водной экосистемы. В последнем случае, как указано выше, формируются субиндексы оцениваемых свойств — продуктивности, качества и токсического загрязнения воды. В отдельных случаях также используют реперные соотношения (например, отношение деструкции к первичной продукции или индексы биологического самоочищения). В состав субиндексов целесообразно включать рекомендуемые индексы: трофности, качества и токсического загрязнения воды (в том числе донных отложений при наличии данного блока и субиндекса в интегральной оценке), устойчивость (уязвимость, самоочищение) водоема и другие (Седова, Дмитриев, 2020b, 2020c; Панютин, Дмитриев, 2024a). Для сложных систем «водоем + водосбор» или «водоток + водосбор» необходимо учитывать ЭС ландшафтов водосборной территории и локальных береговых экосистем (Дмитриев и др., 2020b). Для этого следует рассчитать субиндексы интегративных свойств для доминирующих ландшафтов.

Сравнительно недавно в литературе началось обсуждение проблемы *мультиколлинеарности* при выборе и включении в перечень необходимых и достаточных критериев для интегральной оценки. Оценка близости результатов натуральных исследований и имитационного моделирования или субиндексов, рассчитанных по ним осуществляется с помощью традиционных статистических индексов: индекса Нэша–Сатклиффа и его модификаций (Nash & Sutcliffe, 1970; Krause et al., 2005; Третьяков и др., 2020, 2025), индекса Тейла (Theil, 1967), индекса средней относительной ошибки прогноза и статистик  $S/\sigma$  и  $\rho$  (Булдовская, 1998), а также применяются критерии выявления аномальных значений — по методикам Ирвина, Смирнова–Граббса, Титьена–Мура и др. (Лемешко Б.Ю., Лемешко С.Б., 2005; Измайлова и др., 2021). В таблице в

приложении №2 приведены рекомендации по использованию статистик  $S/\sigma$  и  $\rho$  в анализе рядов по результатам натурных исследований и имитационного моделирования.

Для выявления адекватности результатов воздействия опасного природного явления (далее – ОПЯ) и ОГЯ можно рекомендовать следующие варианты исследований: 1 — выявление выхода системы за пределы того класса, в котором она находилась до воздействия, на основе анализа компонентного состава моделируемых и наблюдаемых элементов системы по традиционным индексам (индексы трофности, качества воды и т.д.). При этом необходимо знание компонентного состава системы до воздействия и после него; 2 — сопоставление интегральных индексов и субиндексов неаддитивных свойств (продуктивности, качества воды и токсичности), рассчитанных на основе наблюдений до и после воздействия и разработанных моделей–классификаций; 3 — реализуется совмещение первого и второго вариантов.

Результаты оценки воздействия на водную экосистему на основе имитационного моделирования подтверждаются расчетом ИП с использованием композитных индексов. Такой подход включает: 1 — проверку соответствия моделируемых характеристик натурным данным через построение композитных индексов; 2 — оценку воздействия по результатам моделирования и определение способности системы сохранить исходный класс состояния после оказанного воздействия на основе сравнения ИП с помощью статистических критериев оценки близости рядов (например, индекс Нэша–Сатклиффа и его модификации), что ранее не применялось в системном моделировании.

В связи с изложенным выше, формулируется ряд гипотез, подлежащих проверке на имитационных моделях и моделях интегральной оценки. Основным акцентом при этом может считаться гипотеза о возможности получения количественного результата оценки воздействия на водную экосистему в целом на основе совмещения имитационного моделирования экосистем и интегральной оценки их эмерджентных свойств и состояния

системы в целом. Примером гипотезы, требующей доказательной базы, является следующая формулировка: оценить состояние водной экосистемы в целом можно на основе ИПЭС, агрегирующего в себе сочетания таких эмерджентных свойств, как: трофический статус, качество и токсическое загрязнение воды, потенциальная устойчивость водного объекта.

На рис. 3.1 представлены возможные способы характеристики ЭС водоема.

Группы признаков, образующих субиндексы, входящие в экологический статус	Субиндексы и ИПЭС	Классы экологического статуса водоема				
		I	II	III	IV	V
		Очень высокий (высший или первой категории)	Высокий (второй категории)	Средний (третьей категории)	Низкий (четвертой категории)	Очень низкий (пятой категории)
Трофность (продуктивность)	ИПТ (ИПТ1+ИПТ2+ИПТ3)	Олиготрофный	Мезотрофный-1	Мезотрофный-2	Эвтрофный	Гипертрофный
Качество и токсическое загрязнение воды	ИПК (ИПК1+ИПК2+ИПК3)	Очень чистый	Чистый	Умеренно-загрязненный	Загрязненный	Грязный
Потенциальная устойчивость экоцентризма	ИПУ (ИПУа+ИПУ)	Очень низкая	Низкая	Средняя	Высокая	Очень высокая
Потенциальная устойчивость антропоцентризма	ИПУ (ИПУа+ИПУ)	Очень высокая	Высокая	Средняя	Низкая	Очень низкая
Интегральный показатель экологического статуса (ИПЭС)	M1 (ИПУэкоцентр)	0,000-0,171	0,171-0,323	0,323-0,488	0,488-0,728	0,728-1,000
	M2 (ИПУэкоцентр)	<u>0,000-0,172</u> <u><math>\Delta = 0,172</math></u> 0,086	<u>0,172-0,303</u> <u><math>\Delta = 0,131</math></u> 0,237	<u>0,303-0,454</u> <u><math>\Delta = 0,151</math></u> 0,378	<u>0,454-0,706</u> <u><math>\Delta = 0,252</math></u> 0,580	<u>0,706-1,00</u> <u><math>\Delta = 0,294</math></u> 0,853
	M3 (ИПУэкоцентр)	0,000-0,156	0,156-0,281	0,281-0,429	0,429-0,677	0,677-1,00

Рис. 3.1. Схема представлений о классах водоемов для оценки ИПЭС с позиции экоцентризма и антропоцентризма (Paniutin et al., 2026)

На этой схеме приводится информация о моделях-классификациях ЭС водоема с разным представлением в них субиндексов трофности, качества воды, потенциальной устойчивости. ИП для субиндексов и для последнего уровня свертки оцениваются по пяти уровням трофности (олиготрофия, мезотрофия–1, мезотрофия–2, эвтрофия, гипертрофия), а также по пяти уровням качества воды (I – очень чистые, II – чистые, III – умеренно загрязненные, IV – загрязненные, V – грязные). Кроме того, представлены два варианта оценки потенциальной

устойчивости в рамках ИПЭС. Эти сценарии в схеме отображены двумя разными подходами, учитывающими пять уровней устойчивости.

*Первый сценарий* предполагает оценку устойчивости по шкале: I — очень низкая, II — низкая, III — средняя, IV — высокая, V — очень высокая устойчивость. Такой подход выбран для иллюстрации принципа «экоцентризма». Согласно этому взгляду, олиготрофный и очень чистый водоем не может одновременно обладать высокой устойчивостью при внешних воздействиях, поскольку такой водоем уязвим к изменениям параметров режима и качества воды. В этом случае ЭС и устойчивость объединены принципом: «высокий статус = олиготрофия + высокое качество воды + низкая устойчивость (высокая уязвимость)».

*Второй сценарий* предполагает оценку устойчивости по шкале: I — очень высокая, II — высокая, III — средняя, IV — низкая, V — очень низкая устойчивость. С точки зрения «антропоцентризма» в водоемы первой или высшей категории (очень высокий и высокий ЭС) включаются олиготрофные, очень чистые водоемы с *очень высокой* или *высокой устойчивостью*. Такие водоемы *a priori* считаются высокостатусными объектами. В этом случае для оценки ЭС применим принцип: «высокий статус = олиготрофия + высокое качество воды + очень высокая или высокая устойчивость (низкая уязвимость)».

### *3.1.2 Проверка гипотезы о существовании высокостатусных водоемов на основе антропоцентрических представлений по принципу «высокий статус = олиготрофия + высокое качество воды + очень высокая или высокая устойчивость (низкая уязвимость)»*

Для проверки гипотезы о существовании высокоустойчивых водоемов во втором сценарии были выполнены расчеты ИПЭС для всех пяти классов (по границам и серединам классов), предполагая равенство приоритетов оценки по модели М2. Результаты показаны на рис. 3.1. красным цветом. Анализ показывает, что при использовании модели для этого подхода шкала субиндексов ИПУ связана обратной зависимостью с ИПТ и ИПК по сравнению с первым вариантом, т.е. чистые водоемы с низкой трофностью являются высоко уязвимыми водоемами.

Расчеты для первого сценария представлены в таблице в виде псевдодробей: верхняя строка — границы классов, вторая — разброс значений внутри классов, нижняя — значения ИПЭС для середины каждого класса.

Далее был выполнен расчет ИПЭС с учетом ИПУ для границ и середины I и II классов. В результате все варианты расчетов попали в классы: III (0,333–0,369; 0,351–0,368) и IV (0,458–0,461) по показателям ИПЭС. Этот важный вывод означает, что низкопродуктивные, чистые и устойчивые водоемы не являются объектами с высоким ЭС. Они попадают в категории среднего и низкого статуса (III–IV классы) (Paniutin et al., 2026). Эти результаты опровергают существование таких водоемов и проверяемую гипотезу.

Стоит отметить, что продукционный потенциал (трофность, кормность), качество воды и устойчивость (а также ЭС в целом) нельзя измерить в полевых условиях. В полевых исследованиях на основе репрезентативных критериев выявляются факторы, влияющие на эмерджентные свойства системы и ее экологические функции. Например, на основе метода светлых и темных склянок можно определить валовую, чистую продукцию и деструкцию органического вещества. Можно также измерить содержание хлорофилла в воде. Но эта информация не дает основания считать, что мы измеряем трофический статус водоема. В понятие трофического статуса входит не только информация о первичной продукции, необходима также информация о продукционных способностях всех компонентов трофической цепи в экосистеме, в том числе гетеротрофных организмов, продуктивности редуцентов. В случае гетеротрофных организмов вместо термина «трофность» предпочтительнее использовать термин «кормность». В связи с этим для определения трофического статуса необходим 3-х–5-ти–летние ряды наблюдений. Особенно это актуально для водных экосистем, испытывающих внешнюю антропогенную нагрузку. Для поддержания, сбалансированного (устойчивого) развития зрелая экосистема разлагает столько органического вещества, сколько она может произвести. Если нагрузка усиливается за счет внешнего поступления биогенных элементов (азота и фосфора) и органических веществ, то «здоровая» экосистема должна усиливать темпы

деструкции пропорционально росту внешнего воздействия. При описанном внешнем воздействии это является свидетельством устойчивости экосистемы к оказанному воздействию (Дмитриев и др., 2026). Для выявления описанного выше процесса необходимы длительные наблюдения и оценки на основе композитных индексов.

Определение качества воды затруднено тем, что вода, взятая в определенном месте, может иметь разное качество в зависимости от цели ее использования человеком. В случае био- и экоцентризма речь идет об использовании организмами воды как среды жизни гидробионтов.

В разработанной методике водоем может также считаться устойчивым по одному из параметров ИПЭС, связанным с морфометрическими, климатическими и гидрологическими характеристиками, но при этом медленно самоочищаться и/или быстро загрязняться. Это, в итоге, может отразиться на величине ИПЭС и оценке ЭС в целом.

### *3.1.3. Характеристика объектов исследования*

Первым ключевым объектом диссертационного исследования было выбрано оз. Волковское и район поселка городского типа Кузнечное в северо-западном Приладожье. Административно эта территория относится к Севастьяновскому сельскому поселению Приозерского муниципального района Ленинградской области.

На берегу оз. Волковское (площадь 0,3 км<sup>2</sup> без учета островов) в северо-западной части Приладожья (Кузнецов, Субетто, 2019) расположена Приладожская учебно-научная база Санкт-Петербургского государственного университета, площадью 75 га. Озеро находится менее чем в 1 км от берега оз. Ладожского, и связано с Ладогой небольшим ручьем Мянтю-Лампи, вытекающем из оз. Волковское. Примерно в середине ручья находится маленькое заболоченное озеро с тем же названием. В учебных целях и для научных исследований используется полигон площадью около 4 км<sup>2</sup>. Он располагается на землях Государственного лесного фонда, а также на землях бывших сельскохозяйственных предприятий (около 25% площади), частично используемых в настоящее время в качестве

сенокосных угодий.

С середины 1980-х годов по 2023 г. (с перерывом в 2020 г.) на данном озере проводились наблюдения по оценке его экологического состояния, качества воды, устойчивости водоема к изменениям параметров естественного режима, а также состояния прибрежных наземных геосистем и ландшафтов водосбора. В исследованиях принимали участие студенты и сотрудники нескольких кафедр СПбГУ и Российского государственного гидрометеорологического университета (далее – РГГМУ). В последние годы результаты исследований были опубликованы в научных журналах (Dmitriev et al., 2020a; Седова, Дмитриев, 2020c; Архипов и др., 2022; Дмитриев и др., 2026). По итогам проведения учебно-научных исследований была создана "База данных для выявления экологического статуса и факторов массообмена в водной экосистеме на примере озера Суури" (LAKE-SUURI-ECOSYSTEM) за 10 лет (2009-2019 гг.). Получено Свидетельство о регистрации базы данных RUS 2019621679 13.09.2019 (Седова и др., 2019).

В соответствии с анализом трофического состояния, оз. Волковское по многолетним исследованиям можно отнести к классу олиго-мезотрофных (до начала 2000-х гг.) и, позднее, мезотрофных водоемов по большому числу параметров оценивания и на основе расчета композитных индексов (после 2012 г.).

На рис. 3.2 показана схема оз. Волковское с отмеченными сериями станций, где проводились исследования внутрисуточной изменчивости абиотических и гидробиологических компонентов водной экосистемы за все годы наблюдений (последние данные после 2020 г. получены с участием автора).

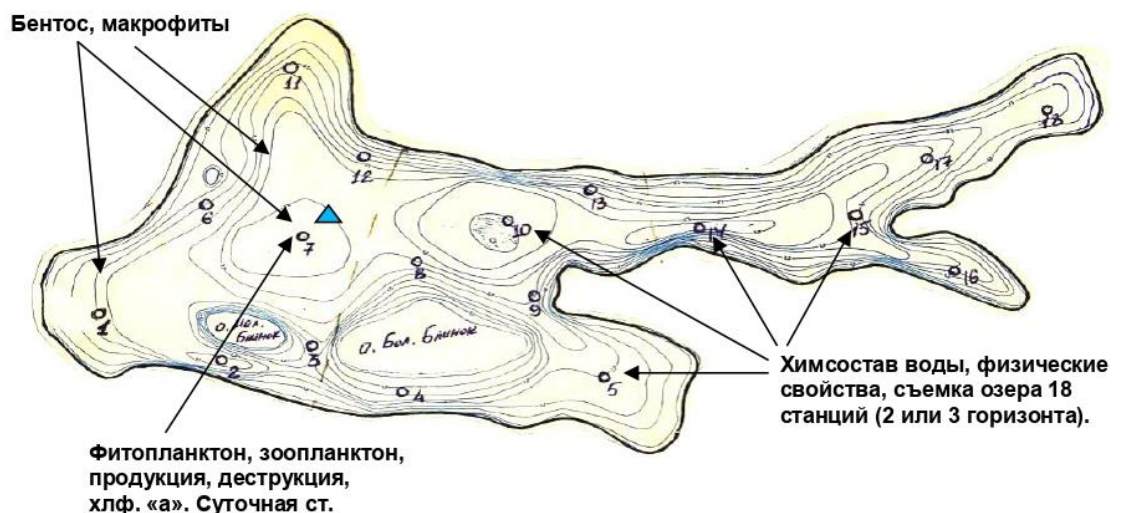


Рис. 3.2. Схема озера с номерами станций и местами отбора проб макрофитов, макрозообентоса, планктона, определения первичной продукции и деструкции (ст.7), наблюдений за химическим составом и гидрофизическими характеристиками воды в оз. Волковское.



Рис. 3.3. Оз. Волковское. Фото Н.А. Панютина

В 2014г. впервые было проведено исследование озера с помощью БПЛА, а несколько ранее – исследование состава воды с помощью зонда «Multiparametr Water Quality Sond 6600 VZ2-4» (рис.3.4).



а)



б)

Рис. 3.4. Новые возможности исследования оз. Волковское в последние

годы: а) – первое исследование зарастания озера с БПЛА снято 22.07.2014 г.; б) - работа с зондом «Multiparametr Water Quality Sond 6600 VZ2-4» для определения химического и биологического состава воды

На рис. 3.5 приведены примеры результатов исследования химического состава воды в озере на основе материалов 2023 г.

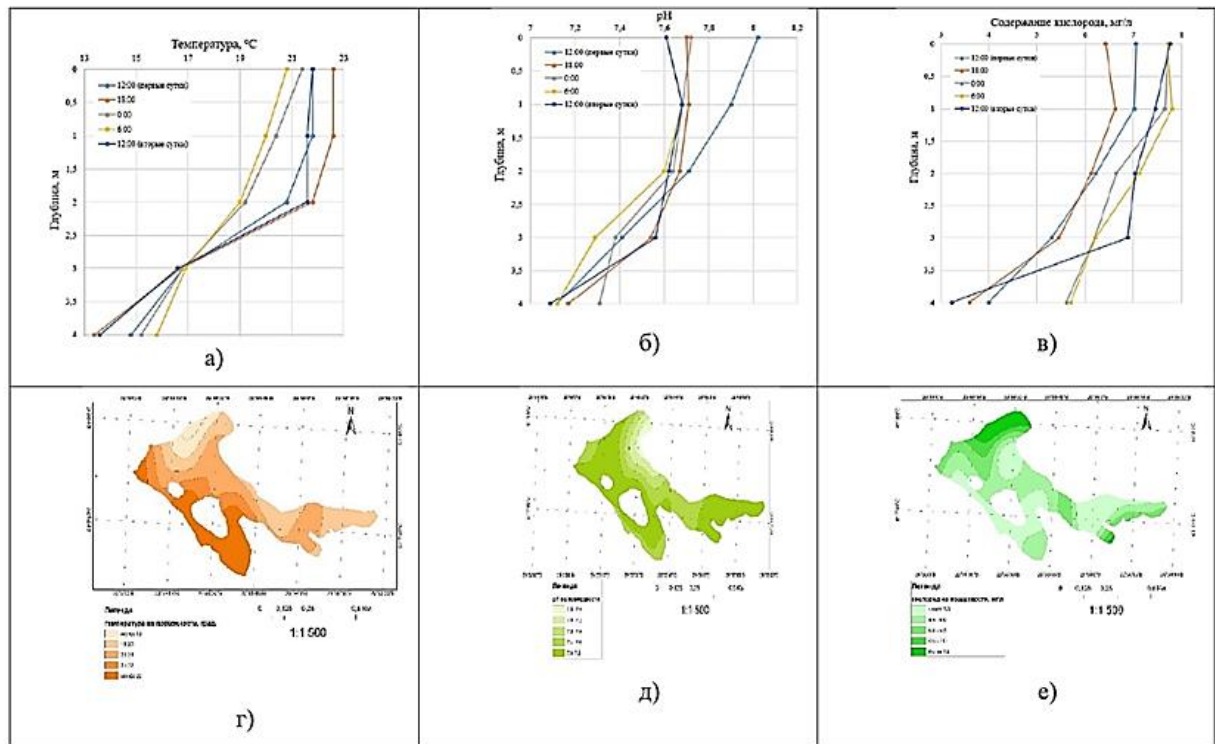


Рис. 3.5. Примеры результатов исследования химического состава воды в озере на основе наблюдений 2023 года. Вертикальное распределение характеристик по горизонтам на ст.7: а)-температура воды; б)- рН воды; в)- содержание в воде кислорода. Пространственное распределение характеристик на поверхности водоема: температуры воды (г) °С, рН воды (д), ед. рН, содержание кислорода (е), мг/л

Оценка качества воды в озере первоначально выполнялась на покомпонентной основе. Например, в 2018 г. покомпонентное оценивание по 10 критериям показало, что водоем относится к I-V классам качества (по 1 параметру оз. Волковское относится к I классу; по 2 - к II, III, IV классам; по 2 – к V классу). Таким образом, исследователь не может выявить класс по результатам оценки

(условие неопределенности). Позднее, на основе интегральной оценки качества воды, в 2018 г. по совокупности 10 критериев оценивания вода оз. Волковское была оценена III классом качества воды.

В начале 1990-х гг. потенциальная устойчивость (далее – ПУ) озера оценивалась на основе балльно-индексного подхода. Сумма баллов устойчивости составляла в среднем 22 балла. Это позволяло тогда отнести ПУ к границе III и IV классов (т.е. устойчивость ниже среднего). Тогда же отдельно рассчитывались баллы трофности и качества воды в озере. Затем баллы ПУ и баллы трофности суммировались и получалась потенциальная устойчивость плюс устойчивость к эвтрофированию (ПУ+УТ). Этот результат давал 27 баллов (IV класс устойчивости). Аналогично баллы ПУ и баллы качества воды суммировались и получалась потенциальная устойчивость плюс устойчивость к изменению качества воды (ПУ+УК). Этот результат также давал 27 баллов (IV класс устойчивости). Делался вывод о том, что водоем и его экосистема являются неустойчивыми (уязвимыми) к изменениям параметров естественного и антропогенного режимов функционирования.

Позднее расчеты начали выполняться по методу сводных показателей для адаптационного (непроточный водоем) или регенерационного (проточный водоем) типов устойчивости. Определение ПУ по данному методу давали близкие результаты к полученным ранее по балльно-индексному методу. В начале 2020-х годов методика расчета была усовершенствована при участии автора диссертации (Овсебян и др., 2024). Эта методика использовалась в диссертационной работе при расчете субиндексов ИП1а, ИП2а, ИП3а для адаптационной и ИП1р, ИП2р, ИП3р для регенерационной устойчивости, субиндексов ИПУа, ИПУр и индекса ИПУ на последнем этапе свертки показателей.

Вторым ключевым районом исследования являлась высокогорная часть Алтайской горной системы, входящая в Алтае-Саянскую горную страну. Эта территория характеризуется минимальной хозяйственной деятельностью и низким антропогенным воздействием.

В этом районе объектами исследования стали два приледниковых озера,

которые образовались в течение последнего столетия в результате потепления климата и таяния ледников. Первым озером стало оз. Лагерное, расположенное в горном массиве Монгун-Тайга (юго-западная часть республики Тыва) в приграничной с Монголией территории (расстояние до государственной границы 17,5 км) (рис. 3.6). Вторым объектом стало оз. Барсово в горном массиве Таван-Богдо-Ола (южная часть республики Алтай). Второй водоем находится примерно в 1 км от границы с Монголией и в 8 км от территории Китая (рис. 3.8).

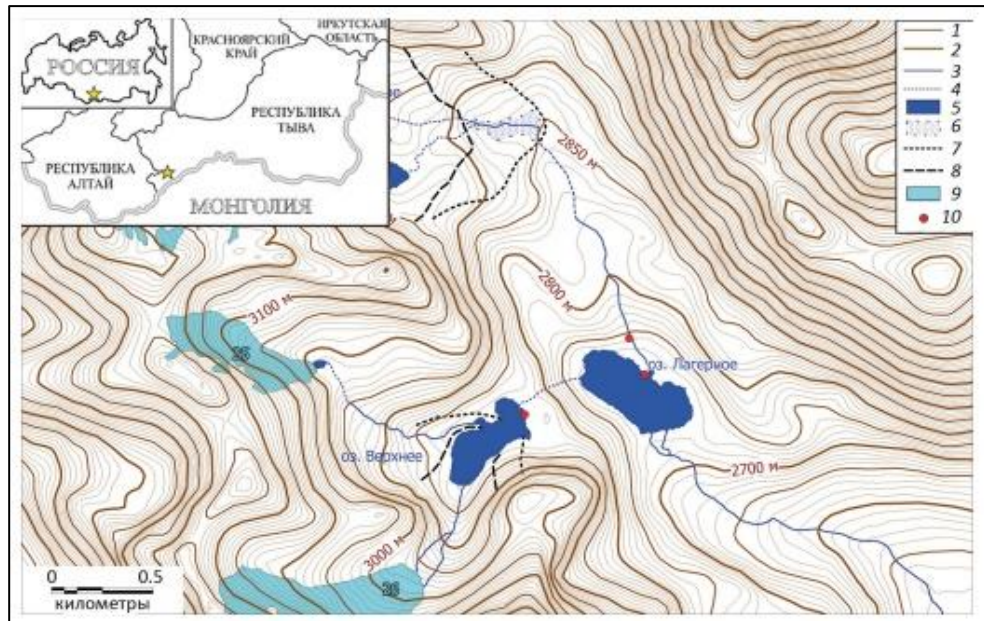


Рис. 3.6. Расположение озера Лагерное: 1 – изогипсы, проведенные через каждые 10 м (получены на основе цифровой модели рельефа; 2 – изогипсы, проведенные через 50 м; 3 – водные потоки; 4 – участки фильтрации воды через морену; 5 – озера; 6 – следы древнего спущенного озера; 7 – гребни морен исторической стадии; 8 – гребни морен малого ледникового периода; 9 – ледники; 10 – пункты расположения гидрологических постов



Рис. 3.7. Оз. Лагерное. Фото Н.А. Панютин

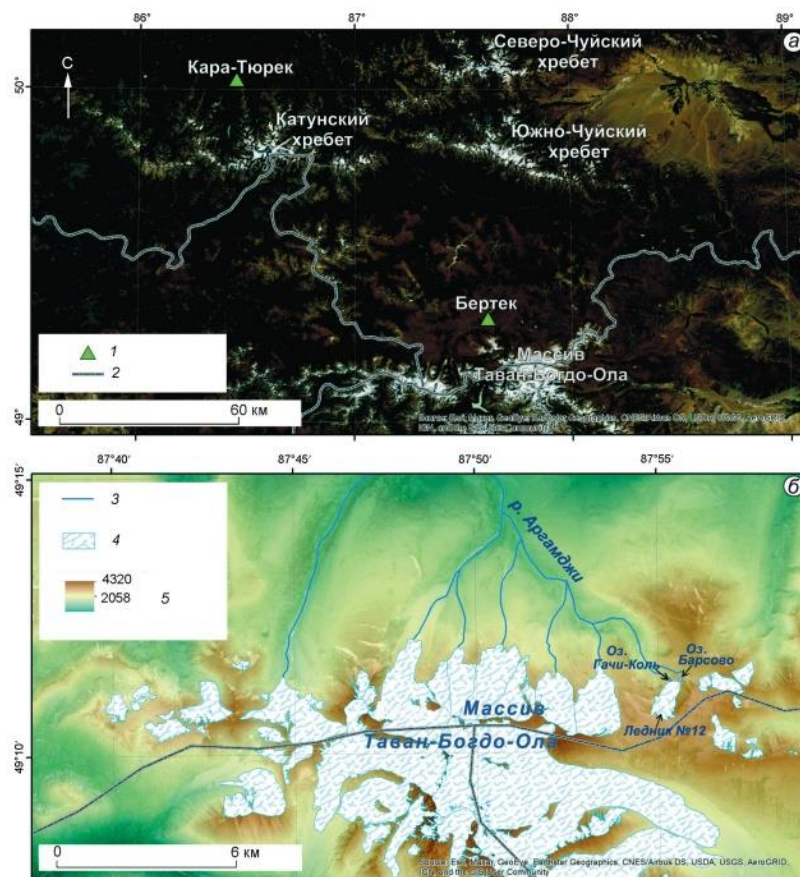


Рис. 3.8. Расположение озера Барсово: а – схема расположения района исследования; б – массив Таван-Богдо-Ола; 1 – метеостанции; 2 – границы государств; 3 – гидрография; 4 – ледники; 5 – отметки высот, м



Рис. 3.9. Оз. Барсово. Фото Н.А. Панютина

Представленные на рисунках водные объекты имеют поверхностный сток. Оз. Лагерное (рис. 3.7.) не примыкает непосредственно к леднику, однако имеет питание преимущественно от ледников. Этот водоем относится к бассейну внутреннего стока.

Урез оз. Барсово (рис. 3.9.) вплотную подходит к леднику №12. Дополнительным источником питания этого озера являются тающие снежники и атмосферные осадки. Территория оз. Барсово относится к водосборному бассейну Северного Ледовитого океана.

Оз. Лагерное и оз. Барсово относятся к высокогорным территориям, так как абсолютная высота над уровнем моря превышает 2500 м (оз. Лагерное на высоте 2735 м, оз. Барсово – на 3257 м).

Метеостанции, данные которых были использованы для расчетов в моделях-классификациях, также располагаются в среднегорных и высокогорных районах: Мугур-Аксы (1850 м) и Кара-Тюрек (2596 м).

Оценка ЭС для упомянутых выше водоемов проводилась на основе *полной и сокращенной программы*. Во время выполнения полной программы требуется задание всех характеристик для всех выбранных критериев оценивания на всех этапах свертки показателей. В других случаях, когда не было результатов наблюдений, сразу задавались значения ИПТ с ориентацией на олиготрофный

класс в соответствии с оценочными шкалами, приведенными в полном описании модели.

### 3.2. Информационная база и стратегия исследований

#### 3.2.1. Характеристика субиндексов экологического статуса водоемов

Критерии оценки качества сложной системы или ее неаддитивного свойства представляют собой совокупность репрезентативных для оценки (необходимых и достаточных) количественных показателей, характеризующие исследуемый объект или его свойство и используемые для их классификации или ранжирования. На основе разработанной модели-классификации, рассчитанных субиндексов возможно создание различных типизаций объектов и/или их свойств.

*Трофность.* В практике оценки трофности водоемов выделяют различные подходы. Наиболее часто встречается оценка по различным критериям, характеризующим продукционные свойства водных объектов. При этом, чаще всего, речь идет о первичной продукции и параметрах химического и биологического состава воды, отражающих их связь с продуктивностью (кормностью) водных экосистем. В результате таких исследований выявляется, что водоем, например, относится к классу олиготрофных по 2 критериям оценивания к классу мезотрофных водоемов по 5 критериям, к эвтрофным по 2 критериям, и затем делается вывод о том, что водоем в целом по большинству критериев относится к классу мезотрофным (Henderson-Sellers & Markland, 1987). В другом случае, в основе оценочных исследований лежат индексы трофности (индекс Ивлева, индекс Карлсона, индекс E-TRIX и др.). Но и в этом случае исследователь получает вывод о том, что водоем по одному индексу относится к одному классу трофности, а по другому индексу (другим) индексам – к другому (другим) классам.

В данной работе использовалась следующая стратегия оценки трофности. На первом этапе выделялись три группы критериев, характеризующих трофическое состояние на основе гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических критериев. В каждую группу входит, как правило, небольшое число слабо коррелируемых параметров. При этом, с одной стороны, учитывались

традиционные параметры, например, скорость фотосинтеза, содержание хлорофилла в воде, первичная продукция по методу светлых и темных склянок, общий азот, общий фосфор и др. С другой стороны, использовались только некоторые из них, чтобы не инициировать возможные искажения, вызванные проблемой мультиколлинеарности. Затем выполнялась свертка нормированных значений показателей внутри каждой группы для получения оценочной шкалы по субиндексу трофности ИПТ1 (гидрофизические критерии оценки трофности). Аналогично выполнялось построение оценочных шкал для субиндекса ИПТ2 (гидрохимические критерии оценки трофности) и для субиндекса ИПТ3 (гидробиологические критерии оценки трофности). Далее выполнялся 2-ой уровень свертки между субиндексами:  $ИПТ = ИПТ1 + ИПТ2 + ИПТ3$  с учетом равновесности или неравновесности задания весов (приоритетов оценивания) для каждого из них (см. рис. 1.2).

*Качество воды.* При *антропоцентрическом* подходе качество воды рассматривается как совокупность химического, биологического составов и физических свойств воды, определяющих ее пригодность для конкретных видов водопользования (иногда к этому добавляется требование на соответствие экологическим нормативам). В данном случае стандартами качества служат санитарно-гигиенические регламенты и нормативы.

При *биоцентрическом* подходе под качеством воды понимается сочетание химического, биологического составов и физических характеристик, определяющих ее пригодность как среды обитания для гидробионтов. В этом случае стандартами качества служат рыбохозяйственные регламенты и нормативы. В данном подходе на первый план выходит обеспечение организмов-гидробионтов средой их обитания (водой) требуемого качества.

В рамках *экоцентрической* концепции качество воды — это совокупность химического, биологического составов и физических свойств воды, обеспечивающих состояние биоты и абиотической среды, а также сохранение параметров режимов водной экосистемы в целом.

При *геоцентрической* позиции под качеством воды подразумевается

сочетание указанных характеристик, гарантирующих сохранение параметров режимов и статуса водной геосистемы (циклической, транзитной или каскадной) в целом (Дмитриев, 2000).

Для определения исходных параметров и шкал оценки качества воды в диссертационной работе были обобщены характеристики химического и биологического составов воды, использовавшиеся авторами в разные годы. В данной работе применялась следующая стратегия оценки качества воды. На первом этапе выделялась группа критериев, характеризующая качество воды на основе гидрофизических (ИПК1), гидрохимических (ИПК2) и гидробиологических (ИПК3) критериев. В каждую группу входило, как правило, небольшое число слабокоррелируемых параметров. Затем выполнялся 2-ой уровень свертки нормированных значений показателей внутри групп и между ними:  $ИПК = ИПК1 + ИПК2 + ИПК3$ . В итоге получалось значение ИПК с учетом равновесности/неравновесности задания весов (приоритетов оценивания) для каждого из них (см. рис. 1.2).

*Устойчивость.* При изучении закономерностей воздействия факторов среды на организмы гидробионты необходимо было выбрать оптимальные критерии устойчивости сообществ, которые следует заложить в основу метода количественной оценки устойчивости водных объектов. Принято выделять различные признаки устойчивости.

Оценка устойчивости и уязвимости к изменению свойств экосистемы формируется как результат учета многих свойств, которые характеризуются большим набором параметров оценивания. Определяющими среди них являются физико-географические, климатические условия и характер антропогенного воздействия. В этой связи исследователь не должен стремиться к отбору большого количества параметров оценивания. Все критерии рекомендуется подразделять на основные и коррелятивные. В первую очередь, как и при получении ИПТ и ИПК выявляется проблема мультиколлинеарности. Если отобранные параметры сильно коррелируют друг с другом или с одним из них, то целесообразно отобрать небольшое количество слабо коррелируемых параметров.

Все водные объекты, а, следовательно, и водные экосистемы, делятся на три типа: 1 – циклический тип (озера, слабопроточные водоемы, пруды); 2 – транзитный тип (реки и сильно проточные водоемы); 3 – каскадный тип (река – водохранилище – озеро и т.д.). Для водоемов циклического типа характерен такой процесс, как антропогенное эвтрофирование. Антропогенное эвтрофирование в современных условиях — это быстро текущий процесс, приводящий к ухудшению качества воды в водоеме, вызванное обогащением этого водоема биогенными элементами (Прыткова, 2002). Для первого типа логично рекомендовать идею оценки адаптационной устойчивости, а для второго типа — регенерационную, для третьего типа – сочетание обоих типов с учетом вклада каждого из них с разным весом. В первом случае, главным свойством природной системы является ее способность сохранять исходное состояние или плавно переходить в другое состояние, сохраняя при этом внутренние связи (инертность, пластичность). Во втором случае, на первом месте – это способность системы многократно восстанавливать свои свойства и возвращаться в исходное состояние после временного внешнего воздействия (восстанавливаемость) на нее. В третьем случае, учитываются первый и второй типы устойчивости в зависимости от проточности водоема.

В разрабатываемом подходе была впервые реализована возможность одновременного учета всех указанных выше типов устойчивости. В нашем случае, выполнялся расчет ПУ (устойчивость к изменению морфометрических, климатических и гидрологических параметров) на основе: ИПУ<sub>а</sub> – интегрального показателя (ИП) адаптационной устойчивости и ИПУ<sub>р</sub> – ИП регенерационной устойчивости для холодного (далее – ИПУ<sub>а</sub>) и теплого (далее – ИПУ<sub>р</sub>) времени года по трем группам признаков: 1 – морфометрия (4 критерия), 2 – климатические и физико-географические особенности (4 критерия), 3 – гидрологические условия и водный режим (7 критериев). На последнем этапе свертки выполнялась свертка ИПУ=ИПУ<sub>а</sub>+ИПУ<sub>р</sub> показателей устойчивости для оценочных шкал с учетом задания веса каждого из них.

*Субиндексы, как составная часть информационной базы исследования ЭС*

водоема. В информационную базу исследования целесообразно включить результаты построения отдельных субиндексов (ИПТ, ИПК, ИПУ) и оценочных шкал для всех рассмотренных классификаций (моделей-классификаций). Эта информация необходима для анализа пространственно-временной изменчивости ИП, полученного при использовании одной какой-либо модели-классификации. Эта же информация необходима для анализа и сравнительной оценки результатов, полученных по разным моделям-классификациям, а также при расчетах различных сценариев внешнего воздействия на экосистему. При этом необходимо соблюдать основное правило сравнения результатов, полученных по разным моделям, с выполнением *по попаданию в определенный класс*, а не по абсолютным значениям самих ИП. Для этого требуется доступ к оценочным шкалам всех уровней свертки, выполненных по разным моделям. Такие исследования сопровождаются оценкой точности полученных результатов.

Исследование пространственных закономерностей изменения ЭС основывается на районировании территории для ее разделения на относительно однородные части (районы) по величинам субиндексов и композитным индексам ЭС в целом. В связи с этим возникает проблема физико-географического, гидрологического, гидрохимического и гидробиологического, а также системного районирования (по величинам ИПЭС) в пределах территории или акватории.

### *3.2.2. Информационная основа для классификации и типизации водоемов по результатам интегральной оценки экологического статуса и экологического благополучия*

Для типизации объектов исследования, рассматриваемых в диссертации, необходимы: модель-классификация и результаты оценки ЭС для отличающихся по входным параметрам водоемов. В работе (Paniutin et al., 2026) нами приводится модель-классификация экологического статуса водоемов, ориентированная на 5 классов.

Различие между классификацией и типизацией, на наш взгляд, состоит в следующем. Классификация объединяет объекты по явным, отчетливо видимым критериям. В классификацию входят: единичные (прямые и косвенные) параметры,

получаемые в ходе мониторинговых исследований природных объектов. К ним относятся: элементы режимов, химический и биологический составы, физические свойства природных сред. При типизации объектов могут учитываться результаты моделирования и полученные на их основе индексы, отражающие не только компонентный состав, но свойства, присущие системе в целом. Такие свойства традиционно называют сложными. В нашем случае, при расчете ИПЭС были учтены субиндексы устойчивости, трофности, сапробности.

*Модели-классификации для оценки ЭС.* В рамках данной работы были созданы четыре модели-классификации для оценки ЭС. Для моделей количество учитываемых параметров составляло от 55 до 64. По ним рассчитывались три основных субиндексах (ИПТ, ИПК и ИПУ). Эти субиндексы на последнем уровне свертки образуют шкалу ИПЭС. Степень различия моделей по учитываемым параметрам и оценочным шкалам не превышает 20%. При расчетах ИПЭС были рассмотрены два основных сценария, условно названных в тексте: «антропоцентризм» и «экоцентризм». Особенностью первого сценария является ориентация и приоритетность использования полученных результатов человеком (обществом). Во втором сценарии (экоцентризм) приоритетность смещается в сторону сохранения экосистем и живых организмов их населяющих.

На рис. 3.10 представлены результаты расчетов субиндексов трофности, качества воды и ПУ по сценарию «экоцентризм» для трех авторских моделей оценки ИПЭС. Модель-классификация М1 включает 11 критериев оценки трофности водоема, 14 критериев оценки качества и токсического загрязнения воды, а также 30 критериев оценки ПУ водоема к изменениям параметров естественного режима, из них 15 критериев оценки адаптационной устойчивости (3 субиндекса) и 15 критериев регенерационной устойчивости (3 субиндекса) (Дмитриев и др., 2024).

Для оценки ЭС в модель-классификацию М2 были включены 15 параметров оценки трофности водоема, 17 критериев оценки качества и токсического загрязнения воды и 32 характеристики оценки ПУ водного объекта к изменению параметров естественного режима. Для этого использовались 16 критериев для

оценки адаптационной устойчивости и 16 критериев для оценки регенерационной устойчивости. При свертке они последовательно формируют субиндексы: ИПУа, ИПУр и ИПУ. Последний уровень свертки включает расчет композитного индекса ИПЭС по заданным приоритетам оценивания.

Для оценки ЭС в модель-классификацию М3 были включены 12 параметров оценки трофности водоема, 14 критериев оценки качества и токсического загрязнения воды и 22 характеристики оценки ПУ водного объекта к изменению параметров естественного режима. Для этого использовались 11 критериев для оценки адаптационной устойчивости и 11 критериев для оценки регенерационной устойчивости.

Для оценки ЭС в модель-классификацию М4 были включены 14 параметров оценки трофности водоема, 19 критериев оценки качества и токсического загрязнения воды и 32 характеристики оценки ПУ водного объекта к изменению параметров естественного режима. Для этого использовались 16 критериев для оценки адаптационной устойчивости и 16 критериев для оценки регенерационной устойчивости.

На последнем уровне свертки во всех моделях выполнено сочетание субиндексов ИПТ, ИПК и ИПУ для всех пяти классов ЭС. Анализ последнего уровня свертки для разных моделей выявил небольшое различие в шкалах, как в граничных значениях между классами, так и в постепенном увеличении ширины классов ИПЭС от первого к последнему.

При планировании исследования ЭС и ЭБ природных объектов целесообразно включать в перечень задач наблюдения за динамикой субиндексов на разных временных интервалах, а также разработку мероприятий по ограничению возможных (гипотетических) или планируемых воздействий на объекты исследования на основе поиска ответной реакции системы в целом на оказанное воздействие. Взаимосвязи источников и масштабов воздействия на рассматриваемый объект и возникающие причинно-следственные связи можно представить в виде схемы (рис. 3.10).



Рис. 3.10. Взаимосвязь источников воздействия на природный объект с разрабатываемыми мероприятиями по предотвращению негативных изменений

На рисунке 3.11 представлена типизация ЭС водоемов по модели М2 (сценарий «экоцентризм»). Эта модель занимает промежуточное положение по разбросу граничных значений ИПЭС между моделями М1 и М3. В результате анализа шкал всех уровней свертки была выявлена возможность типизировать 125 вариантов сочетаний факторов для пяти классов оценки. В результате были построены шкалы оценивания для всех субиндексов по классам, а также получены итоговые шкалы ИПЭС для последнего уровня свертки показателей. Модель М4 была создана автором при сохранении общего количества классов и равновесности.



Рис. 3.11. Типизация ЭС водоема для модели M2 при равновесом задании приоритетов оценивания на всех уровнях свертки показателей. Цифрами 1-5 справа на рисунке обозначены значения всех субиндексов для границ классов ЭС

от первого до пятого (вариант «экоцентризм»). Во всех субиндексах справа на рисунке в верхней строке приведены границы классов, в середине указан разброс между границами, а в нижней строке – среднее значение ИП для класса (Paniutin et al., 2026)

При использовании информационных баз, собранных по водным объектам, часто приходится работать с малоизученными водоемами и водотоками, параметры которых трудно задать числовыми значениями. Для этого предлагается использовать методы анализа и обобщения натуральных данных с учетом их неопределенности, многокритериальной и многоуровневой классификации озерных систем. Разработка многокритериальной классификации озерных систем включает создание многомерных оценочных классов, согласованных шкал и типичных образцов для каждого класса. Свертка этих данных в условиях неопределенности и с учетом *ннн*-информации позволяет перейти к ограниченному набору статистически обоснованных параметров (Мякишева, 2025).

Оценка ЭС для озер Лагерное и Барсово (а также для оз. Волковское) проводилась на основе как полной, так сокращенной программ расчета ИП. Для полной программы необходимо задание всех показателей для выбранных критериев оценивания. Примеры полного набора показателей для этих озер приведены в публикации (Панютин, Дмитриев, 2026). Исходные данные были получены в ходе экспедиционных изысканий и были опубликованы (Распутина и др., 2021, 2022; Rasputina et al., 2023).

Для некоторых случаев, исходные данные задавались рекогносцировочно (для середины класса или его левой границы и т.д.), на основе водоемов-аналогов с учетом класса трофности (качества воды) и района исследования. Такой вариант назван в работе сокращенной программой.

В процессе работы обобщены современные аспекты мониторинга экологического состояния водных объектов, включая: 1) оценку скоростей процессов массового переноса веществ в водных экосистемах и факторов,

влияющих на них; 2) оценку интегративных свойств водных объектов и их экосистем на основе иерархических схем, которые обобщают информацию о состоянии подсистем и их свойствах в виде комплексных индексов.

*Оценка экологического благополучия системы «водоем + водосбор».* Оценка ЭБ территории включает параметры, которые дают представление о состоянии системы с позиций антропоцентризма. Это соответствует пониманию ЭБ, при котором исследование нацеливается на оценку показателя качества жизни населения (далее – ИПКЖ) и выражается на основе трех субиндексов (ИПЭБ1 – экологический статус, ИПЭБ2 – экологическое состояние атмосферы и педосферы, ИПЭБ3 – качество жизни населения):

$$\text{ИПКЖ} = \text{ИПЭБ1} + \text{ИПЭБ2} + \text{ИПЭБ3} \quad (3.1)$$

Далее, на последнем уровне свертки, следуя логике представленных выше этапов, рассчитывается общий ИПЭБ:

$$\text{ИПЭБ} = \text{ИПЭС} + \text{ИПКЖ} \quad (3.2)$$

В связи с этим, полная оценка включает расчет всех субиндексов на каждом уровне свертки и расчет ИПЭБ на последнем уровне. Сокращенная программа предполагает, что исследователь работает с самими субиндексами и границами классов. Эти данные являются основой для расчета индекса ИПЭБ (см. рис. 1.3).

Оценка полученных результатов выполнялась в электронных таблицах на основе Microsoft Excel, входящей в состав программного продукта Microsoft Office. Данные электронные таблицы дают возможность работать с широким массивом данных, объединяя их функциональными зависимостями, а входящие в состав, приведенной выше программы, встроенные логические функции «ЕСЛИ (IF)» и «ЕСЛИ (IFS)» дают возможность соотносить исходные показатели по водным объектам, полученные как результаты полевых измерений с нормированными значениями для определения ИП (Панютин, Дмитриев, 2024b).

### 3.3. Интегральная оценка экологического статуса и экологического благополучия ключевых водных объектов

#### 3.3.1. Интегральная оценка экологического статуса высокогорных озер Алтай

Интегральная оценка ЭС для алтайских озер выполнялась на основе информации, содержащейся в информационной базе исследований. Использовались данные: (Николайкин и др., 2003; <https://earthexplorer.usgs.gov>, <https://www.pogodaiklimat.ru>), а также информация, проведенная в публикациях (Распутина и др., 2021, 2022, Rasputina et al., 2023). В связи с отсутствием информации о некоторых параметрах озер, интегральная оценка ЭС проводилась по сокращенной программе. Как указано в разделе 3.2, в сокращенной программе исходными данными для оценки ЭС являются оценочные шкалы и значения субиндексов ИПТ, ИПК и ИПУ, заданные в соответствии с учетом особенностей трофического статуса, качества воды и ПУ водоема. В приведенной в разделе 3.1 классификациях I категория (класс) – это наивысший статус, а V категория (класс) характеризует наихудшие условия для водных экосистем. Исходным значением для оценки трофности в расчетах принималось значение ИПТ, относящееся к середине левой половины олиготрофного класса, равное  $0,25 \times (\text{ИПТ}_п - \text{ИПТ}_л)$  первого класса трофности (олиготрофия). Здесь  $\text{ИПТ}_п$  – правая граница класса,  $\text{ИПТ}_л$  – левая граница класса. Таким же образом задавались значения субиндексов ИПК и ИПУ. В табл. 3.1 представлены результаты расчета субиндексов ЭС и ИПЭС в соответствии с заданными значениями характеристик при их равновесомом учете на всех уровнях свертки параметров.

Таблица 3.1. Расчет композитного индекса экологического статуса (ИПЭС) для высокогорных озер Алтая (оз. Лагерное, горный массив Монгун-Тайга; оз. Барсово, горный массив Таван-Богдо-Ола)

Название субиндекса	Оз. Лагерное	Оз. Барсово
ИПТ	0,093 (Ic)	0,087 (Ic)
ИПК	0,036 (Ic)	0,042 (Ic)
ИПУ	0,429 (IIIп)	0,400 (IIIc)
<b>ИПЭС</b>	<b>0,186 (IIc)</b>	<b>0,176 (IIл)</b>

*Примечание.* В скобках римской цифрой определен класс с указанием близости к левой (л), правой (п) границе или к середине (с) класса.

Из табл. 3.1 следует, что оба озера попадают во II класс ЭС (водоемы второй категории). В табл. 3.2 приводятся результаты построения оценочных шкал ИПЭС для пяти вариантов учета приоритетов (весов) на последнем уровне свертки показателей для озер Лагерное и Барсово.

Таблица 3.2. Результаты построения оценочных шкал интегрального показателя экологического статуса (ИПЭС) для пяти вариантов учета приоритетов (весов) на последнем уровне свертки показателей

Субиндексы и ИПЭС	Водоем первой категории (I класс)	Водоем второй категории (II класс)	Водоем третьей категории (III класс)	Водоем четвертой категории (IV класс)	Водоем пятой категории (V класс)	Вес субиндекса при расчете ИПЭС
Вариант 1. Оценочная шкала ИПЭС для равновесных условий ИПТ=ИПК=ИПУ						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,333
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,333
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,333
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,174</b>	<b>0,174–0,336</b>	<b>0,336–0,522</b>	<b>0,522–0,757</b>	<b>0,757–1,000</b>	
Вариант 2. Оценочная шкала ИПЭС для ИПТ>ИПК=ИПУ						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,700
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,150
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,150
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,177</b>	<b>0,177–0,335</b>	<b>0,335–0,510</b>	<b>0,510–0,751</b>	<b>0,751–1,000</b>	
Вариант 3. Оценочная шкала ИПЭС для ИПК> ИПТ=ИПУ						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,150
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,700
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,150
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,184</b>	<b>0,184–0,376</b>	<b>0,376–0,564</b>	<b>0,564–0,782</b>	<b>0,782–1,000</b>	
Вариант 4. Оценочная шкала ИПЭС для ИПУ> ИПТ=ИПК						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,150
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,150
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,700
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,161</b>	<b>0,161–0,296</b>	<b>0,296–0,493</b>	<b>0,493–0,740</b>	<b>0,740–1,000</b>	
Вариант 5. Оценочная шкала ИПЭС для ИПУ>ИПК> ИПТ						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,086
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,277
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,636
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,165</b>	<b>0,165–0,310</b>	<b>0,310–0,507</b>	<b>0,507–0,747</b>	<b>0,747–1,000</b>	

Проанализировав представленные в табл. 3.2 и 3.3 расчеты можно прийти к следующему выводу: озеро Лагерное по значениям ИПЭС попадает в I класс в варианте 3 (Ic) и варианте 2 (Iп); во II класс в варианте 1 (IIл) и варианте 5 (IIп); в III класс в варианте 4 (IIIл). Для озера Барсово величина ИПЭС изменяется от I-го класса в вариантах 2 и 3 (Ic) до III-го класса в варианте 4 (IIIл).

Оз. Барсово попадает в класс II по ИПЭС в вариантах 1 (IIл) и 5 (IIс и IIп). Приоритет ИПТ для двух водоемов дает I класс оз. Лагерное (Iп); оз. Барсово (Iс). Приоритет ИПК дает I класс (Iс). Приоритет ИПУ дает III класс (IIIл).

Во всех рассмотренных выше вариантах ИПТ задавался значением близким к левой границе I класса (олиготрофия). Ниже представлены результаты

экспериментов, в которых ИПТ задан равным 0,000 (табл. 3.4). В этом случае, по мнению автора, трофический статус соответствует классу ультраолиготрофных вод. При этом значения ИПК и ИПУ не изменялись.

Таблица 3.3. Интегральный показатель экологического статуса (ИПЭС) для озер Лагерное (Ляг.) и Барсово (Б.) при разных приоритетах на последнем уровне свертки субиндексов трофности, качества и устойчивости. Сценарий «левая граница олиготрофии»

Номер варианта и приоритет ИП	ИПЭС по вариантам	Водоем первой категории (I класс)	Водоем второй категории (II класс)	Водоем третьей категории (III класс)	Водоем четвертой категории (IV класс)	Водоем пятой категории (V класс)
1. ИПТ = ИПК = ИПУ	$0,093 \times 0,333 +$ $0,036 \times 0,333 +$ $0,429 \times 0,333$ = 0,186	0,000–0,174	$0,174-0,336^{(1)}$ Ляг. 0,255 <b>0,186 (II л)</b> Б. 0,255 <b>0,176 (II л)</b>	0,336–0,522	0,522– 0,757	0,757– 1,000
2. ИПТ >ИПК = ИПУ	$0,093 \times 0,700 +$ $0,036 \times 0,150 +$ $0,429 \times 0,150$ = 0,135	$0,000-0,177$ Ляг. 0,088 <b>0,135 (I п)</b> Б. 0,088 <b>0,127 (I с)</b>	0,177–0,335	0,335–0,510	0,510– 0,751	0,751– 1,000
3. ИПК > ИПТ = ИПУ	$0,093 \times 0,150 +$ $0,036 \times 0,700 +$ $0,429 \times 0,150$ = 0,103	$0,000-0,184$ Ляг. 0,092 <b>0,103 (I с)</b> Б. 0,092 <b>0,102 (I с)</b>	0,184–0,376	0,376–0,564	0,564– 0,782	0,782– 1,000
4. ИПУ >ИПТ = ИПК	$0,093 \times 0,150 +$ $0,036 \times 0,150 +$ $0,429 \times 0,700$ = 0,320	0,000–0,161	0,161–0,296	$0,296-0,493$ Ляг. 0,380 <b>0,320 (III л)</b> Б. 0,380 <b>0,299 (III л)</b>	0,493– 0,740	0,740– 1,000
5. ИПУ > ИПК > ИПТ	$0,093 \times 0,086 +$ $0,036 \times 0,277 +$ $0,429 \times 0,636$ = 0,291	0,000–0,165	$0,165-0,310$ Ляг. 0,238 <b>0,291 (II п)</b> Б. 0,274 <b>(II с и п)</b>	0,310–0,507 0,408	0,507– 0,747	0,747– 1,000

*Примечание.* 1) в первой строке таблицы даны левая и правая границы классов; ниже – середина класса; далее – результат оценки ИПЭС. В скобках римской цифрой определен класс с указанием близости к левой (л), правой (п) границе или к середине (с) класса.

Проанализировав представленные в табл. 3.2 и 3.3 расчеты по моделям-классификациям, можно прийти к следующему выводу: озеро Лагерное по значениям ИПЭС попадает в I класс в варианте 3 (Iс) и варианте 2 (Iп); во II класс в варианте 1 (IIл) и варианте 5 (IIп); в III класс в варианте 4 (IIIл). Для озера Барсово величина ИПЭС изменяется от I класса в вариантах 2 и 3 (Iс) до III класса в варианте

4 (Шл).

Оз. Барсово попадает в класс II по ИПЭС в вариантах 1 (Шл) и 5 (Пс и Пп). Приоритет ИПТ для двух водоемов дает I класс оз. Лагерное (Пп); оз. Барсово (Пс). Приоритет ИПК дает I класс (Пс). Приоритет ИПУ дает III класс (Шл).

Во всех рассмотренных выше вариантах ИПТ задавался значением близким к левой границе I класса (олиготрофия). Ниже представлены результаты экспериментов, в которых ИПТ задан равным 0,000 (табл. 3.4). В этом случае, по мнению автора, трофический статус соответствует классу ультраолиго–олиготрофных вод. При этом значения ИПК и ИПУ не изменялись.

Таблица 3.4. Интегральный показатель экологического статуса (ИПЭС) для оз. Лагерное (Лег.) и Барсово (Б.) при разных приоритетах на последнем уровне свертки субиндексов трофности, качества и устойчивости. Сценарий ультраолиготрофии (ИПТ=0,000)

Номер варианта и приоритет ИП	ИПЭС по вариантам	Водоем первой категории (I класс)	Водоем второй категории (II класс)	Водоем третьей категории (III класс)	Водоем четвертой категории (IV класс)	Водоем пятой категории (V класс)
1. ИПТ = ИПК = ИПУ	$0,000 \times 0,333 +$ $0,036 \times 0,333 +$ $0,429 \times 0,333$ = 0,155	<u>0,000–0,174<sup>1)</sup></u> Лег. <u>0,087</u> <b>0,155 (I п)</b> Б. <u>0,087</u> <b>0,147 (I п)</b>	0,174–0,336	0,336–0,522	0,522– 0,757	0,757– 1,000
2. ИПТ >ИПК = ИПУ	$0,000 \times 0,700 +$ $0,036 \times 0,150 +$ $0,429 \times 0,150$ = 0,070	<u>0,000–0,177</u> Лег. <u>0,088</u> <b>0,070 (I с)</b> Б. <u>0,088</u> <b>0,066 (I с)</b>	0,177–0,335	0,335–0,510	0,510– 0,751	0,751– 1,000
3. ИПК > ИПТ = ИПУ	$0,000 \times 0,150 +$ $0,036 \times 0,700 +$ $0,429 \times 0,150$ = 0,090	<u>0,000–0,184</u> Лег. <u>0,092</u> <b>0,090 (I с)</b> Б. <u>0,092</u> <b>0,089 (I с)</b>	0,184–0,376	0,376–0,564	0,564– 0,782	0,782– 1,000
4. ИПУ >ИПТ = ИПК	$0,000 \times 0,150 +$ $0,036 \times 0,150 +$ $0,429 \times 0,700$ = 0,320	0,000–0,161	0,161–0,296 Б. <u>0,228</u> <b>0,286 (II п)</b>	<u>0,296–0,493</u> Лег. <u>0,380</u> <b>0,306 (III л)</b>	0,493– 0,740	0,740– 1,000
5. ИПУ > ИПК > ИПТ	$0,000 \times 0,086 +$ $0,036 \times 0,277 +$ $0,429 \times 0,636$ = 0,283	0,000–0,165	<u>0,165–0,310</u> Лег. <u>0,238</u> <b>0,283 (II п)</b> Б. <u>0,238</u> <b>0,266</b> <b>(II с)</b>	0,310–0,507 0,408	0,507– 0,747	0,747– 1,000

*Примечание.* 1) в первой строке таблицы даны левая и правая границы классов; ниже – середина класса; далее – результат оценки ИПЭС. В скобках римской цифрой определен класс с указанием близости к левой (л), правой (п) границе или к середине (с) класса.

В этой серии экспериментов ИПЭС оз. Лагерное изменяется от I класса в вариантах 2 и 3 (Iс), а в варианте 1 (Iп) до IIIл (вариант 4). Вариант 5 дает нам IIп. Для оз. Барсово ИПЭС изменяется от I класса (также, как и для оз. Лагерное: варианты 2 и 3 дают Iс, вариант 1 – Iп) до II класса (вариант 5 – IIс, вариант 4 – IIп). В целом, уменьшение величины субиндекса ИПТ на  $\frac{1}{4}$  ширины первого класса проявилось в переходе ИПЭС из левой границы второго класса в правую границу

первого класса. Задание на последнем уровне свертки приоритета ПУ над другими субиндексами (варианты 4 и 5) приводит к тому, что значение ИПЭС переходит от середины и правой границы первого класса во второй класс, а в случае с оз. Лагерное, в левую границу третьего класса.

### 3.3.2. Интегральная оценка экологического статуса и экологического благополучия оз. Волковское

Построение оценочных шкал ИПЭС оз. Волковское для пяти вариантов учета весов на последнем уровне свертки ( $ИПЭС = ИПТ + ИПК + ИПУ$ ) приведены в табл. 3.5. Аналогичные расчеты приведены в работе (Дмитриев и др., 2024).

Таблица 3.5. Результаты построения оценочных шкал интегрального показателя экологического статуса (ИПЭС) оз. Волковское для пяти вариантов учета приоритетов (весов) на последнем уровне свертки

Субиндексы и ИПЭС	Водоем первой категории (I класс)	Водоем второй категории (II класс)	Водоем третьей категории (III класс)	Водоем четвертой категории (IV класс)	Водоем пятой категории (V класс)	Вес субиндекса при расчете ИПЭС
Вариант 1. Оценочная шкала ИПЭС для равновесных условий $ИПТ = ИПК = ИПУ$						
ИПТ	0,000–0,230	0,230–0,398	0,398–0,564	0,564–0,800	0,800–1,000	0,333
ИПК	0,000–0,145	0,145–0,308	0,308–0,429	0,429–0,648	0,648–1,000	0,333
ИПУ	0,000–0,137	0,137–0,262	0,262–0,471	0,471–0,735	0,735–1,000	0,333
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,171</b>	<b>0,171–0,323</b>	<b>0,323–0,488</b>	<b>0,488–0,728</b>	<b>0,728–1,000</b>	
Вариант 2. Оценочная шкала ИПЭС для $ИПТ > ИПК = ИПУ$						
ИПТ	0,000–0,230	0,230–0,398	0,398–0,564	0,564–0,800	0,800–1,000	0,700
ИПК	0,000–0,145	0,145–0,308	0,308–0,429	0,429–0,648	0,648–1,000	0,150
ИПУ	0,000–0,137	0,137–0,262	0,262–0,471	0,471–0,735	0,735–1,000	0,150
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,203</b>	<b>0,203–0,364</b>	<b>0,364–0,530</b>	<b>0,530–0,767</b>	<b>0,767–1,000</b>	
Вариант 3. Оценочная шкала ИПЭС для $ИПК > ИПТ = ИПУ$						
ИПТ	0,000–0,230	0,230–0,398	0,398–0,564	0,564–0,800	0,800–1,000	0,150
ИПК	0,000–0,145	0,145–0,308	0,308–0,429	0,429–0,648	0,648–1,000	0,700
ИПУ	0,000–0,137	0,137–0,262	0,262–0,471	0,471–0,735	0,735–1,000	0,150
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,157</b>	<b>0,157–0,315</b>	<b>0,315–0,456</b>	<b>0,456–0,684</b>	<b>0,684–1,000</b>	
Вариант 4. Оценочная шкала ИПЭС для $ИПУ > ИПТ = ИПК$						
ИПТ	0,000–0,230	0,230–0,398	0,398–0,564	0,564–0,800	0,800–1,000	0,150
ИПК	0,000–0,145	0,145–0,308	0,308–0,429	0,429–0,648	0,648–1,000	0,150
ИПУ	0,000–0,137	0,137–0,262	0,262–0,471	0,471–0,735	0,735–1,000	0,700
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,152</b>	<b>0,152–0,289</b>	<b>0,289–0,479</b>	<b>0,479–0,732</b>	<b>0,732–1,000</b>	
Вариант 5. Оценочная шкала ИПЭС для $ИПУ > ИПК > ИПТ$						
ИПТ	0,000–0,230	0,230–0,398	0,398–0,564	0,564–0,800	0,800–1,000	0,086
ИПК	0,000–0,145	0,145–0,308	0,308–0,429	0,429–0,648	0,648–1,000	0,277
ИПУ	0,000–0,137	0,137–0,262	0,262–0,471	0,471–0,735	0,735–1,000	0,636
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,147</b>	<b>0,147–0,287</b>	<b>0,287–0,467</b>	<b>0,467–0,716</b>	<b>0,716–1,000</b>	

В табл. 3.6 приведены результаты расчета ИПЭС оз. Волковское при разных приоритетах свертки ИП на последнем уровне. В ходе анализа было выявлено, что при всех пяти рассмотренных вариантах изменения приоритетов, водоем попадает в II (варианты 2 и 3 – IIп) и III (вариант 1 – IIIл, 5 – IIIс, 4 – IIIп) классы ЭС. При таком подходе субиндексы ИПТ и ИПК дают IIс, а вклад ИПУ – IVл. Стоит отметить, что вариант 1 (равновесомость) отличается от варианта 5 (приоритет – устойчивость) на полкласса (IIIл и IIIс) соответственно.

Таблица 3.6. Интегральный показатель экологического статуса (ИПЭС) для оз. Волковское при разных приоритетах на последнем уровне свертки субиндексов трофности, качества и устойчивости

Номер варианта и приоритет ИП	ИПЭС по вариантам	Водоем первой категории (I класс)	Водоем второй категории (II класс)	Водоем третьей категории (III класс)	Водоем четвертой категории (IV класс)	Водоем пятой категории (V класс)
1. ИПТ = ИПК = ИПУ	$0,341 \times 0,333 +$ $0,238 \times 0,333 +$ $0,509 \times 0,333$ $= 0,362$	0,000–0,171	0,171–0,323	$\frac{0,323-}{0,488^{(л)}}$ $\frac{0,406}{0,488}$ <b>0,362 (IIIл)</b>	0,488– 0,728	0,728– 1,000
2. ИПТ >ИПК = ИПУ	$0,341 \times 0,700 +$ $0,238 \times 0,150 +$ $0,509 \times 0,150$ $= 0,351$	0,000–0,203	$\frac{0,203-0,364}{0,284}$ <b>0,351 (IIп)</b>	0,364–0,530	0,530– 0,767	0,767– 1,000
3. ИПК > ИПТ = ИПУ	$0,341 \times 0,150 +$ $0,238 \times 0,700 +$ $0,509 \times 0,150$ $= 0,294$	0,000–0,157	0,157–0,315 $\frac{0,236}{0,294}$ <b>0,294 (IIп)</b>	0,315–0,456	0,456– 0,684	0,684– 1,000
4. ИПУ >ИПТ = ИПК	$0,341 \times 0,150 +$ $0,238 \times 0,150 +$ $0,509 \times 0,700$ $= 0,443$	0,000–0,152	0,152–0,289	$\frac{0,289-0,479}{0,384}$ <b>0,443 (IIIп)</b>	0,479– 0,732	0,732– 1,000
5. ИПУ > ИПК > ИПТ	$0,341 \times 0,086 +$ $0,238 \times 0,277 +$ $0,509 \times 0,636$ $= 0,419$	0,000–0,147	0,147–0,287	0,287–0,467 $\frac{0,377}{0,467}$ <b>0,419 (IIIс)</b>	0,467– 0,716	0,716– 1,000

*Примечание.* 1) в первой строке таблицы даны левая и правая границы классов; ниже – середина класса; далее – результат оценки ИПЭС. В скобках римской цифрой определен класс с указанием близости к левой (л), правой (п) границе или к середине (с) класса.

Анализ табл. 3.6 показывает, что в зависимости от приоритетов (весов) учета субиндексов ИПТ, ИПК, ИПУ результаты оценки ИПЭС изменяются от *правой границы II класса* (варианты 2 и 3: приоритет трофности, приоритет качества) до *правой границы III класса* (вариант 4 – приоритет устойчивость). Этот вывод

следует учитывать при задании бóльшего приоритета субиндексу устойчивости. В этом случае результаты интегральной оценки будут смещаться в сторону снижения статуса и категории водоема.

*Интегральная оценка ЭБ.* В оценке ИПЭБ использовались первый и третий варианты задания приоритетов (весов)  $w_i$  (раздел 2.3). В первом варианте используется равновесное задание субиндексов при расчете ИПЭС. Вес определяется по формуле  $w_i=1/n$ , где  $n$  – количество выбранных критериев. Для данной оценки  $w_i = 1/4 = 0,250$ .

Во втором варианте использовался следующий приоритет задания весов:  $w_1=w_2>w_3=w_4$ . где  $w_1$  – вес ИПЭС,  $w_2$  – вес ИПЭБ<sub>1</sub> (экологическое состояние атмосферы и педосферы на водосборе),  $w_3$  – вес ИПЭБ<sub>2</sub> (экономические параметры),  $w_4$  – вес ИПЭБ<sub>3</sub> (социальные условия). Для этих вариантов использовались приоритеты био– и эоцентризм в оценке ИПЭБ. Условия задания приоритетов в данном варианте приводятся в табл. 3.7. С бóльшим весом в свертку показателей вошли ИПЭС и ИПЭБ<sub>1</sub>. С меньшим весом учитывались ИПЭБ<sub>2</sub> и ИПЭБ<sub>3</sub>.

Таблица 3.7. Фрагмент расчета ИПЭБ для ключевого района

№ п/п	$q_1$	$w_1$	$q_2$	$w_2$	$q_3$	$w_3$	$q_4$	$w_4$	ИПЭБ
1	0,338	0,255	0,107	0,255	0,406	0,245	0,230	0,245	0,269
2	0,338	0,260	0,107	0,26	0,406	0,240	0,230	0,240	0,268
3	0,338	0,265	0,107	0,265	0,406	0,235	0,230	0,235	0,267
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
47	0,338	0,485	0,107	0,485	0,406	0,015	0,230	0,015	0,225
48	0,338	0,490	0,107	0,490	0,406	0,010	0,230	0,010	0,224
49	0,338	0,495	0,107	0,495	0,406	0,005	0,230	0,005	0,223
<b>Среднее</b>		<b>0,375</b>		<b>0,375</b>		<b>0,125</b>		<b>0,125</b>	<b>0,246</b>
<b>СКО</b>		<b>0,0711</b>		<b>0,0711</b>		<b>0,0711</b>		<b>0,0711</b>	<b>0,014</b>

*Примечание.*  $q_i$  – результат нормирования для  $i$ -го показателя,  $w_i$  – вес данного показателя.

Число всех возможных векторов, рассчитанных по формуле 2.6. быстро растет при увеличении числа  $m$  используемых критериев и показателя дискретности  $n$ , достигая высоких значений уже при сравнительно небольших

оценках параметров  $m, n$  (Хованов, 1996).

Выбор вариантов задания весов осуществлялся в программе Excel на основе перебора всех значений от 0,0 до 1,0 с шагом 0,005 (табл. 3.7). Для варианта 2 было найдено 49 значений, соответствующих заданным приоритетам.

Для расчета ИПЭБ в табл. 3.7 определены средние значения всех весов и их СКО для всех субиндексов. В последнем столбце табл. 3.7 приведены рассчитанные значения ИПЭБ. В последней строке табл. 3.7 приведены значения СКО для ИПЭБ. Для равновесного варианта задавались субиндексы, средний вес которых, был равен 0,250; СКО = 0,212. Для варианта при  $w_1=w_2>w_3=w_4$  средний вес равен:  $w_1=w_2 = 0.375$ ;  $w_3=w_4 = 0,125$ ; СКО = 0,071.

Для всех уровней свертки показателей получены оценочные шкалы для субиндексов и для ИПЭБ для равновесного (первого) и неравновесного (второго) вариантов учета приоритетов оценивания (табл. 3.8) с учетом точности оценки весов и точности значений ИП.

Таблица 3.8. Оценочные шкалы субиндексов и ИПЭБ для двух вариантов учета приоритетов

№	Вариант, критерий	Класс ЭБ				
		I (max)	II	III	IV	V (min)
Вариант 1						
1	ИПЭС	0–0,192	0,192–0,375	0,375–0,536	0,536–0,736	0,736–1,00
2	ИПЭБ1	0–0,143	0,143–0,283	0,283–0,492	0,492–0,701	0,701–1,00
3	ИПЭБ2	0–0,128	0,128–0,294	0,294–0,488	0,488–0,712	0,712–1,00
4	ИПЭБ3	0–0,181	0,181–0,372	0,372–0,565	0,565–0,781	0,781–1,00
5	ИПЭБ при $w_1=w_2=w_3=w_4$ для субиндексов	<u>0,0–0,161</u> $\Delta=0,161$ ср. = 0,08	<u>0,161–0,331</u> $\Delta=0,17$ ср. = 0,246	<u>0,331–0,52</u> $\Delta=0,189$ ср. = 0,426	<u>0,52–0,732</u> $\Delta=0,212$ ср. = 0,626	<u>0,732–1,00</u> $\Delta=0,268$ ср. = 0,866
Вариант 2						
6	ИПЭС	0–0,192	0,192–0,375	0,375–0,536	0,536–0,736	0,736–1,00
7	ИПЭБ1	0–0,143	0,143–0,283	0,283–0,492	0,492–0,701	0,701–1,00
8	ИПЭБ2	0–0,128	0,128–0,294	0,294–0,488	0,488–0,712	0,712–1,00
9	ИПЭБ3	0–0,181	0,181–0,372	0,372–0,565	0,565–0,781	0,781–1,00
10	ИПЭБ при $w_1=w_2>w_3=w_4$ для субиндексов	<u>0–0,176</u> $\Delta=0,176$ ср.=0,088	<u>0,176–0,330</u> $\Delta=0,154$ ср.=0,253	<u>0,330–0,517</u> $\Delta=0,187$ ср.=0,424	<u>0,517–0,726</u> $\Delta=0,209$ ср.=0,622	<u>0,726–1,00</u> $\Delta=0,274$ ср.=0,863

Учет ИПЭС в интегральной оценке ИПЭБ по величинам ИПТ, ИПК, ИПУ для равновесного варианта этих субиндексов дал результаты: ИПТ=0,341 (Шл); ИПК=0,238 (Пс) и ИПУ=0,509 (IVл). Для этого варианта ИПЭС = 0,362 (левая

граница III класса).

В итоге, ИПЭБ с учетом равных приоритетов определяется величиной ИПЭБ = 0,304 (правая граница II класса).

ИПЭБ для района северо-западного Приладожья с учетом неравных приоритетов (табл. 3.8) определяется величиной  $0,246 \pm 0,014$ , что позволяет отнести ЭБ района также к правой границе II класса, а с учетом СКО от  $0,246 - 0,014 = 0,232$  (левая граница II класса) до  $0,246 + 0,014 = 0,260$  (середина II класса). Изменение весов привело к изменению ИПЭБ на полкласса (от левой границы II класса до середины II класса).

### *3.3.3. Учет нелинейности взаимосвязи между параметрами при построении субиндексов и учет изменения приоритетов субиндексов при построении интегральных показателей экологического статуса водоема*

Опыт показывает, что недооценка эффекта нелинейных связей характеристик при оценке ИПЭС может привести к занижению или завышению ИП субиндексов и ИП последнего уровня свертки: при слабой нелинейности — до половины класса, при сильной — к искажению в пределах класса (Панютин и др., 2025а). Сочетание учета нелинейности и придание бóльшего веса такому субиндексу может усилить этот эффект.

Для исследования влияния нелинейности связей между различными параметрами и оцениваемым свойством системы была выбрана модель-классификация ИПТ на примере оз. Волковское. Были разработаны модели-классификации с учетом равновесного варианта свертки субиндексов на последнем уровне и сценарии с изменением степени нелинейности  $\lambda$  при расчете значений  $q_i$  для середин классов трофности (олиготрофия, мезотрофия, эвтрофия и гипертрофия) (рис. 3.12). При этом, в отличие от рассмотренных ранее вариантов, два класса мезотрофии («мезотрофия – 1» и «мезотрофия – 2») были объединены в один (граница между двумя классами мезотрофии в этом случае интерпретируется как середина класса мезотрофных вод). Все эксперименты проводились по сокращенному варианту построения интегральных показателей.

Анализ рис. 3.12 дает возможность заключить, что для положительных

значений  $\lambda$ , при  $\lambda < 1$  (эксперименты включали значения  $\lambda$ : 0,01; 0,05; 0,1; 0,25 и 0,5) функция  $q_i$  для середин классов выпукла вверх, а в случае  $\lambda > 1$  (рассмотрены значения  $\lambda$ : 1,5; 2,0; 3,0) функция  $q_i$  для середин классов выпукла вниз. На графиках (рис. 3.12) видно, что, чем сильнее отличие параметра  $\lambda$  от 1,0 в обе стороны, тем кривые более выпуклые (термин «вогнутые» не используется). Ниже приведены также значения ИПТ в табличной форме (табл. 3.9) (Панютин и др., 2025а).

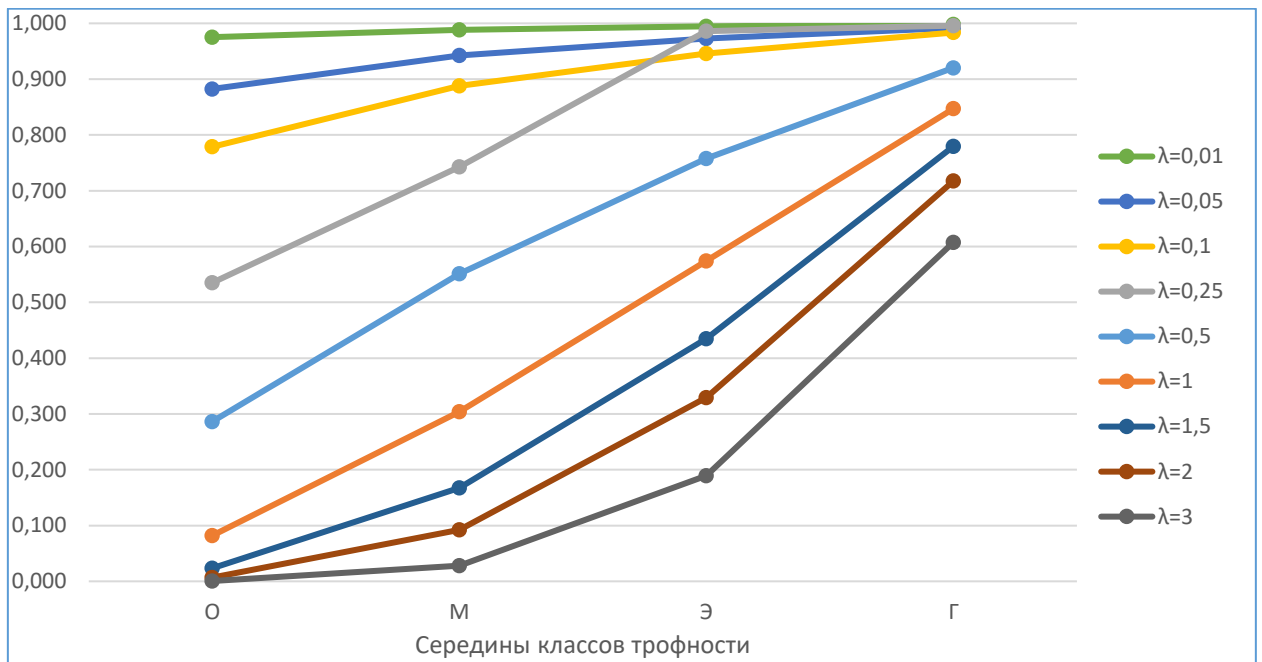


Рис. 3.12. Кривые нормированных значений для середин классов ИПТ при различных  $\lambda$  (Панютин и др., 2025а)

Таблица 3.9. Средние значения классов ИПТ при разных  $\lambda$  для нормированных шкал

Показатель $\lambda$	Значение ИПТ для середин классов при разных значениях $\lambda$			
	Олиготрофия	Мезотрофия	Эвтрофия	Гипертрофия
0,01	0,975	0,988	0,994	0,998
0,05	0,882	0,942	0,973	0,992
0,1	0,779	0,888	0,946	0,984
0,25	0,535	0,743	0,986	0,996
0,5	0,286	0,551	0,758	0,920
1	0,082	0,304	0,574	0,847
1,5	0,023	0,168	0,435	0,780
2	0,007	0,092	0,329	0,717
3	0,001	0,028	0,189	0,608

При расчете ИПТ по описанной выше модели, наиболее простой вариант, при котором  $\lambda=1$  показывает, что оз. Волковское попадает во второй класс трофности (ИПТ=0,285), что ближе к середине класса (точнее, к классу «мезотрофия–1»). При данном варианте ИПЭС получается равным 0,344 и озеро относится к левой границе III класса.

В табл. 3.10 представлены результаты расчета оценочных шкал для трех различных вариантов свертки показателя ИПЭС, рассмотренных в данном разделе: равновесомый вариант 1: ИПТ=ИПК=ИПУ, вариант 2: ИПТ>ИПК=ИПУ и вариант 3: ИПТ>ИПК>ИПУ. Эти варианты выбраны для наглядности демонстрации степени влияния, которое оказывает параметр  $\lambda$  на ИПТ и ИПЭС (Панютин и др., 2025а).

Таблица 3.10. Результаты построения оценочных шкал ИПЭС для трех вариантов учета приоритетов (весов) на последнем уровне свертки показателей (Панютин и др., 2025а)

	Водоем первой категории (I класс)	Водоем второй категории (II класс)	Водоем третьей категории (III класс)	Водоем четвертой категории (IV класс)	Водоем пятой категории (V класс)	Вес субиндекса при расчете ИПЭС
Вариант 1. Оценочная шкала ИПЭС для равновесных условий ИПТ=ИПК=ИПУ						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,333
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,333
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,333
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,174</b>	<b>0,174–0,336</b>	<b>0,336–0,522</b>	<b>0,522–0,757</b>	<b>0,757–1,000</b>	
Вариант 2. Оценочная шкала ИПЭС для ИПТ>ИПК=ИПУ						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,700
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,150
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,150
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,177</b>	<b>0,177–0,335</b>	<b>0,335–0,510</b>	<b>0,510–0,751</b>	<b>0,751–1,000</b>	
Вариант 3. Оценочная шкала ИПЭС для ИПТ>ИПК>ИПУ						
ИПТ	0,000–0,180	0,180–0,335	0,335–0,500	0,500–0,745	0,745–1,000	0,636
ИПК	0,000–0,193	0,193–0,408	0,408–0,599	0,599–0,802	0,802–1,000	0,277
ИПУ	0,000–0,150	0,150–0,264	0,264–0,468	0,468–0,725	0,725–1,000	0,086
<b>ИПЭС</b>	<b>0,000–0,181</b>	<b>0,181–0,349</b>	<b>0,349–0,526</b>	<b>0,526–0,758</b>	<b>0,758–1,000</b>	

Анализ табл. 3.10 показал, что левые и правые границы классов во всех вариантах оценочных шкал не сильно отличаются друг от друга.

В работе (Панютин и др., 2025а) демонстрируются результаты расчета ИПЭС на последнем уровне свертки (варианты:  $\lambda=1$  и  $\lambda=3$ ) для пяти различных вариантов учета приоритетов свертки (ИПЭС=ИПТ+ИПК+ИПУ), при которых параметр  $\lambda$  имел значения: 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 3,0. В таблицах приведены все оценочные шкалы для субиндексов и ИПЭС для каждого варианта заданных приоритетов. Наибольший вес ИПТ имеет в оценке ЭС в варианте 2, а наименьший в варианте 1. Сравнение варианта  $\lambda=0,5$  (изменение ИПЭС происходит внутри одного класса) с вариантом  $\lambda=3,0$  (статус озера переходит в другой класс), позволило выявить, что в первом варианте ЭС снижается примерно на половину класса, а во втором варианте

– повышается примерно на класс (Панютин и др., 2025а).

Анализ таблиц показывает, что для малых значений  $\lambda$  (0,5; 0,25; 0,1; 0,05; 0,01) параметра  $\lambda$  оз. Волковское попадает в *более низкий класс* ЭС (ЭС снижается) в сравнении с основным вариантом  $\lambda=1$  (из III озеро переходит в IIIс). Для больших значений параметра  $\lambda$  ( $\lambda=3$ ) озеро по величине ИПЭС попадает в *более высокий класс* ЭС (Iс–IIс классы).

Увеличение показателя степени  $\lambda$  оз. Волковское приводит к увеличению ИПТ (от 0,285 при  $\lambda=1,0$  до 0,534 при  $\lambda=1,5$ ). На графике получается выпуклая вниз функция. В других случаях получается при  $\lambda=1,5$  (ИПТ=0,152); при  $\lambda=2,0$  (ИПТ=0,081); при  $\lambda=3,0$  (ИПТ=0,023). Графически также получается выпуклость вниз.

Таблица 3.11. Результаты учета нелинейности и изменения приоритетов свертки субиндексов при расчете ИПТ в оценке экологического статуса водоема (степень нелинейности  $\lambda < 1,0$ ).

Варианты приоритетов	Степень нелинейности в субиндексе ИПТ		Значение ИПЭС	Изменение экологического статуса
	$\lambda = 1,0$	$\lambda = 0,5$		
ИПТ=ИПК=ИПУ	+		0,344	
		+	0,427	снижается
ИПТ>ИПК=ИПУ	+		0,312	
		+	0,486	снижается
ИПТ>ИПК>ИПУ	+		0,291	
		+	0,449	снижается

*Примечание.* Значком «+» отмечен использованный вариант задания  $\lambda$ .

В результате исследования выявлено, что во всех вариантах табл. 3.11 *уменьшение степени нелинейности  $\lambda$  на 50%* приводит в итоге к сдвигу показателя ИПЭС *вправо* по оси ИПЭС (статус снижается). Наибольшие изменения происходят в варианте ИПТ>ИПК=ИПУ.

В табл. 3.12. приведены результаты учета нелинейности и изменения приоритетов свертки субиндексов при расчете ИПТ в оценке экологического статуса водоема при  $\lambda > 1,0$ .

Таблица 3.12. Результаты учета нелинейности и изменения приоритетов свертки субиндексов при расчете ИПТ в оценке экологического статуса водоема (степень нелинейности  $\lambda > 1,0$ ).

Вариант приоритета	Степень нелинейности в субиндексе ИПТ				Значение ИПЭВ	Изменение экологического статуса
	$\lambda = 1,0$	$\lambda = 1,5$	$\lambda = 2,0$	$\lambda = 3,0$		
ИПТ=ИПК=ИПУ	+				0,344	
		+			0,300	повышается
			+		0,276	повышается
				+	0,257	повышается
ИПТ>ИПК=ИПУ	+				0,344	
		+			0,219	повышается
			+		0,169	повышается
				+	0,128	повышается
ИПТ>ИПК>ИПУ	+				0,344	
		+			0,169	повышается
			+		0,161	повышается
				+	0,124	повышается

Примечание. Значком «+» отмечен использованный вариант задания  $\lambda$ .

В результате исследования выявлен результат обратный, полученному в табл. 3.11. Во всех вариантах табл. 3.12 *увеличение степени нелинейности  $\lambda$*  (в 1,5; в 2 и в 3 раза) приводит к сдвигу показателя ИПЭС *влево* по оси ИПЭС (уменьшается по абсолютной величине), при этом статус водоема повышается.

Опыт, полученный в экспериментах, демонстрирует, что недоучет нелинейности взаимосвязи параметров, выбранных для оценки ИПЭС, даже в случае одного из трех субиндексов (в представленном случае это ИПТ) может занижить оценку ИПЭС при слабо выраженной нелинейности в пределах до половины класса по сравнению с основным вариантом. В случае сильно выраженной нелинейности это может привести к завышению результата оценки ИПЭС в пределах целого класса. Изменение приоритетов в свертке субиндексов на фоне учета нелинейности может усилить отмеченный результат в том случае, если бóльший вес будет присвоен субиндексу, содержащему учет нелинейности в параметрах оценивания.

### 3.4. Интегральная оценка ответной реакции водных экосистем на внешнее воздействие

Термин «экологическое нормирование» появился в научной литературе в начале 1990-х гг. (Дедю, 1990). Под экологическим нормированием авторы понимали нормирование воздействия на природную систему, при котором известна *ответная реакция системы в целом* или какого-либо ее слабого звена на оказанное воздействие. Таким образом, экологическое (системное) нормирование предполагает получение ответной реакции экосистемы (или какой-либо ее подсистемы) при внешнем воздействии на нее. Заметим, что получение ответной реакции системы нельзя сводить к оценке воздействия на компонентном уровне, когда слабым звеном считается какой-либо компонент химического или биологического состава. Во время оценки внешнего воздействия определяются экологические нормативы допустимой антропогенной нагрузки на экосистемы с учетом экологических регламентов.

Однако, позднее, в связи с большим разнообразием географо-геологических условий России для экологического нормирования было предложено использование природоподобных технологий – инновационных решений, которые имитируют природные процессы и системы для устойчивого развития на основе введения нормативов ПДАН (предельно допустимой антропогенной нагрузки). Как отмечает автор, масштабного перехода к экоцентрическому принципу нормирования на государственном уровне и установлению региональных ПДК пока не просматривается (Опекунов, 2025).

Кроме того, в начале 2000-х гг., с развитием методов интегрального оценивания, выявилась возможность получения ответной реакции на воздействия на интегральной основе (Александрова и др., 2000). При этом определяются критические значения нагрузки, при которой происходит переход в другой класс, пределы воздействия и нормативы допустимой антропогенной нагрузки на экосистемы. В этой работе количественную оценку ответной реакции экосистемы в целом на воздействие со стороны человека (общества) предлагалось получать на основе «чистого» и антропогенно-трансформированного «портрета экосистемы»

(ИП состояния экосистемы) до и после воздействия. Допустимость воздействия предлагалось выявлять на основании того, способна ли система сохранить свои свойства и параметры режимов после оказанного на нее воздействия, или она переходит в другой класс, характеризующий состояние системы в новых условиях.

В работах В.В. Дмитриева (Дмитриев, 2000, 2020) развиты представления о «норме состояния» и «норме воздействия» для водной экосистемы. Например, под «нормой состояния» понимается отклонение условий среды от типичных классифицируемых состояний, не вызывающих выхода экосистемы за границы определенного класса состояний или в критическую область (стрессовую зону) по сумме факторов воздействия и развития в ней необратимых перемен. При этом отмечается, что «норма состояния» зависит от принятых регламентов и цели, использующихся исследователем в оценке, а норма воздействия требует этапа «экологического (системного) нормирования». Таким образом, регламентируется – состояние, а нормируется – воздействие на экосистему.

В работе (Gómez-Márquez, 2025) автор пишет, что на сегодняшний день существует пять видов экосистем: 1 – естественные экосистемы, которые остаются неизменными, несмотря на вмешательство человека; 2 – экосистемы, подвергшиеся вмешательству антропогенных факторов; 3 – экосистемы, созданные человеком; 4 – городские экосистемы; 5 – исчезнувшие экосистемы, которые были уничтожены человеком или в результате ОПЯ. Обзору и обоснованию учета факторов для разработки и ранжирования адаптационных мероприятий по степени их влияния на население и объекты воздействия посвящено большое количество работ (Куролап и др., 2015; Павловский, 2024; Куролап и др., 2025а., Куролап и др., 2025b).

В работе (Седова, Дмитриев, 2020а) была проведена серия расчетов ИПЭС с поэтапным снижением ИПК воды и донных отложений относительно начального состояния системы на 10%, 30% и 50%. Изменения ИПЭС рассматривались авторами по сезонам года и за вегетационный период (май–октябрь). В процессе анализа результатов было определено, что по мере внешнего воздействия на отдельные сезоны года субиндексы качества воды переходили из одного класса ЭС в соседний со снижением статуса системы. В холодный период года переход системы

происходил на фоне ухудшения качества и токсического загрязнения воды и донных отложений на 30%. Экосистема водоема из правой границы III класса, перешла в левую границу IV класса.

Такой же переход во время вегетационного периода был выявлен при изменении качества и токсического загрязнения воды и донных отложений на 50%. Осенью изменения класса ЭС не происходило, отмечалось лишь смещение величины ИПЭС ближе к правой границе III класса.

При ухудшении параметров качества на 10% происходили изменения внутри границ класса. Это было характерно для теплого периода года (для периода вегетации).

В данной диссертации композитные индексы (и субиндексы системных свойств) рекомендуется использовать для: 1 – оценки воздействия на водоем по результатам имитационного моделирования; 2 – проверки адекватности результатов системного моделирования по данным, полученным натурными наблюдениями и имитационным моделированием; 3 – выявления способности системы оставаться в классе, в котором она находилась до воздействия, после оказанного на нее воздействия на базе статистических критериев оценки близости рядов (раздел 2.1).

Одной из важнейших задач имитационного моделирования является количественная оценка результата воздействия на водную экосистему и оценка допустимости/недопустимости для экосистемы данного воздействия, а также действия возможных сочетаний нескольких факторов. Оценка допустимости воздействия на основе подхода, развиваемого в диссертации, проводится не по воздействию на какой-либо компонент, выдаваемый часто авторами как «слабое звено» экосистемы, а на базе ИП состояния водной системы в целом (или ИП ее подсистемы) до и после оказанного внешнего воздействия. В случае, когда система после оказанного воздействия по совокупности параметров переходит в более высокий класс ЭС или ЭБ, такое воздействие определяется как недопустимое, если оно несет угрозу человеку и/или биоте. Выявление этого происходит на основе экспериментов с натурными данными или в ходе экспериментов с имитационной

моделью, а подтверждение перехода состояния системы в другой класс происходит на основе построения композитных индексов и субиндексов (трофности, качества, токсического загрязнения, ИПЭС или ИПЭБ в целом).

В публикации по теме диссертации (Панютин, Дмитриев, 2026) показана возможность выполнения оценки воздействия по сокращенному варианту. Для этого формируется сценарий расчета ИП, в котором повышение нагрузки на систему задается на уровне отдельных субиндексов, а не по вектору состояния системы в целом и выполнению всех этапов расчета ИПЭС и ИПЭБ. В таких же сценарных расчетах можно оценить изменение приоритетов в свертке субиндексов, например, на этапе последнего уровня свертки. Также возможно сочетание подходов или введение дополнительного уровня свертки, который объединяет эти два подхода, рассматривая планируемое воздействие и изменение приоритетов в одном сценарии. Опыт оценочных исследований показал, что всегда удобнее начинать с равновесного учета приоритетов на всех уровнях свертки, и затем запланировать и реализовать сценарий с выделением основного приоритета планирования региональных изменений в перспективе или прогнозирования сбалансированного развития на ряд лет с программой изменения приоритетов.

В имитационном моделировании водных экосистем открываются новые возможности для проверки адекватности результатов на основе построения композитных индексов или субиндексов отдельных свойств. Это может быть реализовано на основе полного расчета ИП для всех групп характеристик или на основе построения отдельных субиндексов оцениваемых свойств водоема (трофность, качество воды и другие) (Dmitriev et al., 2020).

Используя сравнение модельных сценариев до и после воздействия при помощи классических индексов, о которых говорилось в начале третьей главы, можно оценить, насколько масштабным оказалось внешнее воздействие на экосистему в целом, а также при каких условиях возможно ее возвращение обратно или данное воздействие стало необратимым. Для начала необходимо установить фактическую возможность перехода экосистемы из одного класса в другой по значению композитного показателя (Седова и др., 2021).

В работах (Седова и др., 2021; Панютин, Дмитриев, 2026) проведена оценка реакции водной экосистемы на внешнее воздействие на основе построенных субиндексов продуктивности и качества воды, входящих в ЭС водного объекта. По итогам оценки воздействия на основе разных моделей выявлено изменение средних значений ИП продукционной способности, качества и токсического загрязнения по итогам сезонной и годовой динамик. В одном из экспериментов было показано, что увеличение ИП продукционной способности вод на 17,9% в теплый период года при усилении антропогенного эвтрофирования и поступления токсиканта. Выявлен также рост ИПК воды летом на 68,4% с увеличением мутности до 40 мг/л (см. рис. 3.13).



Рис. 3.13. Внутригодичное изменение ИПК (Седова и др., 2021)

В экспериментах также был доказан переход экосистемы в другой класс продуктивности (из мезотрофного в эвтрофный) в летний период при повышении фона мутности воды, а в зимний период при условии антропогенного эвтрофирования и поступления токсиканта в водный объект. Было доказано, что изменение классов продуктивности и качества воды в проточной водной

экосистеме имеет в том числе и сезонный характер.

По данным анализа полученных значений традиционных статистических индексов (индекса Нэша–Сатклиффа и индекса Тейла), использованных для определения изменения параметров системы и их системных свойств было получено, что некоторые, учитываемые при построении субиндексов компоненты, можно определить, как более или менее чувствительные (или инвариантные) для оценки состояния экосистем. По экспериментам было определено, что согласно критерию Тейла, инвариантными являлись: концентрация общего азота  $N_{\text{общ}}$  и концентрация аммиака  $N-NH_4$ .

В ходе имитации поступления в некритических концентрациях токсиканта в речные воды, по критериям Нэша–Сатклиффа и Тейла, инвариантными являются: 1 – фитопланктон; 2 – компоненты разложившегося органического вещества  $N-N_{\text{орг}}$  и 3 – взвешенное органическое вещество (детрит). Во всех случаях инвариантность зависит от величины и специфики внешнего воздействия на экосистему. Разные системные трансформации проявляются с разной скоростью или им требуется разная продолжительность для формирования отклика на внешнее воздействие.

Приоритетным направлением в данной области исследования является выявление критических значений факторов, под воздействием которых системы при определенных климатических условиях и внешних воздействиях на них продолжительное время переходят в другой класс состояний.

В диссертационной работе на примере М4 модели оз. Волковское была выполнена оценка ответной реакции на внешнее воздействие при варианте ИПК=ИПТ=ИПУ оценки ИПЭС с поэтапным снижением субиндексов ИПК, ИПТ, ИПУ воды относительно начального состояния системы на 10%, 30%, 50%, 75% и 100%. Результаты расчета приведены в табл. 3.13. Изменения ИПЭС рассматривались за теплый период года. Необходимо отметить, что для ИП качества воды и ИП трофности увеличение их нормированных значений (приближение к 1,000) приводит к ухудшению (снижению) ЭС водоема (для ИП устойчивости – наоборот).

Таблица 3.13. Результаты оценивания нормы воздействия на водную экосистему оз. Волковское за теплый период года при варианте приоритетов  
ИПК=ИПТ=ИПУ

Интегральный показатель экологического статуса (ИПЭС)					
Начальное состояние водной экосистемы	Снижение параметров ИПЭС на 10 %	Снижение параметров ИПЭС на 30 %	Снижение параметров ИПЭС на 50 %	Снижение параметров ИПЭС на 80 %	Снижение параметров ИПЭС на 100 %
<u>0,362</u> IIIл	<u>0,396</u> IIIл	<u>0,462</u> IIIп	<u>0,556</u> IVл	<u>0,663</u> IVп	<u>0,667</u> IVп

В ходе анализа полученных результатов видно, что переход оз. Волковское в более низкую категорию ЭС происходит при ухудшении параметров на 30–50%. При этом даже в случае снижения субиндексов ИПК, ИПТ и ИПУ на 100% озеро не переходит в водоем пятой (V) категории экологического статуса.

Снижение качества воды наблюдается в условиях маловодного периода года. Именно на такие гидрологические условия ориентированы водоохранные мероприятия при наблюдающемся загрязнении речных бассейнов. Во время низких расходов слабо изменяющиеся течения обуславливают наихудшие условия трансформации загрязняющих веществ (Кумсиашвили, 2005).

В работе в ходе выполнения интегральной оценки экологического благополучия также была выполнена оценка ответной реакции водоема и его водосборной территории на внешнее воздействие и расчет ИПЭБ в теплый период года с снижением состояния системы относительно начального на 10%, 30%, 50%, 75% и 100%. В данном случае рассчитывались субиндексы качества жизни населения на основе трех субиндексов: состояния окружающей среды (ИПЭБ1), экономического (ИПЭБ2), социального (ИПЭБ3). При расчете ИПЭС эти субиндексы имеют равные веса (ИПЭС=ИПЭБ1=ИПЭБ2=ИПЭБ3 или ИПЭС=ИПКЖ). В данных расчетах увеличение веса (приближение к 1,000) для любого субиндекса приводит к ухудшению благополучия. Результаты расчетов приведены в табл. 3.14.

Таблица 3.14. Результаты оценки воздействия на водную экосистему оз.

Волковское за теплый период года для варианта ИПЭС=ИПЭБ1=ИПЭБ2=ИПЭБ3

Интегральный показатель экологического благополучия (ИПЭС)					
Начальное состояние водной экосистемы	Снижение параметров ИПЭС на 10 %	Снижение параметров ИПЭС на 30 %	Снижение параметров ИПЭС на 50 %	Снижение параметров ИПЭС на 75 %	Снижение параметров ИПЭС на 100 %
<u>0,304</u> IIп	<u>0,390</u> IIIл	<u>0,556</u> IVл	<u>0,725</u> Vл	<u>0,877</u> VIп	<u>0,917</u> VIIп

По результатам расчетов видно, что даже снижение параметров в пределах 10% приводит к тому, что водоем и его водосборная территория переходят в худший класс состояния. Снижение параметров на 50% приводит к тому, что водосборные территории оз. Волковское переходят в самый низкий класс благополучия (V класс).

В данном разделе рассмотрены результаты выполнения расчетов по оценке воздействия на водную экосистему, повлекшем изменение состояния его водной экосистемы, выразившемся в поэтапном снижении интегрального показателя ЭС и ЭБ на 10, 30, 50, 75 и 100 % от начального. В ходе расчетов отмечена условность рассмотрения таких оценочных гипотетических сценариев. Положительным итогом выполненных расчетов является демонстрация того, что водоем и его водосборная территория при внешнем воздействии на него могут перейти в другой класс ЭС и в другую категорию ЭБ при увеличении нагрузки на систему. При этом результат ответной реакции системы во многом определяется тем, какое значение внутри класса имеет ИПЭС или ИПЭБ до воздействия и размер самого воздействия. Если ИП до воздействия находится близко к правой границе класса, то даже при 10% увеличении нагрузки, может быть получен переход в более старший класс, характеризующийся снижением статуса или благополучия системы. В других случаях (середина или левая граница класса) для этого может потребоваться увеличение нагрузки на 30-50%.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате выполнения работы, получены следующие основные выводы:

1. Предложены авторские определения для ключевых терминов диссертационного исследования. Под экологическим статусом (ЭС) предложено понимать параметрическое сочетание трофности, качества и токсического загрязнения воды и потенциальной устойчивости водоема, выполненное на интегральной основе. Под устойчивостью в работе понимается интегративное свойство водного объекта, отражающее его способность сохранять свои свойства и параметры режимов при внешнем и внутреннем воздействии на него. Под потенциальной устойчивостью понимается способность системы сохранять свои свойства и элементы естественных режимов (устойчивость к изменению морфометрических, климатических и гидрологических параметров). Под экологически благополучной понималась система, способная: 1 – сохранять свой ЭС; 2 – выполнять социально-экономические условия и функции жизнеобеспечения (средо- и ресурсовоспроизводство) для человека и общества (антропоцентризм); 3 – сохранять оптимальные условия жизни организмов-гидробионтов (биоцентризм).

2. Разработана новая методика оценки потенциальной устойчивости водного объекта (ИПУ), включающая в себя оценку адаптационной устойчивости в холодный период года (индекс ИПУа) и регенерационной устойчивости в теплый период года (индекс ИПУр). На последнем этапе рассчитывается индекс потенциальной устойчивости (ИПУ) с учетом приоритетов ИПУа и ИПУр в ИПУ.

3. На основе обобщения и разработки теоретико-методологических положений и представлений об ЭС и ЭБ для водоемов, различающихся физико-географическими, климатическими условиями, особенностями водного режима, продуктивности, формирования качества и токсического загрязнения, а также потенциальной устойчивостью к изменению параметров естественного режима были разработаны модели-классификации интегральной оценки ЭС водоемов, и модель-классификация интегральной оценки ЭБ для системы «водоем + водосбор»,

с учетом экономических и социальных факторов, влияющих на ЭБ.

Разработаны 4 модели-классификации (М1 – М4) для оценки ЭС, и модель-классификация для оценки ЭБ, ориентированные на 5 классов, от водоема первой (высшей) категории – I класс до водоема пятой категории – V класс. Модели позволяют учитывать дефицит информации о составе и приоритетах в оценке состояния геосистем на основе полной и сокращенной программ исследования, выполнять интегральную оценку ретроспективного, текущего и будущего состояния ЭС и ЭБ, типизировать объекты исследования, получать ответную реакцию систем на оказанное воздействие, исследовать возможности перехода системы в другой класс ЭС и ЭБ, оценивать точность полученных результатов.

4. Разработана методика расчета интегрального показателя экологического статуса (ИПЭС) водоема, этапы, алгоритмы и рекомендации для построения интегральных показателей (ИП) на основе методологии анализа и синтеза показателей на основе информационного дефицита (АСПИД-методологии). Показана применимость использования ИИ «AI» для получения весовых коэффициентов, расчета ИПЭС, оценки точности расчета, с использованием нечисловой (порядковой, ординальной), неточной (интервальной) и неполной информации о приоритетах учета субиндексов.

На примере озер, расположенных в северо-западной части Приладожья (оз. Волковское), и озер Алтая: (оз. Лагерное и оз. Барсово) выполнена оценка современного состояния водоемов по величинам ИПЭС. По 4 моделям с разным количеством учитываемых параметров при равновесном учете параметров и субиндексов на всех уровнях свертки для оз. Волковское по М1 ИПЭС составил 0,362 (Шс), для М2 – 0,369 (Шс), для М3 – 0,368 (Шс), для М4 – 0,363 (Шл). Для малых озер Алтая при равноприоритетных вариантах учета параметров и субиндексов в интегральной оценке ЭС значение ИПЭС оз. Лагерное составило 0,186 (Шл). Значение ИПЭС для оз. Барсово 0,176 (Шл). По результатам интегральной оценки ЭС озер при неравновесном варианте учета субиндексов данные водоемы относятся к водоемам I – III классов ЭС.

Разработана типизация водоемов по пяти классам ЭС (125 типов). Выявлены

типы водоемов с разным сочетанием размеров, трофности, качества и токсического загрязнения воды, устойчивости к изменению параметров естественного режима. Исследовалось влияние ИПУ на ИПЭС водоемов. Было получено, что с позиции антропоцентризма олиго–мезотрофные, чистые и устойчивые водоемы не являются водоемами с высоким ЭС. Они попадают в категории среднего и низкого статуса (III–IV классы).

Разработана методика расчета интегрального показателя экологического благополучия (ИПЭБ). Выполнена апробация моделей–классификаций интегральной оценки экологического благополучия (ЭБ) по величине ИПЭБ для водосбора оз. Волковское. Получено, что для оз. Волковское ИПЭБ составляет  $0,246 \pm 0,014$  (Ис), а с учетом среднеквадратического отклонения СКО: от  $0,246 - 0,014 = 0,232$  (Ил) до  $0,246 + 0,014 = 0,260$  (Ис). Подтверждается способность системы сохранить свой статус за последние 10 лет.

5. На основе сокращенной программы расчета ИПЭС были выполнены исследования по изменению приоритетов (весов) субиндексов на последнем уровне свертки. В экспериментах рассматривались 5 вариантов задания приоритетов: 1 – равновесность; 2 – приоритет трофность; 3 – приоритет качество воды; 4 – приоритет устойчивость; 5 – приоритет ИПУ>ИПК>ИПТ. Придание бóльшего приоритета субиндексам трофности или качества воды привело к смещению результатов в сторону повышения ЭС озер примерно на полкласса. Придание бóльшего приоритета субиндексу потенциальной устойчивости привело к смещению результатов в сторону снижения ЭС озер примерно на один класс. Например, для оз. Барсово происходит переход из середины и правой границы I класса во II класс, а в случае с оз. Лагерное, в левую границу III класса.

Исследование рекогносцировочного задания субиндексов в сокращенной программе интегральной оценки ИПЭС показало, что для алтайских озер с заданием трофического статуса как ультраолиготрофного (уменьшение величины субиндекса ИПТ на  $\frac{1}{4}$  ширины первого класса) привело к тому, что ИПЭС перешел из левой границы II класса в правую границу I класса.

6. Проведены исследования учета нелинейности связи между

параметрами и оцениваемым свойством на этапе расчета отдельных субиндексов. Основным вариантом, с которым сравнивались результаты других вариантов был выбран вариант с значением показателя нелинейности  $\lambda=1$ . В экспериментах параметр  $\lambda$  в нормирующих функциях задавался одним положительным значением для всех критериев (ИПТ1, ИПТ2, ИПТ3), входящих в субиндекс трофности оз. Волковское. Первый класс и близость ИПЭС к нулю характеризует высокий статус, а пятый класс и близость ИПЭС к единице характерны для низкого статуса. Выполнены две серии экспериментов: в первую серию вошли значения  $\lambda$  от 0,01 до 0,5, во вторую серию вошли значения  $\lambda$  от 1,5–3,0. Для случаев малых значений  $\lambda$  (0,01; 0,05; 0,1; 0,25; 0,5) оз. Волковское попадает в более низкий класс ЭС (из IIIл озеро переходит в IIIс). Во второй серии, при увеличении  $\lambda$ , в случае сильно выраженной нелинейности, для больших значений параметра  $\lambda$  ( $\lambda=3$ ) озеро по величине ИПЭС попадает в более высокий класс ЭС (Iс–IIс классы).

7. В экспериментах с моделями-классификациями была выполнена рекогносцировочная оценка ответной реакции водной экосистемы на внешнее воздействие на основе ИПЭС и ИПЭБ на примере оз. Волковское. Предполагалось, что в экспериментах с увеличением нагрузки, ответная реакция системы на воздействие должна сопровождаться изменением всех субиндексов, ИПЭС и ИПЭБ. Было получено, что результат ответной реакции системы во многом определялся тем, какое значение внутри класса (близкое к левой границе, середине или правой границе класса) имели субиндексы до воздействия и масштабом самого воздействия. При этом значения субиндексов после воздействия не рассчитывались, как в полной программе, а увеличивались по абсолютной величине на определенный %, разный, в каждом эксперименте, но одинаковый для отдельных субиндексов. Задачей этих экспериментов было показать, как изменения субиндексов могут повлиять на переход системы в другой (другие) классы.

Было получено, что переход оз. Волковское в более низкую категорию (класс) ЭС произойдет при увеличении нагрузки, задаваемой по субиндексам ИПТ, ИПК и ИПУ на 30–50%. При дальнейшем увеличении нагрузки озеро переходит в четвертую (IV класс) категорию ЭС и остается в этом классе вплоть до 100%-го

увеличения нагрузки по субиндексам.

Аналогичные эксперименты выполнены для оценки ответной реакции социо-эколого-экономической системы на увеличение нагрузки (снижение абсолютных величин всех ИП субиндексов ЭБ). Было показано, что увеличение нагрузки на 10% приводит к тому, что водоем и его водосборная территория переходят в более низкую категорию ЭБ. Увеличение нагрузки на 50% и более приводит к тому, что ИПЭБ района переходит в самый низкий класс (V класс) экологического благополучия.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Акимова, Т.А. Теория организации: учебное пособие для вузов // М.: Изд-во: ЮНИТИ-ДАНА, 2003.
2. Александрова, Л. В., Васильев, В. Ю., Дмитриев, В. В., Мякишева, Н. В., Огурцов, А. Н., Третьяков, В. Ю., Хованов, Н. В. Многокритериальные географо-экологические оценки состояния и устойчивости природных и урбанизированных систем // СПб: Санкт-Петербургский государственный университет, 2000. 275 с. (Депонировано в ВИНТИ № 2342-В00).
3. Алиса AI. URL: <https://alice.yandex.ru/> (дата обращения: 28.02.2026)
4. Аналитическая записка. Декабрь 2021. Индекс человеческого развития в России: региональные различия. URL: [https://ac.gov.ru/uploads/2-Publications/analitika/2022/\\_2021\\_long.pdf](https://ac.gov.ru/uploads/2-Publications/analitika/2022/_2021_long.pdf) (дата обращения: 25.07.2025)
5. Архипов, Д.Э., Едемский, К.Е., Кожевникова, С.И., Дмитриев, В.В. Развитие мониторинга водных объектов на основе интегральной оценки экологического статуса и моделирования экологических функций // European Journal of Natural History, 2022. №2. С. 31–37.
6. Богословский, Б.Б. Озероведение: учебное пособие для вузов. М.: Изд-во Московского университета, 1960. 335 с.
7. Боков, В.А. Некоторые вопросы таксономии природных ландшафтов // Ландшафтный бюллетень, 2025. №24. С. 2–26.
8. Булдовская, О.Р. Трансформация соединений фосфора в пресноводных экосистемах: автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата географических наук. Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова. М, 1998. 29 с.
9. Владимиров, А.М. и др. Охрана окружающей среды: учебник для студентов вузов, обучающихся по спец.: "Метеорология", "Гидрология суши", "Океанология" // Л.: Гидрометеиздат, 1991. 422 с.
10. Владимирова, О.М., Еремина, Т.Р., Исаева, А.В., Рябченко, В.А., Савчук, О.П. Исследование влияния растворенного органического вещества на первичную продукцию на основе модели SPBEM-2 // Современные проблемы

гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ. Сборник тезисов Международной научно-практической конференции, посвященной 90-летию Российского государственного гидрометеорологического университета, 2020. С. 316 - 317.

11. Воробейчик, Е.Л., Садыков, О.Ф., Фарафонов, М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем // Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280 с.

12. Гальцова, В.В., Дмитриев, В.В. Практикум по водной экологии и мониторингу состояния водных систем: учебное пособие // СПб.: Изд-во Наука, 2007. 364 с.

13. ГИС: качество поверхностных вод Российской Федерации. URL: <https://gidrohim.com/node/61> (дата обращения: 06.09.2025)

14. Горелов, В.А., Падалкин, Б.В., Чудаков, О.И. Математическая модель прямолинейного движения по деформируемой опорной поверхности двухзвенного седельного автопоезда с активным полуприцепным звеном // Вестник МГТУ им Н.Э. Баумана. Серия Машиностроение, 2017. №2. С. 18.

15. Гутельмахер, Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого // Л.: Наука, 1986. 155 с.

16. Дедю, И.И. Экологический энциклопедический словарь // Кишинев: Гл. ред. Молд. сов. энцикл., 1990. 406 с.

17. Дербасова, Н.М., Гавриш, О.П., Кучерик, Г.В. Учебное пособие по дисциплине «Экологический мониторинг» // Севастополь: Севастопольский государственный университет, 2017. 117 с.

18. Дмитриев, В.В. Экологическое нормирование антропогенных воздействий на природные экосистемы // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7. Геология. География, 1994. №2. С.60 – 70.

19. Дмитриев, В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем // СПб.: Изд-во СПбГУ, 1995. 215 с.

20. Дмитриев, В.В. Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов: диссертация на соискание ученой степени доктора географических наук.

Санкт-Петербургский государственный университет. СПб, 2000. 419 с.

21. Дмитриев, В.В., Фрумин, Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем: учебное пособие // СПб.: Изд-во Наука, 2004. 294 с.

22. Дмитриев, В.В. Методические указания по дисциплине «Системная экология» для высших учебных заведений // СПб.: РГГМУ, 2010. 39 с.

23. Дмитриев, В.В., Дмитриев, Н.В., Воскресенская, В.А., Фролова, А.Д., Кожеко, Ю.Р. Развитие методологии интегральной оценки экологической целостности геосистем // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований, 2014. №8 – 1. С. 78–85.

24. Дмитриев, В.В., Федорова, И.В., Бирюкова, А.С. Подходы к интегральной оценке и ГИС-картированию устойчивости и экологического благополучия геосистем. Часть IV. Интегральная оценка экологического благополучия наземных и водных геосистем // Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7. Геология. География, 2016. №2. С.37 – 53. DOI: 10.21638/11701/spbu07.2016.204

25. Дмитриев, В.В., Зуева, Н.В., Огурцов, А.Н., Примак, Е.А., Федорова, И.В. Интегральные оценки в индексологии состояния водных экосистем и их эмерджентных свойств // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Труды VI Международной научно-практической конференции. В 3-х томах. Пермь, ФГАОУВО «ПГНИУ», 29 мая – 1 июня 2017 г. Материалы конференции, место издания Пермский государственный национальный исследовательский университет. С.201 – 207.

26. Дмитриев, В.В., Пряхина, Г.В., Огурцов, А.Н., Примак, Е.А., Амари Медина, Д.Р. Оценка эмерджентных свойств водных объектов: трофический статус, устойчивость, экологическое благополучие // Третьи Виноградовские чтения. Грани гидрологии: сборник докладов международной научной конференции памяти выдающегося русского гидролога Юрия Борисовича Виноградова. СПб, СПбГУ, 28–30 марта 2018 г. Материалы конференции, место издания Научно-технологические технологии Санкт-Петербург. С. 347 – 354.

27. Дмитриев, В.В., Зуева, Н.В., Огурцов, А.Н., Примак, Е.А. Экологический

статус и экологическое благополучие водного объекта: аксиология и оценка // Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития. Труды III Всероссийской конференции. СПб, 16–17 декабря 2019 г. Материалы конференции, место издания Химиздат. С. 297 – 300.

28. Дмитриев, В.В. Оценка состояния и устойчивости наземных и водных геосистем: учебно-методическое пособие // СПб: ООО «Медиапапир», 2020. 200 с.

29. Дмитриев, В.В., Огурцов, А.Н., Седова, С.А. Алексеева, А.А., Байжанова, К.К., Грига, С.А., Кислина, А.Е. Интегральная оценка устойчивости наземных ландшафтов: от балльных оценок к композитным индексам на основе территориальных детерминант // Успехи современного естествознания, 2020. №2. С.45 - 53.

30. Дмитриев, В.В., Третьяков, В.Ю., Примаков, Е.А., Седова, С.А., Васькова, Е.А., Дудоркин, Е.С., Панютин, Н.А., Акулич, Э.В. Системное нормирование воздействий на водный объект: экологический статус водоема и его изменение при естественном и антропогенном воздействии // Пятые Виноградовские чтения. Гидрология в эпоху перемен. Сборник докладов международной научной конференции памяти выдающегося русского ученого Юрия Борисовича Виноградова. 2023. СПб, СПбГУ, 5–14 октября 2023 г. Материалы конференции, место издания ООО «Издательство ВВМ». С. 163–168.

31. Дмитриев, В. В., Третьяков, В. Ю., Зырянова, Д. С., Овсепян, А. А., Почепко, С. Ю., Немчинова, А. В., Каспин, М. О. Оценка экологического статуса водоемов на основе построения композитных индексов: методика, результаты, перспективы // Гидрометеорология и экология. 2024. № 75. С. 293—309. DOI: 10.33933/2713-3001-2023-75-293-309

32. Дмитриев, В.В., Третьяков, В.Ю., Тихонова, Д.А., Панютин, Н.А., Краснова, В.В., Андреева, Д.О., Пономарева, Е.В., Васильева, Н.С., Спицын, М.Н. Оценка первичной продукции и деструкции органического вещества по результатам наблюдений и моделирования скоростей процессов массообмена в мелководной экосистеме // Шестые Виноградовские чтения. Гидрология нового поколения. Сборник докладов международной научной конференции памяти

выдающегося русского ученого Юрия Борисовича Виноградова. 2026. СПб, СПбГУ, 13–19 октября 2025 г. Материалы конференции, место издания ООО “Издательство ВВМ”. С. 269–278.

33. Документ нормативный Методика выполнения измерений массовой концентрации вредных веществ в атмосферном воздухе газоанализатором ГАНК-4) МВИ-4215-002-56591409-2009 ФР.1.31.2009.06144 Официальное издание методики с подтверждением оригинальности Разработчиком. URL: <https://etpgpb.ru/portal/catalog/products/2082290-dokument-normativnyy-metodika-vypolneniya-izmereniy-massovoy-kontse> (дата обращения: 24.07.2025).

34. Дроздов, В.В. Принципы оценки устойчивости экосистем Балтийского, Белого, Черного и Азовского морей к климатическим изменениям // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета. 2011. № 19. С. 127–139.

35. Дроздов, В.В. Обеспечение экологической безопасности при освоении ресурсов шельфовых морей и управление природопользованием на основе оценки устойчивости морских экосистем к техногенному воздействию // Арктика: экология и экономика. 2018. № 4 (32). С. 55–69. DOI: 10.25283/2223-4594-2018-4-55-69

36. Дроздов, В.В. Оценка устойчивости экосистем Балтийского и Белого морей для обеспечения экологической безопасности освоения ресурсов шельфа с учетом гидрометеорологических условий // Экология и промышленность России. 2021. Т. 25. № 1. С. 21–27. DOI: 10.18412/1816-0395-2021-1-21-27

37. Замалетдинов, Р.И. Биоиндикация и экодиагностика территорий. Учебно-методическое пособие. Краткий конспект лекций // Казань: Казанский университет, 2015. 45 с.

38. Зенин, А.А., Белоусова, Н.В. Гидрохимический словарь // Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 240 с.

39. Зиганшин, И.И., Иванов, Д.В., Осмелкин, Е.В., Суин, М.В., Карпеева, А.А. Оценка рекреационной привлекательности и возможности использования для целей туризма и рекреации озер республики Татарстан // Георесурсы. 2011. № 5

(41). С. 35–40.

40. Зимина, Е.Л., Панкевич, Д.К., Горячева, С.М. Методика оценки экологического аспекта устойчивого развития предприятия // Вестник Витебского государственного технологического университета, 2019. № 1 (36). С. 128 – 137. DOI: 10.24411/2079-7958-2019-13614

41. Зуева, Н.В., Гальцова, В.В., Дмитриев, В.В., Степанова, А.Б. Использование структурных характеристик сообществ макрофитов как индикатора экологического состояния малых рек Ленинградской области // Вестник Санкт-Петербургского университета. Сер.7. 2007. Вып.4. С.60–71.

42. Зуева, Н. В., Примак, Е. А., Бабин, А. В., Зуев, Ю.А., Урусова, Е.С. Интегральная оценка экологического благополучия малых рек Ленинградской области и Санкт-Петербурга // География и природные ресурсы, 2021. Т. 42. № 2. С. 32-40. DOI 10.15372/GIPR20210204.

43. Зырянова, Д.С., Немчинова, А.В., Дмитриев, В.В. Пространственно-временная изменчивость химического и биологического состава и физических свойств водной экосистемы малого озера в северо-западном Приладожье // Международный студенческий вестник. 2024. № 1. С. 44. DOI: 10.17513/msnv.21433

44. Измайлова, А.В., Расулова, А.М., Шмакова, В.Ю. Выделение озер, обладающих уникальными свойствами, статистическими методами // Гидрометеорология и экология, 2021. № 62. С. 27-51.

45. Исаченко, А.Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование // М.: Высшая школа, 1991. 366 с.

46. Использование земель. Сельскохозяйственные угодья // Национальный атлас России. – 2004. – Т. 3. – URL: <https://nationalatlas.ru/tom3/322-323.html> (дата обращения: 24.07.2025).

47. Истомин, Е.П., Колбина, О.Н., Михеев, В.Л., Мушкет, И.И., Верещагина, Н.О., Соколов, А.Г., Яготинцева, Н.В. Разработка основ методологии геоинформационного управления объектами и территориями: монография // СПб.: РГГМУ, 2016. 286 с.

48. Китаев, С.П. Характеристика экологического фона жизни рыб озер Балтийского кристаллического щита: автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Петрозаводский государственный университет имени О.В. Куусинена. Петрозаводск, 1970. 28 с.

49. КонсультантПлюс. URL: [https://www.consultant.ru/document/cons\\_doc\\_LAW\\_34823/](https://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_34823/) (дата обращения: 04.03.2026)

50. Копнин, П.В. Гносеологические и логические основы науки // М.: Мысль, 1974. 568 с.

51. Кошельков, А.М. Комплексная оценка экологического состояния городских территорий (на примере г. Хабаровска): автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата географических наук. Дальневосточный федеральный университет, 2025. 24 с.

52. Красилов, В.А. Охрана природы: принципы, проблемы, приоритеты // М.: Институт охраны природы и заповедного дела, 1992. 174 с.

53. Крылов, А.Н. Собрание трудов. Т. 1. Ч. 1 // Л.: Изд-во АН СССР, 1951. 324 с.

54. Кузнецов, Д.Д., Субетто, Д.А. Стратиграфия донных отложений озер Карельского перешейка // М.: ГЕОС, 2019. 120 с.

55. Кузнецова, Т.В., Манвелова, А.Б. Здоровье экосистемы: понятие, методологические подходы, критерии оценки // Морской биологический журнал, 2022. Т. 7, № 2. С. 41–62. DOI: 10.21072/mdj.2022.07.2.04

56. Кумсиашвили, Г.П. Гидроэкологический потенциал водных ресурсов // М.: ИКЦ «Академкнига», 2005. 270 с.

57. Куролап, С. А., Клепиков, О. В., Виноградов, П. М., Прижорина, М.А., Клевцова, Л.А., Яблонских, Л.А., Акимов, Л.М., Серeda, Л.О., Маслова, М.О. Интегральная экологическая оценка состояния городской среды // Воронеж: ООО "Издательство "Научная книга", 2015. 231 с.

58. Куролап, С. А., Боева, А. С., Нестеров, Ю. А. Интегральное зонирование территории Воронежской области по экологическим рискам водопользования //

Экология. Экономика. Информатика. Сер: Системный анализ и моделирование экономических и экологических систем, 2025а. Т. 1. № 10. С. 220-227. DOI 10.23885/2500-395X-1-10-220-227

59. Куролап, С. А., Прожорина, Т. И., Клепиков, О. В., Боева, А. С. Обзор исследований и современных методических подходов к региональной гидроэкологической диагностике и оценке экологических рисков водопользования // Гидроэкологическая диагностика и оценка экологических рисков водопользования на территории Верхнедонского бассейна. 2025б. С. 7-33.

60. Ладожское озеро: описание, глубина, фото. Рыбы Ладожского озера. URL: [https://www.syl.ru/article/171030/new\\_ladojskoe-ozero-opisanie-glubina-foto-rybyi-ladojskogo-ozera](https://www.syl.ru/article/171030/new_ladojskoe-ozero-opisanie-glubina-foto-rybyi-ladojskogo-ozera) (дата обращения: 25.07.2025).

61. Лемешко, Б.Ю., Лемешко, С.Б. Расширение области применения критериев типа Граббса, используемых при отбраковке аномальных измерений // Измерительная техника, 2005. № 6. С. 13—19.

62. Лопатников, Л.И. Экономико-математический словарь // М.: Академия народного хозяйства при Правительстве Российской Федерации, 2003. – 519 с.

63. Марченко, П.Е. Геоинформационные модели и методы интегральной оценки природно-техногенной опасности территориальных систем: диссертация на соискание ученой степени доктора технических наук. Российский государственный гидрометеорологический университет. Нальчик, 2010. 325 с.

64. Методология // Большая российская энциклопедия: [Электронный ресурс]. URL: <https://bigenc.ru/c/metodologija-e48253> (дата обращения: 25.05.2025).

65. Мыларщиков, А.М. Систематизация методов оценки антропогенного воздействия // интернет-журнал «НАУКОВЕДЕНИЕ», 2012. №3. Электронный ресурс. URL: <https://naukovedenie.ru/sbornik12/12-23.pdf> (дата обращения: 10.05.2025).

66. Мякишева, Н.В. Многокритериальная классификация озер // Казань: Бук, 2025. 206 с.

67. Назаров, Н.Г., Палагушкина, О.В. Экологическая оценка территории: учебно-методическое пособие по дисциплине «Экологическая оценка территории»

// Казань: Казанский (Приволжский) федеральный университет, 2023. – 46 с.

68. Никифорова, А.А. Регулирующие экосистемные услуги в условиях постконфликтных территорий (на примере бассейнов рек Эль-Аси (Оронт) и Сунжи): автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата географических наук. Северо-Осетинский государственный университет имени К.Л. Хетагурова, 2025. 22 с.

69. Николайкин, Н. И., Николайкина, Н. Е., Мелехова, О. П. Экология // М.: «Дрофа», 2003. – 624 с.

70. Новая философская энциклопедия: в 4 т./ Ин-т философии Российской акад. наук; Гл. ред. В.С. Степин. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Мысль, 2010. – Т. 3. – С. – 692 с.

71. Общероссийский классификатор видов экономической деятельности. Russian Classification of Economic Activities. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200110162> (дата обращения: 24.07.2025)

72. Овсепян, А.А., Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В. Потенциальная устойчивость водоема: от балльно-индексных оценок к интегральной оценке на основе композитных индексов // Международный студенческий вестник. 2024. №1. С. 45. DOI: 10.17513/msnv.21434

73. Оксийук, О.П., Жукинский, В.Н., Брагинский, Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29. №4. С. 62–76.

74. Опекунов, А. Ю. Экологическое нормирование: монография // СПб.: Всероссийский научно-исследовательский институт океангеологии им. И.С. Грамберга, 2001. 216 с.

75. Опекунов, А. Ю. Природоподобные технологии в экологическом нормировании // Экологические проблемы природопользования "Геоэкология - 2025". Труды международной молодежной научной конференций памяти профессора В.В. Куриленко, Санкт-Петербург, 6–8 октября 2025 г. Материалы конференции, место издания ООО "Издательство ВВМ". С. 28 – 37.

76. Осипов, А.И. Философия и методология науки: учебное пособие // Минск:

Издательский дом "Белорусская наука", 2013. 287 с.

77. Павловский, А. А. Об оценке климатических рисков территории Санкт-Петербурга // Гидрометеорология и экология, 2024. № 74. С. 26-43. DOI 10.33933/2713-3001-2024-74-26-43

78. Панютин, Н.А. Особенности оценки устойчивости и экологического благополучия водной среды территории // Актуальные проблемы развития лесного комплекса. Материалы XXI Международной научно-технической конференции. Вологда, ВоГУ, 5 декабря 2023 г. Материалы конференции, место издания Вологодский государственный университет. С. 93 – 96.

79. Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В. Интегральная оценка устойчивости системы "водоем+водосбор" // Геоэкология и рациональное недропользование: от науки к практике. Сборник материалов IV Всероссийской научной конференции молодых ученых. Белгород, НИУ «БелГУ», 10 октября 2024а г. Материалы конференции, место издания Белгородский государственный национальный исследовательский университет. С. 27 – 33.

80. Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В. Моделирование экологического статуса водных объектов // Современные проблемы ландшафтоведения и геоэкологии. Материалы VII Международной научной конференции, посвященной 90-летию кафедры географической экологии Белорусского государственного университета. Минск, БГУ, 11–15 ноября 2024б г. Материалы конференции, место издания Белорусский государственный университет. С. 155 – 159.

81. Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В., Примаков, Е.А. Интегральная оценка экологического статуса с учетом нелинейности взаимосвязи между параметрами и эмерджентными свойствами водного объекта // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. Серия Лимнология и океанология. 2025а. №6. С. 119 – 130. DOI: 10.17076/lim2210

82. Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В., Щетинина, М.М. Экологический статус водоема: методика, оценка, перспективы // Озера Евразии. Материалы 3-й Международной конференции. Казань, АН РТ, 20–23 мая 2025б г. Материалы конференции, место издания Академия наук Республики Татарстан. С. 178 – 183.

83. Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В. К вопросу об интегральной оценке экологического статуса и экологического благополучия водоемов // Труды X Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». Пермь, ФГАОУВО «ПГНИУ», 29 мая – 1 июня 2025 г. Материалы конференции, место издания Пермский государственный национальный исследовательский университет. С. 456 – 460.

84. Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В. Интегральная оценка экологического статуса высокогорных озер Алтая // Экосистемы. 2026. № 45. С. 45 – 63.

85. Панютин, Н.А., Дмитриев, В.В., Манвелова, А.Б. Учет дефицита информации в интегральной оценке экологического благополучия природной системы // Известия Дагестанского государственного педагогического университета. Серия Естественные и точные науки. 2026. Т. 20 № 1.

86. Петрищев, В.П., Дубровская, С.А. Методика комплексной оценки экологического состояния городских территорий // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2013. №3. С. 234 – 238.

87. Погода и климат. URL: <http://www.pogodaiklimat.ru> (дата обращения: 22.02.2026).

88. Поздняков, Ш.Р., Измайлова, А.В., Расулова, А.М. Уникальные озера как объект научного интереса // Известия Русского Географического Общества. 2020. Т. 152. № 3. С. 17 – 31. DOI: 10.31857/S0869607120030088

89. Потенциальная способность почв к самоочищению // Национальный атлас России. – 2004. – Т. 2. – URL: <https://nationalatlas.ru/tom2/318.html> (дата обращения: 24.07.2025).

90. Почепко, С.Ю., Каспин, М.О., Дмитриев, В.В. Оценка влияния факторов на экологические функции и продукционно-деструкционные отношения в водной экосистеме // Международный студенческий вестник. 2024. № 1. С. 46. DOI: 10.17513/msnv.21435

91. Примак, Е.А., Зуева, Н.В., Алексеев, Д. К., Воякина, Е. Ю. Нормирование и снижением негативного воздействия на водные экосистемы. Учебное пособие для

высших учебных заведений // СПб: Изд-во РГГМУ, 2020. 116 с.

92. Приозерский муниципальный район Ленинградской области. URL: <https://admpriozersk.ru/selhoz> (дата обращения: 25.07.2025)

93. Прыткова, М.Я. Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия // СПб: Наука, 2002. 148 с.

94. Размещение городского и сельского населения // Национальный атлас России. – 2004. – Т. 3. – URL: <https://nationalatlas.ru/tom3/60-61.html> (дата обращения: 24.07.2025).

95. Распутина, В.А., Ганюшкин, Д.А., Банцев, Д.В., Пряхина, Г.В., Вуглинский, В.С., Свирепов, С.С., Панютин, Н.А., Волкова, Д.Д., Николаев, М.Р., Сыроежко, Е.В. Оценка прорывоопасности малоизученных озер массива Монгун-Тайга // Вестник Санкт-Петербургского государственного университета. Науки о Земле. 2021. Т. 66. № 3. С. 487–509. DOI: 10.21638/spbu07.2021.304

96. Распутина, В.А., Пряхина, Г.В., Ганюшкин, Д.А., Банцев, Д.В., Панютин, Н.А. Особенности уровня режима приледниковых моренно-подпрудных озёр в стадии роста (на примере озёр горного массива Таван-Богдо-Ола, юго-восточный Алтай) // Лёд и снег. 2022. Т. 62. № 3. С. 441–454. DOI: 10.31857/S2076673422030143

97. Розенберг, Г.С. Модели в фитоценологии // М.: Наука, 1984. 265 с.

98. Розенберг, Г.С. Системный подход в глобалистике на примере современных социо-эколого-экономических систем // Век глобализации. 2022. № 4 (44). С. 28–48. DOI: 10.30884/vglob/2022.04.02

99. Розенберг, Г.С., Зинченко, Т.Д. Устойчивость гидроэкосистем: обзор проблемы // Аридные экосистемы. 2014. Т. 20. № 4 (61). С. 11–23.

100. Романенко, В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах // Л.: Наука, 1985. 295 с.

101. Руководящий документ. Массовая концентрация взвешенных частиц PM10 и PM2.5 в атмосферном воздухе. Методика измерений гравиметрическим

методом. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200133379> (дата обращения: 24.07.2025).

102. Руководящий документ. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200036406> (дата обращения: 24.07.2025).

103. Сафиуллин, Р.Г., Чернуха, Д.С. Критерии оценки уровня и эффективности развития туристско-рекреационного хозяйства региона // Успехи современного естествознания. 2017. № 1. С. 84 -88.

104. Седова, С.А., Дмитриев, В.В., Четверова, А.А. База данных для выявления экологического статуса и факторов массообмена в водной экосистеме на примере озера Суури (LAKE-SUURI-ECOSYSTEM). Патент России RU 2019621679. 2019.

105. Седова, С.А., Дмитриев, В.В. Интегральная оценка экологического статуса водоема и нормы воздействия на его водную экосистему // Сборник статей, посвященный 100-летию со дня образования Гидрохимического института «Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод». Ростов-на-Дону, ФГБУ «Гидрохимический институт», 22–24 сентября 2020а г. Сборник трудов конференции, место издания Федеральное государственное бюджетное учреждение «Гидрохимический институт». Ч. 1. С. 254 – 259.

106. Седова, С.А., Дмитриев, В.В. Использование композитных индексов для исследования адекватности моделей водных экосистем и оценки воздействия на них // European Journal of Natural History, 2020b. №5, С. 12 -19.

107. Седова, С.А., Дмитриев, В.В. Разработка методики интегральной оценки экологического статуса водоемов на примере малых озер северо – западного Приладожья // European Journal of Natural History, 2020с. №1. С. 37 - 44.

108. Седова, С.А., Дмитриев, В.В., Третьяков, В.Ю., Глушко, А.А., Пленкина, А.К. Оценка воздействия на водную экосистему и ее эмерджентные свойства на основе результатов имитационного моделирования и построения композитных индексов // Успехи современного естествознания. 2021. № 6. С. 132–142. DOI: 10.17513/use.37652

109. Семенченко, В.П., Разлуцкий, В.П. Экологическое качество поверхностных вод // Минск: Беларуская навука, 2010. 329 с.
110. Снакин, В. В., Мельченко, В. Е., Бутовский, Р. О. и др. Оценка состояния и устойчивости экосистем // М.: ВНИИприрода, 1992. 127 с.
111. Содержание свинца в почвах // Национальный атлас России. – 2004. – Т. 2. – URL: <https://nationalatlas.ru/tom2/317.html> (дата обращения: 24.07.2025).
112. Сочава, В.Б. Введение в учение о геосистемах // Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 1978. 319 с.
113. Тарасова, Н.П., Кручина, Е.Б. Индексы и индикаторы устойчивого развития // Устойчивое развитие: ресурсы России – коллективная монография под ред. Лаверова Н.П., М.: изд. центр РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2004. – С. 43-76.
114. Третьяков, В.Ю., Свердлов, О.А. Моделирование динамики токсиканта в биоценозе экосистемы проточного водоема // Метеорологический вестник, 2016. № 2. С. 42.
115. Третьяков, В.Ю. Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ. Программа для моделирования антропогенного эвтрофирования и отравления токсикантами водных экосистем (EVTOX). Номер свидетельства: RU 2018661228. Дата регистрации: 22.08.2018.
116. Третьяков, В.Ю., Дмитриев, В.В., Федорова, И.В. Имитация адаптации экологической системы озера арктической зоны к быстрому изменению климата. Труды IV Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития» // МГО 2020 имени Л. Н. Карлина, 17 дек 2020, Санкт-Петербург: Химиздат, стр. 358-362
117. Третьяков, В.Ю., Дмитриев, В.В., Клубов, С.М. Методика выявления внутригодовой динамики интенсивности первичного биосинтеза водных экосистем по данным ДЗЗ // ИнтерКарто. ИнтерГИС. М.: Географический факультет МГУ, 2025. Т. 31. Ч. 2. С. 245–258. DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-245-258
118. Трифонова, И.С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. // Л.: Наука, 1979. 168 с.
119. Тюхтин, В.С. О подходах к построению общей теории систем /

Системный анализ и научное знание // М.: Наука, 1978. 247 с.

120. Указ Президента Российской Федерации от 18.06.2024 г. № 529. URL: kremlin.ru/acts/bank/50755 (дата обращения: 12.11.2025)

121. Федеральная служба государственной статистики. URL: <https://78.rosstat.gov.ru> (дата обращения: 24.07.2025)

122. Филатов, Н.Н. Диагноз и прогноз термогидродинамики и экосистем великих озер России // Петрозаводск: Карельского научного центра Российской академии наук. 2019. 251 с.

123. Фрумин, Г.Т., Хуан, Ж.-Ж. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. Методическое пособие// СПб: Изд-во РГГМУ, 2012. 28 с.

124. Фрумин, Г.Т., Малышева, Н.А. Динамика качества воды Псковского озера (2000–2018 гг.) // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. 2020. № 4. С. 32–40. DOI: 10.17076/lim1133

125. Хованов, Н.В. Анализ и синтез показателей при информационном дефиците // СПб.: Изд-во СПбГУ, 1996. –196 с.

126. Хованов, К.Н. Комплекс алгоритмов генерации композиций для построения систем поддержки принятия решений: автореферат на соискание ученой степени кандидата технических наук. Санкт-Петербургский институт информатики и автоматизации Российской Академии наук. СПб, 2004. 18 с.

127. Цветкова, Л.И., Неверова, Е.В. Оценка трофического состояния Невской губы в современных условиях // Труды Государственного гидрологического института, 1988. № 321. С. 115–122.

128. Цхай, А.А., Агейков, В.Ю. Моделирование изменения уровня эвтрофирования водохранилища на основе воспроизведения биохимических циклов // Водные ресурсы, 2020. Т. 47. №1. С. 105–113.

129. Шилин, М.Б. Геоэкологический мониторинг прибрежных природно-технических систем: автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. Российский государственный гидрометеорологический университет. СПб, 2006. 36 с.

130. Шитиков, В.К., Розенберг, Г.С., Зинченко, Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн. // М.: Наука, 2005. 281 с.
131. Эдельштейн, К.К. Гидрология озер и водохранилищ. Учебник для вузов // М: Издательство «Перо», 2014. 399 с.
132. Электронный фонд правовых и нормативно-технических документов. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200003220> (дата обращения: 06.09.2025)
133. Электронный фонд правовых и нормативно-технических документов. URL: <https://docs.cntd.ru/document/1200005823> (дата обращения: 14.10.2025)
134. Andersen, J. H., Aroviita, J., Carstensen, J., Friberg, N., Johnson, R.K., Kauppila, P., Lindegarth, M., Murray, C., Norling, K. Approaches for integrated assessment of ecological and eutrophication status of surface waters in Nordic Countries // *Ambio*. 2016. V. 45. P. 681–691. DOI: 10.1007/s13280-016-0767-8.
135. Bastian, O., Grunewald, K., Khoroshev, A.V. The significance of geosystem and landscape concepts for the assessment of ecosystem services: exemplified in a case study in Russia // *Landscape Ecology*. 2015. V. 30 (7). P. 1145 – 1164. DOI: 10.1007/s10980-015-0200-x
136. Becker, W., Saisana, M., Paruola, P., Vandecasteele, I. Weights and importance in composite indicators: Closing the gap // *Ecological Indicators*. 2017. V. 80. P. 12–22. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.03.056
137. Behzadian, M., Kazemzadeh, R.B., Albadvi, A., Aghdasi, M. PROMETHEE: A comprehensive literature review on methodologies and applications // *European Journal of Operation Research*. 2010. V. 200. P. 198–215. DOI: 10.1016/j.ejor.2009.01.021
138. Brans, J.P., Vincke, Ph. A preference ranking organisation method (The PROMETHEE Method for Multiple Criteria Decision-Making) // *Management science*. 1985. V. 31. P. 647 – 656. DOI: 10.1287/mnsc.31.6.647
139. Brousseau, D., Ocellia, F., Genin, M. et al. Spatialized composite indices to evaluate environmental health inequalities: Meeting the challenge of selecting relevant variables // *Ecological Indicators*. 2020. V. 111. 106023. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.106023

140. Burlov, V., Grachev, M. Management model in digital ecosystems // IOP Conference series: Earth and environmental science 2020 International conference on Germany and Russia: Ecosystems Without Borders, ECOSYSTCONFKLG TU 2020 05–10 October 2020, Kaliningrad. Conference paper. 2021. 012010. DOI: 10.1088/1755–1315/689/1/012010
141. Carstensen, J. Statistical principles for ecological status classification of Water Framework Directive monitoring data // Marine Pollution Bulletin. 2007. V. 55. I. 1 – 6. P. 3 – 15. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.016
142. Carvalho, F.G.D., Loyau, A., Kelly–Irving, M., Schmeller, D.S. Aquatic ecosystem indices, linking ecosystem health to human health risks // Biodiversity and Conservation. 2025. V. 34. P. 723–767. DOI: 10.1007/s10531-025-03010-3
143. Crumley, C.L. Heterarchy and the Analysis of Complex Societies // Archeological Papers of the American Anthropological Association. 1996. V. 6. I. 1. P. 1–5. DOI: 10.1525/ap3a.1995.6.1.1.
144. Cyfoeth Naturiol Cymru / Natural Resources Wales: Appendix 2 of OGN 7. URL: <https://publicregister.naturalresources.wales/Search/Download?RecordId=13269> (дата обращения: 21.10.2025)
145. DeAngelis, D., Yurek, S. Spatially Explicit Modeling in Ecology: A Review // Ecosystems. 2017. V. 20(2). P. 1–17. DOI: 10.1007/s10021-016-0066-z
146. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal L 327, 22/12/2000. 73 pp.
147. Dmitriev, V., Kulesh, V., Sergeev, Yu. Integral Assessment of the Sustainability of Socio-Ecological and Economic Systems and the Quality of Life of the Population in the Regions of the Arctic Zone of the Russian Federation. 4th International Scientific Conference "Arctic: History and Modernity". 2019, C. 012135. DOI: 10.1088/1755–1315/302/1/012135
148. Dmitriev, V., Sedova, S., Plenkina, A., Khomiakova, V., Avdeevich, D., Ladanova, V., Ukis, A., Paniutin, N., Makarieva, O., Post, D. Development of monitoring of water bodies ecological status by the example of small lakes in the North-Western

Ladoga region. E3S Web of Conferences. 4th Vinogradov Conference "Hydrology: from Learning to Worldview" in Memory of Outstanding Russian Hydrologist Yury Vinogradov. 2020a, V. 163. DOI: 10.1051/e3conf/202016303002

149. Dmitriev, V.V., Terleev, V.V., Nikonorov, A.O., Ogurtsov, A.N., Osipov, A.G., Sergeev, Yu.N., Kulesh, V.P., Fedorova, I.V. Global evaluation of the status and sustainability of terrestrial landscapes and water bodies // Landscape modelling and decision support. 2020b. P. 231 – 253. DOI: 10.1007/978-3-030-37421-1\_12

150. Explore the World Population Through Data. URL: <https://worldpopulationreview.com> (дата обращения: 24.07.2025).

151. Ferrer-Paris, J.R., Keith, D.A. Trade-offs in the use of direct and indicators of ecosystem degradation for risk assessment // Ecological Indicators. 2024. V. 160. 111790. DOI: 10.1016/j.ecolind.2024.111790

152. Frisk, E.L., Volchko, Y., Sandström, O.T., Söderqvist, T., Ericsson, L.O., Mossmark, F., Lindhe, A., Blom, G., Lång, L.-O., Carlsson, C., Norrman, J. The geosystem services concept – What is it and can it support subsurface planning? // Ecosystem Services. 2022. V. 58. 101493. DOI: 10.1016/j.ecoser.2022.101493

153. Frolova N.L., Kireeva M.B., Magrickiy D.V., Efremova N.A., Sazonov A.A., Agafonova S.A., Belyakova P.A., Bolgov M.V., Korobkina E.A., Rets E.P., Djamalov R.G., Kopylov V.N., Semenov V.A., Hall J., Kosolapov A.E., Dorozhkin E.V., Akutina Y. Hydrological hazards in Russia: origin, classification, changes and risk assessment // Natural Hazards. 2017.V. 88. S1. P. 103-131. DOI: 10.1007/s11069-016-2632-2

154. Gilbert, J. A., Henry, C. Predicting ecosystem emergent properties at multiple scales // Environmental Microbiology Reports. 2015. V. 7. I. 1. P. 20 – 22. DOI: 10.1111/1758-2229.12258

155. Glavinović, R., Vukic, L. The Promethee method and its applications in the maritime industry: a review of studies from the Hrčak database // Transportation Research Procedia. 2023. V. 73. P. 94–101. DOI: 10.1016/j.trpro.2023.11.896

156. Gómez–Márquez, J. The Anthropogenic Factor as a Driver of Ecosystem Changes // Anthropocene Science. 2025. V. 4. P. 59–65. DOI: 10.1007/s44177–025–

00086–y.

157. Greco, S., Ishizaka, A., Tasiou, M., Torrisi, G. On the Methodological Framework of Composite Indices: A Review of the Issues of Weighting, Aggregation, and Robustness // *Social Indicators Research*. 2019. V. 141. P. 61 – 94. DOI: 10.1007/S11205-017-1832-9

158. Hallouin, T., Bruen, M., Kelly-Quinn, M., Christie, M., Bullock, C., Kelly, F., Feeley, H.B. Multi-Criteria Decision Analysis and Ecosystem Services: Knowledge Gaps and Challenges for Policy and Decision-Making. 8th International Congress on Environmental Modelling and Software (iEMSs 2016) – International Environmental Modelling and Software Society at Toulouse. 2016, V. 1.

159. Han, Y., Zhang, K., Lin, Q., Huang, S., Yang, X. Assessing lake ecosystem health from disturbed anthropogenic landscapes: Spatial patterns and driving mechanisms // *Ecological Indicators*. 2023. V. 147. 110007. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110007

160. Hanžek, N., Udovič, M. G., Kajan, K., Borics, G., Várбірó, G., Stoeck, T., Žutinić, P., Orlić, S., Stanković, I. Assessing ecological status in karstic lakes through the integration of phytoplankton functional groups, morphological approach and environmental DNA metabarcoding // *Ecological Indicators*. 2021. V. 131. 108166. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108166.

161. Henderson-Sellers, B. Methods of Assessing the Trophic State of Lakes and Reservoirs // *Water Science & Technology*. 1984. V. 16 (5). P. 653–662. DOI: 10.2166/wst.1984.0173

162. Henderson-Sellers, B., Markland, H.R. *Decaying Lakes: The Origins and Control of Cultural Eutrophication*. New York: John Wiley & Sons. 1987. 254 p.

163. Holling, C.S. Resilience and stability of ecological systems // *Annual Review of Ecological Systems*. 1973. V. 4. P. 1–23. DOI: 10.1146/annurev.es.04.110173.000245

164. Hovanov, N., Hovanov, K., Yudaeva, M. Multicriteria estimation of probabilities on basis of expert non-numeric, non-exact and non-complete knowledge // *European Journal of Operational Research*. 2009. V. 195 (3). P. 857–863. DOI: 10.1016/j.ejor.2007.11.018

165. IBM SPSS Statistic. URL: <https://www.ibm.com/products/spss-statistics> (дата обращения: 19.02.2026)
166. Istak, A., Das (Pan), N., Debnath, J., Bhowmik, M., Bhattacharjee, S. Flood hazard zonation using GIS-based multi-parametric Analytical Hierarchy Process // *Geosystems and Geoenvironment*. 2024. V. 3 (2). 100250. DOI: 10.1016/j.geogeo.2023.100250
167. Jakobsson, J., Evju, M., Framstad, E., Imbert, A., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J.P., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A., Nybø, S. Introducing the index-based ecological condition assessment framework (IBECA) // *Ecological Indicators*. 2021. V. 124 (1). 107252. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.107252
168. Kaminski, M.D., Lee, S.D., Magnuson, M. Wide-area decontamination in an urban environment after radiological dispersion: A review and perspectives // *Journal of Hazardous Materials*. 2016. V. 305. P. 67 – 86. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.11.014
169. Kazakis, N., Kongias, I., Patsialis, T. Assessment of flood hazard areas at a regional scale using an index-based approach and Analytical Hierarchy Process: Application in Rhodope–Evros region, Greece // *Science of The Total Environment*. 2015. V. 538. P. 555–563. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.055
170. Krause, P., Boyle, D. P., and Bäse, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment // *Advances in Geosciences*. 2005. P.89-97. DOI: 10.5194/ADGEO-5-89-2005
171. Kristensen, P., Solheim, A.L., Austnes, K. The Water Framework Directive and state of Europe’s water // *European Water* 44. 2013. P. 3 – 10.
172. Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R.-U., Tischendorf, L., Walz U. Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics // *Ecological Modelling*. 2015. V. 295. P. 31 – 41. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018
173. Leeds-Harrison, P.B., Quinton, J.N., Walker, M.J., Harrison, K.S., Gowing, D.G., Tyrrel, S.F., Morris, J., Mills, J., Harrod, T.R. Buffer zones in headwater catchments. Report on MAFF. 1996. English Nature Buffer Zone Project CSA2285., Silsoe, UK: Cranfield University.

174. Malinin, V., Averkiev, A., Tsarev, V., Istomin, E., Petrov, Y. Impact of climate warming on the global biosphere // International Scientific And Practical Conference “Ensuring sustainable development in the context of agriculture, green energy, ecology and Earth science” 25 January 2021, Smolensk, Russian Federation. Conference paper. 2021. 042063. DOI: 10.1088/1755–1315/723/4/042063

175. Marali, K., Chiles, R.M., Kaye, J.P., Kirchhoff, C.J., Wainger, L., Cibin, R. A systematic review of ecosystem services modeling for environmental health assessment // Ecological Indicators. 2025. V. 172. 113245. DOI: 10.1016/j.ecolind.2025.113245

176. Meier, H.E.M., Placke, M., Neumann, T., Brunnabend, S.E., Frauen, C., Friedland, R., Kniebusch, M., Edman, M.K., Eilola, K.J., Andersson, H.C., Dieterich, C., Gröger, M., Gustafsson, B.G., Gustafsson, E., Müller-Karulis, B., Savchuk, O.P., Isaev, A., Ryabchenko, V., Kuznetsov, I., Omstedt, A., Saraiva, S. Assessment of eutrophication abatement scenarios the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations // Frontiers in marine science, 2018. №5. P. 440.

177. Moe, S.J., Solheim, A.L., Soszka, H., Gołub, M., Hutorowicz, A., Kolada, A., Picińska-Fałtynowicz, J., Białokoz, W. Integrated assessment of ecological status and misclassification of lakes: The role of uncertainty and index combination rules // Ecological Indicators. 2015. V. 48. P. 605–615. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.08.018.

178. Nash, J., Sutcliffe, J. River flow forecasting through conceptual models part I. A discussion of principles // Journal of hydrology, 1970. P.282–290. DOI: 10.1016/0022–1694(70)90255–6

179. O’Brien, A., Townsend, K., Hale, R., Sharley, D., Pettigrove, V. How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies // Ecological Indicators. 2016. V. 69 – P. 722–729. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.05.004

180. O’Connor, Timothy; Wong, Hong Yu (February 28, 2012). "Emergent Properties" // The Stanford Encyclopedia of Philosophy (Spring 2012 Edition): [Электронный ресурс]. URL: <https://plato.stanford.edu/archives/spr2012/entries/properties-emergent/> (дата обращения: 19.08.2025).

181. Odum, E.P., Odum, H.T. Fundamentals of ecology. Philadelphia: Saunders. 1953. 384 pp.
182. OECD: Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development. 1982. 154 pp.
183. Osipov, A., Garmanov, V., Bogdanov, V., Efimova, G., Zavarin, B., Pavlova, V., Uvarova, E., Terleev, V., Nikonorov, A. Spatial geocological modeling of the natural–agrarian potential of the region landscape. E3S Web of Conferences. 22nd International Scientific Conference on Energy Management of Municipal Facilities and Sustainable Energy Technologies, EMMFT 2020. 2021, V. 244. DOI: 10.1051/e3conf/202124403011
184. Ostroumov, S.A. Ex-living matter: a new fundamental concept in modernizing the classification of the main types of matter in the biosphere. Fundamental basis of biogeochemical technologies and prospects of their application in nature protection, agriculture and medicine. 2021, P. 415 – 419.
185. Paniutin, N.A., Dmitriev, V.V., Shchetinina, M.M. Classification of Water Bodies Based on Integral Assessment of Their Ecological Status // In: Radionova, L.V., Yatsenko, E.A., Maltseva, I.N. (eds). Advances in Ecology and Environmental Engineering II. RusEcoCon 2025. Springer Proceedings in Earth and Environmental Sciences. Conference paper. 2026. P. 311 – 320. DOI: 10.1007/978–3–031–99762–4\_28
186. Ponge, J.–F. Emergent properties from organisms to ecosystems: towards a realistic approach // Biological reviews of the Cambridge. 2005. V. 80 (3) – P. 403–411. DOI: 10.1017/S146479310500672X
187. Rasputina, V.A., Pryakhina, G.V., Ganyushkin, D.A., Bantcev, D.V., Paniutin, N.A. Features of the Level Regime of Periglacial Moraine-Dammed Lakes in the Growth Stage (Based on the Example of Lakes of the Tavan-Bogdo-Ola Mountain Range, South Eastern Altai) // Water Resources. 2023. T. 50. № S1. P. S109–S120. DOI: 10.1134/s0097807823700343
188. Shrestha, N. Detecting Multicollinearity in Regression Analysis // American Journal of Applied Mathematics and Statistics. 2020. V. 8 (2). P. 39 – 42. DOI: 10.12691/ajams–8–2–1

189. Stephenson, R.L., Smedbol, R.K. Small Pelagic Species Fisheries // Encyclopedia of Ocean Sciences (Second Edition). 2001. P. 468 – 473. DOI: 10.1016/B978-012374473-9.00447-1
190. Tang, C.H., Chen, D.M., Yi, Y.J., Zhou, Y., Zhang, S.H. Effects of ecological water supplement on vegetation dynamics in Lake Baiyangdian wetland // Hupo Kexue/Journal of Lake Sciences. 2022. V. 34 (4). P. 1197–1207. DOI: 10.18307/2022.0413
191. Theil, H. Economics and Information Theory, North-Holland, 1967.
192. United States Geological Survey. URL: <https://earthexplorer.usgs.gov> (дата обращения: 22.02.2026)
193. Vollenweider, R.A., Kerekes, I. The Loading concept as Basis for Controlling Eutrophication Philosophy and Preliminary Results of the OECD Program on Eutrophication // Progress in Water Technology. 1980. V. 12. P. 5–38.
194. Wang, F., Wang, Q. Research on Comprehensive Assessment Method of Ecological Security in Urban New Area Oriented to Planning – Qinhan New Town in Xixian New Area for Example. 2nd International Workshop on Renewable Energy and Development (IWRED 2018). 2018, 153(6):062021. DOI: 10.1088/1755–1315/153/6/062021
195. Water Framework Directive assessment: estuarine and coastal waters. URL: <https://www.gov.uk/guidance/water-framework-directive-assessment-estuarine-and-coastal-waters> (дата обращения: 21.10.2025)
196. Wright, J., Furse, M., Armitage, P. RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK // European Water Pollution Control. 1993. V. 3 (4). P. 15–25.
197. Wu, S.G., Tian, C.H., Li, B.L., Wang, J., Wang, Z. Ecological environment health assessment of lake water ecosystem system based on simulated annealing – projection pursuit: A case study of plateau lake // Sustainable Cities and Society. 2022. V. 86. 113169. DOI: 10.1016/j.ecolind.2025.113169
198. Yu, G., Yu, Z., Chen, Z., Wang, Q. Macrosystems ecology: A new engine and frontier in contemporary ecosystem science // Geography and Sustainability. 2025.

V. 6, I. 5. 100334. DOI: 10.1016/j.geosus.2025.100334

199. Zabolotskikh, E.V., Azarov, S.M., Zhivotovskaya, M.A. Sea Surface Wind Speed Retrieval from MTVZA–GYa Data // Russian Meteorology and Hydrology. 2023. V. 48. P. 658 – 665. DOI: 10.3103/s1068373923080022

200. Zhang, W., Sun, C., Su, C., Zhang, X. Health assessment and reearch of lake ecological environment system // Chinese Neurosurgical Journal. 2021. V. 4. P. 15 – 19. DOI: 10.1186/s41016–020–00220–2

201. Zhang, Y., Yang, Y., Chen, Z., Zhang, S. Multi-criteria assessment of the resilience of ecological function areas in China with a focus on ecological restoration // Ecological Indicators. 2020. V. 119. 106862. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106862

202. Zhao, Z., Wei, F., Wu, H., Yang, M., Jin, X., Wang, P., Wang, Q. A framework to comprehensively asses lake health from a perspective of ecosystem integrity and services // Ecological Indicators. 2025. V. 171.113169. DOI: 10.1016/j.ecolind.2025.113169

Нумерованный список комбинаций (три столбца: *a*, *b*, *c*), выведенный  
нейронной сетью

№	a	b	c	№	a	b	c	№	a	b	c
1	0.34	0.33	0.33	56	0.43	0.39	0.18	112	0.47	0.37	0.16
2	0.35	0.34	0.31	57	0.43	0.38	0.19	113	0.47	0.36	0.17
3	0.35	0.33	0.32	58	0.43	0.37	0.20	114	0.47	0.35	0.18
4	0.36	0.35	0.29	59	0.43	0.36	0.21	115	0.47	0.34	0.19
5	0.36	0.34	0.30	60	0.43	0.35	0.22	116	0.47	0.33	0.20
6	0.36	0.33	0.31	61	0.43	0.34	0.23	117	0.47	0.32	0.21
7	0.36	0.32	0.32	62	0.43	0.33	0.24	118	0.48	0.47	0.05
8	0.37	0.36	0.27	63	0.43	0.32	0.25	119	0.48	0.46	0.06
9	0.37	0.35	0.28	64	0.44	0.43	0.13	120	0.48	0.45	0.07
10	0.37	0.34	0.29	65	0.44	0.42	0.14	121	0.48	0.44	0.08
11	0.37	0.33	0.30	66	0.44	0.41	0.15	122	0.48	0.43	0.09
12	0.37	0.32	0.31	67	0.44	0.40	0.16	123	0.48	0.42	0.10
13	0.38	0.37	0.25	68	0.44	0.39	0.17	124	0.48	0.41	0.11
14	0.38	0.36	0.26	69	0.44	0.38	0.18	125	0.48	0.40	0.12
15	0.38	0.35	0.27	70	0.44	0.37	0.19	126	0.48	0.39	0.13
16	0.38	0.34	0.28	71	0.44	0.36	0.20	127	0.48	0.38	0.14
17	0.38	0.33	0.29	72	0.44	0.35	0.21	128	0.48	0.37	0.15
18	0.38	0.32	0.30	73	0.44	0.34	0.22	129	0.48	0.36	0.16
19	0.39	0.38	0.23	74	0.44	0.33	0.23	130	0.48	0.35	0.17
20	0.39	0.37	0.24	75	0.44	0.32	0.24	131	0.48	0.34	0.18
21	0.39	0.36	0.25	76	0.45	0.44	0.11	132	0.48	0.33	0.19
22	0.39	0.35	0.26	77	0.45	0.43	0.12	133	0.48	0.32	0.20
23	0.39	0.34	0.27	78	0.45	0.42	0.13	134	0.49	0.48	0.03
24	0.39	0.33	0.28	79	0.45	0.41	0.14	135	0.49	0.47	0.04
25	0.39	0.32	0.29	80	0.45	0.40	0.15	136	0.49	0.46	0.05
26	0.40	0.39	0.21	81	0.45	0.39	0.16	137	0.49	0.45	0.06
27	0.40	0.38	0.22	82	0.45	0.38	0.17	138	0.49	0.44	0.07
28	0.40	0.37	0.23	83	0.45	0.37	0.18	139	0.49	0.43	0.08
29	0.40	0.36	0.24	84	0.45	0.36	0.19	140	0.49	0.42	0.09
30	0.40	0.35	0.25	85	0.45	0.35	0.20	141	0.49	0.41	0.10
31	0.40	0.34	0.26	86	0.45	0.34	0.21	142	0.49	0.40	0.11
32	0.40	0.33	0.27	87	0.45	0.33	0.22	143	0.49	0.39	0.12
33	0.40	0.32	0.28	88	0.45	0.32	0.23	144	0.49	0.38	0.13
34	0.41	0.40	0.19	89	0.46	0.45	0.09	145	0.49	0.37	0.14
35	0.41	0.39	0.20	90	0.46	0.44	0.10	146	0.49	0.36	0.15
36	0.41	0.38	0.21	91	0.46	0.43	0.11	147	0.49	0.35	0.16
37	0.41	0.37	0.22	92	0.46	0.42	0.12	148	0.49	0.34	0.17
38	0.41	0.36	0.23	93	0.46	0.41	0.13	149	0.49	0.33	0.18
39	0.41	0.35	0.24	94	0.46	0.40	0.14	150	0.49	0.32	0.19
40	0.41	0.34	0.25	95	0.46	0.39	0.15	151	0.50	0.49	0.01
41	0.41	0.33	0.26	96	0.46	0.38	0.16	152	0.50	0.48	0.02
42	0.41	0.32	0.27	97	0.46	0.37	0.17	153	0.50	0.47	0.03
43	0.42	0.41	0.17	98	0.46	0.36	0.18	154	0.50	0.46	0.04
44	0.42	0.40	0.18	99	0.46	0.35	0.19	155	0.50	0.45	0.05
45	0.42	0.39	0.19	100	0.46	0.34	0.20	156	0.50	0.44	0.06
46	0.42	0.38	0.20	101	0.46	0.33	0.21	157	0.50	0.43	0.07
47	0.42	0.37	0.21	102	0.46	0.32	0.22	158	0.50	0.42	0.08
48	0.42	0.36	0.22	103	0.47	0.46	0.07	159	0.50	0.41	0.09
49	0.42	0.35	0.23	104	0.47	0.45	0.08	160	0.50	0.40	0.10
50	0.42	0.34	0.24	105	0.47	0.44	0.09	161	0.50	0.39	0.11
51	0.42	0.33	0.25	106	0.47	0.43	0.10	162	0.50	0.38	0.12
52	0.42	0.32	0.26	107	0.47	0.42	0.11	163	0.50	0.37	0.13
53	0.43	0.42	0.15	108	0.47	0.41	0.12	164	0.50	0.36	0.14
54	0.43	0.41	0.16	109	0.47	0.40	0.13	165	0.50	0.35	0.15
55	0.43	0.40	0.17	110	0.47	0.39	0.14				
				111	0.47	0.38	0.15				

Использование статистик  $S/\sigma$  и  $\rho$  в анализе результатов интегральной оценки

Обозначение	Что показывает	Как интерпретировать значения	Где используется	Особенности
$S/\sigma$ отношение выборочного стандартного отклонения ( $S$ ) к стандартному отклонению генеральной совокупности ( $\sigma$ )	1. Мера того, насколько хорошо выборочное стандартное отклонение $S$ оценивает истинное стандартное отклонение генеральной совокупности $\sigma$ ; 2. Индикатор точности выборочной оценки: если $S/\sigma \approx 1$ , оценка хорошая; если сильно отличается от 1 — возможны проблемы с выборкой.	1. $S/\sigma \approx 1$ : выборочное стандартное отклонение близко к истинному значению — выборка репрезентативна; 2. $S/\sigma > 1$ : выборка показывает большую вариативность, чем генеральная совокупность (возможны выбросы или смещение); 3. $S/\sigma < 1$ : выборка менее вариативна, чем генеральная совокупность (возможно, выборка слишком однородна или мала).	1. При проверке гипотез о дисперсии (критерий $\chi^2$ ); 2. В контрольных картах Шухарта для мониторинга стабильности процессов; 3. Для оценки качества выборки в статистическом контроле качества; 4. При планировании объема выборки в исследованиях.	1. Значение $S/\sigma$ зависит от размера выборки $n$ — чем меньше выборка, тем больше разброс этого отношения; 2. Распределение $S/\sigma$ связано с распределением $\chi^2$ с $(n-1)$ степенями свободы.
$\rho$ в статистике $\rho$ обычно обозначает коэффициент корреляции генеральной совокупности.  $\rho$ — параметр генеральной совокупности (теоретическое, истинное значение);  $r$ — статистика выборки (оценка $\rho$ , вычисленная по данным выборки).	Показывает силу и направление линейной связи между двумя количественными переменными в генеральной совокупности.	1. $\rho=1$ : идеальная положительная линейная связь (при росте одной переменной другая тоже растет); 2. $\rho=-1$ : идеальная отрицательная линейная связь (при росте одной переменной другая уменьшается); 3. $\rho=0$ : отсутствие линейной связи. 4. Промежуточные значения показывают степень линейной зависимости: $ \rho  \geq 0,7$ — сильная связь; $0,3 \leq  \rho  < 0,7$ — умеренная связь; $ \rho  < 0,3$ — слабая связь.	1. В корреляционном анализе для описания взаимосвязей; 2. В регрессионном анализе (как основа для построения моделей); 3. При проверке гипотез о наличии связи между переменными ( $H_0: \rho=0$ против $H_1: \rho \neq 0$ ); 4. Для расчета доверительных интервалов для коэффициента корреляции.	1. $\rho$ измеряет только линейную связь — нелинейные зависимости могут быть не обнаружены; 2. Чувствителен к выбросам; 3. Корреляция не означает наличие причинно-следственных связей.