

УДК 504.54

Интегральная оценка экологического благополучия речных систем*

Д. Р. Амаро Медина, В. В. Дмитриев

Санкт-Петербургский государственный университет,
Российская Федерация, 199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 7–9

Для цитирования: Амаро Медина, Д. Р., Дмитриев, В. В. (2019). Интегральная оценка экологического благополучия речных систем. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле*, 64 (2), 162–184. <https://doi.org/10.21638/spbu07.2019.201>

В статье, продолжающей цикл работ под общим названием «Подходы к интегральной оценке и ГИС-картографированию устойчивости и экологического благополучия геосистем» рассматриваются теоретико-методологические положения и опыт применения методов интегральной оценки для характеристики экологического благополучия (ЭБ) речных систем. Обсуждаются вопросы построения многоуровневых и многокритериальных классификаций ЭБ, этапы и результаты оценочных исследований. Оценка ЭБ может выполняться на основе биоцентризма в исследовании речной системы или антропоцентрического подхода, учитывающего планирование использования водного объекта в различных целях с учетом сохранения окружающей среды и воспроизводства биоресурсов. Это обуславливает аксиологическую основу и выбор необходимых и достаточных критериев и приоритетов оценивания. Выполненная покомпонентная оценка ориентируется на индикаторный подход, а также на использование неполной неточной нечисловой информации в оценочных исследованиях. Делается вывод о том, что ЭБ — пример эмерджентного свойства системы, объединяющего ее способность продуцировать органическое вещество в соответствии с естественно-исторической фазой развития, сохранять высокое качество и разнообразие среды и биоты, высокую устойчивость к изменению параметров естественного режима и антропогенного воздействия, высокую скорость самоочищения и низкую — загрязнения и ацидификации и сохранять системные свойства длительное время. При оценке ЭБ речных систем следует учитывать также предысторию воздействия на водосбор, масштабы и риски самого воздействия и возникновения опасных гидрологических явлений, свойства водосбора и их изменчивость. Исследование акцентируется на разработке моделей интегральной оценки состояния речных систем, их интегративных свойств, характеризующихся возникновением новых функциональных единиц систем, которые отражают их целостность, являются основой их систематики и позволяют сравнивать состояние систем в пространстве и времени. Такая оценка предполагает учет неопределенности; наличие этапов, связанных с объединением ранее разнородных оценок в одно целое;

* Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ № 19-05-00683 и 18-05-60291.

© Санкт-Петербургский государственный университет, 2019

учет вклада различных индикаторов и подсистем в сводную оценку. Построение интегральных показателей ЭБ рассмотрено на гипотетических примерах систем река — водосбор, а также на основе оценки ЭБ р. Мсты и ее водосбора.

Ключевые слова: интегральная оценка, экологическое благополучие (ЭБ), речная система, система водоток — водосбор, устойчивость экосистемы.

1. Введение

Обсуждение вопросов оценки экологического состояния, экологического статуса, экологического благополучия (ЭБ) и здоровья сложных природных систем активно началось в научной литературе в конце XX в. В связи с развитием методов оценки эмерджентных свойств сложных систем в природе и обществе. Необходимость создания интегрального показателя ЭБ или «экологического паспорта реки»¹ обсуждается с конца 1960-х годов до наших дней (см., например: (Оценка..., 1992; Utete, 2013; Gilvear et al., 2002; Yadav et al., 2015; Logan, 2001; Noga et al., 2014)). Для этого предлагались различные подходы, методики, наборы необходимых и достаточных параметров. В результате чаще всего оценивалось качество среды и ставился знак равенства между оценкой качества (загрязнения) и экологическим состоянием. Обычно результатом исследований были комплексные (балльные) оценки или авторские индексы, в последние годы рассчитываемые с акцентом на биологические методы контроля качества среды (Семенченко и Разлуцкий, 2011).

Одной из первых попыток разработки «экологического паспорта» реки считается работа (Watanabe, 1986). Ее автор Т. Ватанабэ предложил оценивать загрязнение реки по 100-балльному индексу диатомового сообщества DAI_{po} и далее по индексу RPI_D . Последний Ватанабэ назвал «экологическим паспортом реки». Индекс RPI_D зависел от значений индекса DAI_{po} , определенных в контрольных створах, и от длины реки, точнее, от площади, образуемой на графике длиной реки (OY) и индексом DAI_{po} (OX). Эту площадь автор делил на длину реки и получал численное значение RPI_D .

Ватанабэ рассчитывал индекс DAI_{po} и экологический паспорт реки RPI_D по формулам

$$DAI_{po} = 100 - \sum_{(i=1)}^m Sf_i - \frac{1}{2} \sum_{(j=1)}^n Es_j, \quad (1)$$

$$RPI_D = A/L, \quad (2)$$

где DAI_{po} — индекс диатомового комплекса; $\sum_{i=1}^m Sf_i$ и $\sum_{(j=1)}^n Es_j$ — соответственно сумма относительных встречаемостей сапрофилов и эврисапробов, %; m и n — соответственно число видов-сапрофилов и видов-эврисапробов; RPI_D — индекс загрязнения реки по диатомовому сообществу, названный Ватанабэ экологическим паспортом реки; A — площадь сектора, ограниченного осью ординат (длиной реки) и графиком значений DAI_{po} ; L — длина реки.

¹ River Health Assessment Framework. См.: <https://www.fcgov.com/naturalareas/pdf/river-health-report-final-appendix.pdf> (дата обращения: 12.05.2019).

Значение индекса DAI_{po} зависело от присутствия в пробе индикаторных видов и их обилия. Заслужой Ватанабэ была разработка оценочной шкалы индекса DAI_{po} по классам качества воды. Однако данный индекс не нашел применения в России из-за использованных автором в своей работе видов-индикаторов диатомового фитопланктона, не встречающихся в других странах, а также в связи с отсутствием оценочной шкалы индекса по классам благополучия. В последующем в работах (Александрова и др., 2000; Дмитриев и др., 1996; Зуева и др., 2007) было определено соответствие шкалы качества воды по DAI_{po} и индекса сапробности по Пантле — Букку (Сладечеку), часто встречающегося в те годы в российских исследованиях.

В 2000 г. была принята Европейская рамочная водная директива (Water Framework Directive, WFD, или Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy)² (Семенченко и Разлуцкий, 2011; Grizzetti et al., 2017). В приложениях к WFD («Классификация и представление экологического состояния», «Сравнимость результатов биологического мониторинга») указывалось следующее: «Для того чтобы гарантировать сравнимость систем мониторинга, результаты наблюдений, используемых каждым государством — членом ЕС, должны быть выражены в виде *коэффициентов экологического качества с целью классификации экологического состояния*» (Семенченко и Разлуцкий, 2011). Такая формулировка уязвима с нашей точки зрения, поскольку мы различаем понятия «оценка качества среды» и «оценка экологического состояния» и в РФ не используется термин «экологическое качество», вместо него в нашей стране принято выражение «биологический контроль (подход) к оценке качества воды».

Объект наших исследований — речная система, состоящая из двух подсистем: водотока и водосбора. Последние в рассматриваемом варианте расчета считаются пространственно-однородными. Их состав и свойства задаются средними значениями характеристик. Для водотока осредняются данные многолетних наблюдений на речных створах. Для оценки ЭБ водосбора задаваемые в расчетах значения определяются как среднее по диапазону изменения. Для каждой подсистемы рассчитывается интегральный показатель экологического благополучия (ИПЭБ).

Ключевой объект исследования — р. Мста и ее водосбор. Она впадает в оз. Ильмень недалеко от истока Волхова и имеет самую большую площадь водосбора среди всех его притоков — 22,3 тыс. км². Длина Мсты — 445 км, ее исток — проточное оз. Мстино. По характеру водного питания Мста принадлежит к рекам смешанного типа с преобладанием снегового, со значительной долей дождевого и меньшей — подземного питания. По характеру водного режима она относится к рекам восточно-европейского типа. Среднегодовое количество стока воды при впадении реки в оз. Ильмень — 5,7 км³/год. Характеристики водосбора³ Мсты приведены в табл. 1.

Верхняя часть водосбора Мсты имеет озерность около 3,5 %, нижняя расположена в пределах Приильменской низменности и сильно заболочена. Ландшафты

² См.: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html (дата обращения: 05.05.2019).

³ См.: <http://bassepr.kpfu.ru/> (дата обращения: 05.05.2019).

Таблица 1. Основные характеристики водосбора Мсты

Характеристика водосбора	Верхняя часть бассейна реки	Бассейн реки в среднем течении	Устьевая область
Рельеф: средняя высота, м	172–141	141–97	97–20
Рельеф: средняя крутизна склона, °	1,0	1,4	0,8
Эрозионный потенциал рельефа	1,4–2,3	1,5	2,9
Почвы	Дерново-подзолистые остаточно-карбонатные	Дерново-подзолистые преимущественно мелко- и неглубоко-подзолистые	Дерново-подзолистые иллювиально-железистые
Лесистость, %	83	62	84
Распаханность, %	0	7,1	0,9
Модуль стока воды, м ³ /(с × км ²)	0,008	0,009	0,008
Годовой слой стока воды, мм	252	296	246
Средняя температура воздуха в январе/июле, °С	–8,6/17,1	–9,3/16,5	–8,5/16,8
Сумма активных температур воздуха, °С	1966	1845	1948
Средняя сумма осадков за холодный/теплый период года, мм	149/436	178/442	161/433

водосбора Мсты в ее верхнем течении представляют собой возвышенные и плоские равнины с нормальным или избыточным увлажнением. В верхнем и среднем течении ландшафты представлены ельниками на дерново-подзолисто-глеевых почвах и заболоченными лесами⁴. В нижнем течении реки ландшафты относятся к низменным, плоским и местами заболоченным равнинам. Основной ландшафт в устьевой области реки — сосновые сфагновые леса на озерно-ледниковых песках и супесях с торфяно-подзолисто-глеевыми почвами.

Предмет исследования в нашей статье — *экологическое благополучие*. Согласно ГОСТ 17.1.1.01–77⁵, это нормальное воспроизведение основных звеньев экологической системы водного объекта. При этом под звеньями подразумеваются пелагические и придонные ракообразные и рыбы. Рассматривая аксиологию этого терми-

⁴ См.: портал «Национальный атлас России. Т. 2. Природа. Экология»: <http://xn--80aaaa1bhncclcc1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/territory.html> (дата обращения: 23.03.2018).

⁵ См.: http://www.docload.ru/standart/Pages_gost/33582.htm (дата обращения: 05.05.2019).

на, мы отмечали недостаточную корректность приведенного определения в нашей предыдущей работе (Дмитриев и др., 2016). Для оценки ЭБ обычно вводится ряд признаков и критериев, по которым будет производиться исследование. Укажем следующие признаки благополучной экосистемы водоема: 1) максимальная (оптимальная) продукция ресурсного звена; 2) максимальное видовое разнообразие биоты; 3) высокое качество воды; 4) высокая устойчивость системы к изменению параметров естественного и антропогенного режимов; 5) низкая скорость (риски) загрязнения, закисления (ацидификации), антропогенного эвтрофирования; 6) высокая скорость самоочищения; 7) способность сохранять названные свойства длительное время и др. (Александрова и др., 2000).

Одна из важных составляющих оценки ЭБ — *устойчивость экосистемы*. Благополучной системой в данной статье считается система, способная сохранять свои свойства и параметры режимов при внешнем воздействии на нее, т.е. устойчивая, но мы также отмечали, что понятие ЭБ шире и может включать в себя другое эмерджентное свойство — *устойчивость системы к изменению параметров естественного (потенциальная устойчивость) и антропогенного режимов*. Кроме того, в современной литературе существуют терминологические несоответствия многих понятий, связанных с устойчивостью. Часто авторы публикаций не оговаривают механизмы формирования устойчивости, в оценочных исследованиях смешивают механизмы ее формирования, подменяют термины и т.д. В зарубежной литературе для характеристики устойчивости часто используется понятие «биологическая целостность» (biological integrity), которую обычно определяют как способность поддерживать сбалансированное, целостное и адаптивное состояние сообщества организмов, имеющих видовую структуру, разнообразие и функциональную организацию, сравнимую с естественными внутри определенного региона (Семенченко и Раздуцкий, 2011).

2. Теоретико-методологические основы исследования

Под *экологической оценкой (оценкой экологического состояния)* мы понимаем параметрическое определение состояния природной среды, обеспечивающего существование сообществ живых организмов, характерных для этих состояний в условиях естественного или антропогенного режимов их развития (Александрова и др., 2000). *Экологическая оценка*, на наш взгляд, включает в себя два основных этапа. Первый — *экологическая регламентация* водных объектов и второй — *экологическое нормирование* воздействий на водные объекты. В зависимости от позиции исследователя (антропоцентризм, биоцентризм, экоцентризм) при оценке используются санитарно-гигиенические (антропоцентризм) или биологические и экосистемные (био- и экоцентризм) регламенты и нормативы.

Под *качеством воды* при антропоцентристском подходе мы понимаем сочетание химического и биологического состава и физических свойств воды, определяющее ее пригодность для конкретных видов использования. Позднее в геоэкологических исследованиях добавили уточнение «с учетом сохранения средо- и ресурсовоспроизводства» (Семенченко и Раздуцкий, 2011). При биоцентристском подходе *качество воды* есть сочетание химического и биологического состава и физических свойств воды, определяющее ее пригодность для жизни организмов-гидробионтов.

При экоцентристском подходе *качество воды* — сочетание химического и биологического состава и физических свойств воды, определяющее сохранение водной экосистемы и ее свойств в целом. При геосистемном подходе к упомянутому добавляется требование сохранения состава и свойств, а также параметров режимов всех типов водных экосистем (циклического, транзитного, каскадного), входящих в водную геосистему на определенной территории (Александрова и др., 2000; Дмитриев и др., 1996).

В связи с вышесказанным необходимо признать, что в WFD речь идет об оценке качества воды с биоцентристских позиций на основе гидробиологического подхода. Кроме того, в WFD указывается, что *коэффициенты экологического качества* являются соотношением между значениями биологических параметров для данного водного объекта и значениями этих параметров в эталонных условиях. Сам же коэффициент выражается в виде числа, изменяющегося от нуля до единицы, при этом хорошее экологическое состояние характеризуется значениями, близкими к единице, а плохое — значениями, близкими к нулю (Семенченко и Разлуцкий, 2011).

В результате вводится коэффициент EQR (Ecological Quality Ratio) (в некоторых публикациях используется выражение Ecological Quality Index — EQI), который является частным от деления метрики для какого-либо створа на метрику эталонного створа:

$$EQR = \frac{\text{Метрика на тестируемом створе}}{\text{Метрика на эталонном створе}}.$$

Вводится общая классификация экологического состояния (статуса) речного бассейна или водоема, рассчитанная на пять классов (табл. 2).

Таблица 2. Классификация экологического состояния водного объекта

Класс	Оценка качества	Цвет на карте	Сравнение элементов качества с эталонными
1	Высокое	Синий	Отсутствие или очень незначительные изменения
2	Хорошее	Зеленый	Слабые отклонения
3	Посредственное	Желтый	Умеренные отклонения
4	Низкое	Оранжевый	Значительные отклонения
5	Плохое	Красный	Критические отклонения

В итоге в WFD вводится классификация экологического статуса речного бассейна, реки или водоема. Основная проблема, по мнению разработчиков WFD, заключается в установлении границ между классами условий (статусов): эталонным и высоким, высоким и хорошим и т. д. Согласно последним определениям, различия между эталонным и высоким статусами должны быть очень незначи-

тельными. Разработчики WFD приводят диаграмму, иллюстрирующую понятие экологического статуса водного объекта (Семенченко и Разлуцкий, 2011). Анализ диаграммы показывает, что в WFD вводится равномерная линейная оценочная шкала для EQR, что является дискуссионным шагом, оправданным лишь на первых этапах исследований. Таким образом, в зарубежной литературе по ЭБ речной системы часто приравнивают к понятию здоровья речной экосистемы, под которым понимают степень сходства с эталонной рекой того же типа, особенно в терминах биологического разнообразия, экологических функций и экологического функционирования в целом (Schofield and Davies, 1996). Отметим условность такого подхода. Найти реку-аналог с эталонными условиями в эталонных створах, с аналогичными социально-экономическими функциями — задача, которая может завести исследование в тупик или придать ему излишне субъективный или дискуссионный характер. При этом, как правило, забывают, что элементы режимов реки-аналога формируются водосбором-аналогом, а геоэкологический акцент исследования потребует аналогии в пространственно-временном изменении источников воздействия на речную систему и масштаба (степени) самого воздействия.

3. Материалы и методы

Для создания классификации ЭБ речных систем мы отобрали 63 параметра оценки, объединенные в 12 блоков. Как упоминалось ранее, речная система разделялась на подсистемы «водоток» и «водосбор», поэтому параметры задавались по блокам отдельно для реки (33 параметра, 7 блоков) и для ее водосбора (30 параметров, 5 блоков). Оценка ЭБ водотока выполнялась на основе использования блоков, содержащих следующие характеристики:

- 1 — морфометрические и физико-географические,
- 2 — климатические,
- 3 — гидрологические,
- 4 — гидрохимические,
- 5 — гидробиологические,
- 6 — самоочищение,
- 7 — риски загрязнения и устойчивость водотока.

ЭБ водосбора оценивалось по следующим блокам:

- 1 — благоприятность климата,
- 2 — качество и загрязнение атмосферного воздуха,
- 3 — качество и загрязнение почвы,
- 4 — потенциальная устойчивость водосбора,
- 5 — устойчивость почв.

Параметры внутри блоков мы выбирали с учетом действующих ГОСТов, уже разработанных классификаций и наших оценочных шкал на основе обобщения натурных данных. Параметры, распределенные по группам, и способ их выбора для оценки ЭБ приведены в табл. 3.

Таблица 3. Параметры для оценки ЭБ водотока и водосбора

Параметр	Источник
ВОДОТОК	
<i>Морфометрические и физико-географические</i>	
Сезон года, баллы	Многолетние..., 1986
Площадь водосбора ¹ , км ²	«
<i>Климатические</i>	
Близость климатических параметров к средним многолетним условиям, балл	Ресурсы..., 1972
Температура воды, °С (данные взяты для среднего течения у с. Бор)	Многолетние..., 1986
<i>Гидрологические</i>	
Период действия водотока, балл	Ресурсы..., 1972
Продолжительность низкого стока ² , мес. (данные взяты для среднего течения у с. Бор; конец половодья — 30 мая, начало паводка — 31 июля, конец паводка — 7 августа)	Многолетние..., 1986
Характер стока, категория	Ресурсы..., 1972
Степень соответствия ледовых явлений на реке средним многолетним условиям, балл	«
Продолжительность отсутствия стока, мес.	«
Скорость течения, м/с	«
Колебания уровня, м (данные взяты для среднего течения у с. Бор)	Многолетние..., 1986
Расход воды, м ³ /с (за основу взят многолетний расход в период половодья в среднем течении у с. Бор).	«
<i>Гидрохимические</i>	
Изменение качества воды в реке по химическому составу, балл	http://национальныйатлас.рф
Скорость загрязнения на основе КДА, балл	«
Коэффициент донной аккумуляции (КДА)	«
Электропроводность воды (мкСм/см)	«
Степень закисления по рН	Многолетние..., 1986
<i>Гидробиологические</i>	
Изменение качества воды в реке по биологическим индексам, балл — улучшение качества на один класс или без изменений	http://www.nord-west-water.ru/upload/information_system_18/3/3/3/item_33320/information_items_property_7826.pdf (дата обращения: 17.05.2019)

Параметр	Источник
Валовая продукция фитопланктона, г С/м ²	Сергеев и др., 1997
Средняя биомасса фитопланктона, мг/л	«
Биотический индекс Вудивисса, балл	http://www.nord-west-water.ru/upload/information_system_18/3/3/3/item_33320/information_items_property_7826.pdf (дата обращения: 17.05.2019)
Индекс сапробности планктона по Пантле — Букку	«
Олигохетный индекс Гуднайта — Уитлея, %	«
Хириномидный индекс по Балушкиной	«
Индекс Вудивисса	Дмитриев и др., 2010
Максимальное разнообразие по индексу Шеннона	http://www.nord-west-water.ru/upload/information_system_18/3/3/3/item_33320/information_items_property_7826.pdf (дата обращения: 17.05.2019)
Число таксонов фито- и зоопланктона, балл обилия	«
<i>Самоочищение</i>	
Число притоков	http://www.nord-west-water.ru/upload/information_system_18/3/3/3/item_33320/information_items_property_7826.pdf (дата обращения: 17.05.2019)
Время осветления воды, сут. (задавалось исходя из биомассы фито- и зоопланктона, а также с учетом условий речного режима (например, скорости течения, перемешивания))	Дмитриев и др., 2010
Коэффициент накопления в гидробионтах (Кн), отн. ед.	http://www.nord-west-water.ru/upload/information_system_18/3/3/3/item_33320/information_items_property_7826.pdf (дата обращения: 17.05.2019).
<i>Риски и устойчивость</i>	
Вероятность наступления риска (в долях единицы)	http://национальныйатлас.рф
Устойчивость, баллы (потенциальная устойчивость)	ГОСТ 1.1.02-77
Устойчивость к загрязнению (изменению качества воды), балл	Дмитриев и др., 2016
ВОДОСБОР	
<i>Благоприятность климата</i>	
Сумма биологически активных температур, °С	http://xn--80aaaa1bhnlccci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/146-150/146-150.html

Параметр	Источник
Коэффициент увлажнения ($K = X/E$) (сумма осадков (X) = 680 мм, испаряемость (E) — 520 мм)	Ресурсы..., 1972
Humidex (индекс температуры и влажности, позволяющий оценить ощущение человека в жаркую погоду по сравнению с нормальными условиями ($t = 22^\circ\text{C}$, относительная влажность 70 %))	https://www.ccohs.ca/oshanswers/phys_agents/humidex.html , https://www.ohcow.on.ca/edit/files/general_handouts/heat-stress-calculator.html
Эффективная температура (ЭТ) (при $t = 22^\circ\text{C}$, относительная влажность 70 %)	Ткачук, 2012
<i>Качество и загрязнение атмосферного воздуха</i>	
Индекс загрязнения атмосферы (ИЗА)	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/272-273/272-273.html
<i>Качество и загрязнение почвы</i>	
Суммарный показатель загрязнения почв (Z_c)	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/298-301/298-301.html
Санитарное число (C), отн. ед.	«
<i>Потенциальная устойчивость водосбора</i>	
Радиационный баланс, ккал/см ² год	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/272-273/272-273.html
Радиационный индекс сухости ($K = E/X$) (сумма осадков $X = 680$ мм, испаряемость $E = 520$ мм)	Ресурсы..., 1972
Ветровой режим, балл: а) число дней со штилями в году, б) число дней с сильными ветрами	Сергеев и др., 1997
Интенсивность геоматических процессов, балл	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/40-43/40-43.html
Индекс биологической эффективности климата (индекс ТК)	«
<i>Устойчивость почв</i>	
Емкость катионного обмена, мг-экв./100 г почвы	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/298-301/298-301.html
Мощность гумусово-аккумулятивного горизонта ($A + AB$), см	«
Тип водного режима, балл	«
Положение в ландшафте, баллы	«
Интенсивность биогенного круговорота	«
Кислотность почвенного раствора, pH	Ресурсы..., 1972
Эрозионный потенциал рельефа	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/298-301/298-301.html

Параметр	Источник
Эрозионный потенциал дождевых осадков (задавался на основании среднегодового количества осадков для Северо-Запада РФ и с учетом высоко-го класса ЭБ благоприятности климата)	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/272-273/272-273.html
Степень насыщенности почвы основаниями, % (задавалось приблизительно среднее значение насыщенности почв основаниями исходя из значения рН (5,8 — кислые))	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/298-301/298-301.html
Содержание гумуса в слое 0–20 см, %	«
Тип рельефа, балл	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/124-126/124-126.html
Площадь, покрытая растительностью, %	Сергеев и др., 1997
Густота гидрографической сети, км/км ²	http://bassepr.kpfu.ru/
Расстояние до водотока, м (задавалась средняя ширина поймы реки исходя из значения в истоке — около 50 м и в устье — около 2000 м)	Ресурсы..., 1972
Уровень грунтовых вод, м	Сергеев и др., 1997
Механический состав почв, балл	http://xn--80aaaa1bhncclci1cl5c4ep.xn--p1ai/cd2/298-301/298-301.html

Классификации также были созданы с использованием ранее разработанных шкал, оценивающих различные характеристики, такие как биопродуктивность, качество сред (воды, атмосферы, почвы), устойчивости и др. Было обосновано выделение пяти классов ЭБ, поскольку именно столько их выделяет большинство авторов исходных шкал. Столько же классов насчитывается в упомянутом выше подходе WFD.

В исследовании мы предусмотрели два типа расчетов: по гипотетическим сценариям и на примере реального водного объекта. В последнем случае был выбран упомянутый выше ключевой район (р. Мста и ее водосбор).

Представление об ЭБ водного объекта мы предлагаем формировать на основе аксиологического подхода с позиции биоцентризма (антропоцентризма) или совмещения подходов. Под экологически благополучным водным объектом⁶ понимается водная эко- или геосистема, способная продуцировать органическое вещество; выполнять социально-экономические функции без нарушения функций жизнеобеспечения (средо- и ресурсовоспроизводства); разнообразная по составу биоты; чистая (по химическому составу воды и гидробиологическим критериям ее качества); не подверженная ацидификации; устойчивая к изменению естественно-

⁶ Можно дискутировать об особенностях данного определения для водоема, водотока, системы водоток — водосбор, водной системы каскадного типа.

го и антропогенного режимов воздействия; способная к биохимическому самоочищению и сохранению указанных признаков достаточно длительное время.

Чтобы оценить состояние сложных систем в природе и степень сбалансированности процессов массообмена в природных экосистемах в условиях антропогенного воздействия на них, необходимо использовать ландшафтный, геосистемный, геоэкологический, геоситуационный, информационно-картографический, аксиологический и аксиометрический методы и подходы, а также методы системного моделирования, анализа и синтеза показателей при информационном дефиците (АСПИД) и APIS-методология⁷ (Хованов, 1996; Novanov et al., 2009). При этом в каждом из методов можно использовать следующие виды оценок:

- 1) *единичные* (прямые и косвенные) оценки по отдельным исходным характеристикам на основе сопоставления с некоторыми уровнями и нормами;
- 2) *комплексные* оценки, они перспективны, но наименее разработанны, многочисленны и разнообразны, часто содержат оговорки и допущения, которые не позволяют с должной адекватностью воспринимать и далее использовать их на практике;
- 3) *многокритериальные* оценки, предполагающие необходимость процедуры свертывания информации, которое представляет собой целенаправленный процесс, основанный на четко сформулированных принципах выбора наиболее информативных переменных — индексов состояния (воздействия). При этом последние могут быть натуральными параметрами (например, первичная продуктивность фитоценоза), условными (производными от натуральных), различными безразмерными коэффициентами (по своему смыслу — выраженными в условных единицах функционалами от нескольких параметров). Многокритериальные оценки предполагают оценивание по совокупности необходимых и достаточных репрезентативных критериев, характеризующих состав и свойства природных сред;
- 4) *интегральные* оценки, связывающие в одно целое разнородные (многокритериальные) оценки с учетом их вклада в общий показатель. Они одновременно многоуровневые и многокритериальные, это позволяет анализировать проявление эмерджентности природных систем. Число уровней и критериев оценивания, их весомость мы обосновываем в зависимости от целей исследования или в связи с изменением человеком приоритетов преобразования окружающей природной среды (Александрова и др., 2000).

Для оценки экологического статуса и благополучия экологической ситуации в большинстве случаев используются обобщенные индексы в виде *d-функций*, или *функций желательности* (Воробейчик и др., 1994). Они представляют собой способы перевода натуральных значений в единую безразмерную числовую шкалу с фиксированными границами. Необходимость введения функций желательности определяется следующим:

- различной размерностью переменных, входящих в индекс, что не позволяет усреднять эти переменные без каких-либо преобразований;

⁷ APIS (Aggregated Preference Indices System) — агрегированная система индексов предпочтения на базе методологии АСПИД (Хованов, 1996; Novanov et al., 2009).

- необходимостью изменять весовые коэффициенты при изменении приоритетов оценивания. Перевод в единую для всех показателей числовую шкалу позволяет объединять в единый показатель самые различные параметры.

Мы используем в качестве аналитической *d-функции* линейную (нелинейную) свертку нормированных равновесных (неравновесных) значений критериев. Для нормирования применяем неубывающую кусочно-степенную функцию вида (Хованов, 1996):

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 0, x_i \leq \min_i, \\ \left(\frac{x_i - \min_i}{\max_i - \min_i} \right)^\lambda, \min_i < x_i \leq \max_i, \\ 1, x_i > \max_i, \end{cases} \quad (3)$$

где q_i — нормированное значение i -й характеристики; \max_i и \min_i — соответственно ее минимальное и максимальное значения; λ — параметр, определяющий характер и степень выпуклости функции $q_i(x_i)$.

Такую функцию можно использовать в случае, когда увеличение i -й исходной характеристики не влечет снижения статуса (благополучия), оцениваемого по i -му критерию. Если при увеличении значения i -й исходной характеристики некоторого эмерджентного свойства, оцениваемого по i -му критерию, благополучие не возрастает, то можно применять невозрастающую кусочно-степенную функцию вида (Хованов, 1996):

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 1, x_i \leq \min_i, \\ \left(\frac{\max_i - x_i}{\max_i - \min_i} \right)^\lambda, \min_i < x_i \leq \max_i, \\ 0, x_i > \max_i. \end{cases} \quad (4)$$

Значения q_i изменяются от 0 до 1. Если $q_i = 1$, то это может свидетельствовать о благополучии системы по i -му критерию (как в WFD), а если $q_i = 0$, то можно сделать вывод о ее деградации, или наоборот. Например, в нашем исследовании 0 соответствовал высшему статусу ЭБ, а 1 — низшему. Таким образом, исходные параметры в различных шкалах измерения (абсолютные; средние; величины, выраженные в конкретных единицах измерения, относительные или балльные оценки) нормируются и приводятся к единой безразмерной шкале от 0 до 1, после чего с ними можно производить математические действия (суммирование, перемножение и др.) для расчета ИПЭБ системы.

Таким образом, после нормирования значений параметров по формулам (3) и (4) вводится интерпретирующая (*синтезирующая*) функция $Q(q) = Q(q_1, \dots, q_m)$, которая преобразует нормированные показатели q_1, \dots, q_m в единый интегральный (сводный) показатель $Q = Q(q)$, сопоставляя j -е свойство с некоторой количественной оценкой:

$$Q^{(j)} = Q(q^{(j)}) = Q(q_1^{(j)}, \dots, q_m^{(j)}).$$

Простейшая синтезирующая функция—это линейная функция вида (Хованов, 1996):

$$Q = Q(q; w) = Q(q_1, \dots, q_m; w_1, \dots, w_m) = \sum_{i=1}^m q_i w_i, \quad (5)$$

где w_i — весовые множители.

Важный момент — решение проблемы выбора (обоснования, моделирования) весовых множителей w_i . Обычно расчеты начинают в предположении о равных весах учитываемых характеристик. Затем выполняют серию расчетов с целью учесть обоснованное неравновесное задание параметров внутри блоков и между ними. Полученные результаты анализируют и в зависимости от общего числа уровней классификации, блоков, общего числа необходимых и достаточных параметров оценивания делают вывод о возможности (нецелесообразности) использования идеи равновесности упомянутых параметров. Моделирование весовых множителей рекомендуется выполнять на основе АСПИД- или APIS-методологий, позволяющих учитывать неполную, неточную, нечисловую информацию (так называемую *ннн*-информацию) для задания весов. Чтобы оценить ЭБ природных экосистем, мы применяли методы сводных (МСП) и рандомизированных сводных (МРСП) показателей и их современные версии АСПИД и APIS (Хованов, 1996; Novanov et al., 2009). Использование данных методов интегрального оценивания включает в себя несколько этапов: 1 — выбор параметров оценивания и числа классов; 2 — построение аксиометрических (квалиметрических, нумерических) оценочных шкал для них; 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 (сводных) показателей для ключевого объекта исследования (Александрова и др., 2000; Дмитриев и др., 1996).

4. Результаты и их обсуждение

В настоящей статье мы приводим результаты расчета интегральных показателей состояния системы водоток — водосбор для двух способов оценки:

- 1) расчету по восьми гипотетическим сценариям, различающимся набором параметров оценивания;
- 2) расчету ЭБ системы водоток — водосбор для ключевого объекта — р. Мсты и ее водосбор в предположении, что для данного объекта параметры оценивания заданы однородно.

Путем нормирования показателей по формулам (3) и (4) для подсистем «водоток» и «водосбор» были получены шкалы интегральных показателей внутри каждой группы параметров (интегральный показатель 1-го уровня свертки) и между группами параметров (интегральный показатель 2-го уровня свертки или шкалы сводных показателей). На первом этапе интегральный показатель рассчитан при условии, что заданы равные приоритеты (веса) для параметров, входящих и в группу «водоток», и в группу «водосбор».

Поскольку для дальнейших исследований важно иметь шкалы последних уровней свертки, то здесь мы акцентируем внимание на расчете значений именно

этих интегральных показателей и границ классов ЭБ для них. Результаты расчета сводных показателей между группами (2-й уровень свертки) приведены в табл. 4.

На наш взгляд, один из этапов исследований, важный для доказательства адекватности получаемых результатов, — разработка и реализация тестовых сценариев. Это обусловлено необходимостью подтверждать применимость созданной модели-классификации в дальнейших исследованиях водотоков и водосборов, различающихся по своим свойствам и их сочетаниям. В связи с этим мы рассматриваем восемь тестовых сценариев: четыре для водотока и четыре для водосбора. Сценарии получили соответствующие условные названия для водотока и водосбора и сквозную нумерацию:

- | | |
|---------------------------------|-------------------------------------|
| 1 — малая чистая река (МЧР), | 5 — малый чистый водосбор (МЧВ), |
| 2 — большая чистая река (БЧР), | 6 — большой чистый водосбор (БЧВ), |
| 3 — малая грязная река (МГР), | 7 — малый грязный водосбор (МГВ), |
| 4 — большая грязная река (БГР), | 8 — большой грязный водосбор (БГВ). |

Размеры «малый» и «большой» были заданы по ГОСТ 17.1.1.02–77⁸ в соответствии с классификацией площади водосбора. Оценочные шкалы построены так, чтобы была возможность оценивать ЭБ малых, средних и больших рек.

Результаты расчетов по сценариям 1–8 позволили нам сделать следующий вывод: разработанная классификация объективно отражает различные сочетания свойств водотока и водосбора, и разным комбинациям сочетаний соответствуют разные классы ЭБ. При этом в рамках методов АСПИД и APIS (Novanov et al., 2009) учитываются точность и достоверность полученных результатов. Из полученных результатов следует, что ИПЭБ, рассчитанные для чистых, устойчивых, разнообразных по составу, имеющих низкие риски загрязнения, сравнительно высокое самоочищение и т. д. водотоков и водосборов, соответствуют более высоким классам ЭБ (I и II), а ИПЭБ, рассчитанные для водотоков и водосборов, имеющих противоположные свойства, соответствуют более низким классам (III–V).

Влияние приоритетов (весов) на ИПЭБ речной системы мы оценивали путем расчетов по трем вариантам задания весов на 2-м уровне свертки показателей (между группами параметров):

1-й вариант — равновесность;

2-й вариант — антропоцентризм (акцент на жизнеобеспечение человека, общества, ресурсобеспечение, использование санитарно-гигиенических регламентов и нормативов и т. п.);

3-й вариант — биоцентризм (сохранение среды жизни для гидробионтов, приоритет использования методов биологического контроля качества среды и т. п.).

Для 2-го и 3-го вариантов мы использовали возможности методов АСПИД и APIS.

В табл. 5 приведены обозначения приоритетов (весов) для каждой группы параметров.

После этого была определена приоритетность групп в каждом варианте на основе нечисловой (порядковой) информации. Затем с помощью системы APIS

⁸ См.: http://www.docload.ru/standart/Pages_gost/40577.htm (дата обращения: 05.05.2019).

Таблица 4. Интегральные показатели группы параметров и рассчитанный сводный показатель для водотока и водосбора

Признак	Класс ЭБ				
	I (максимальное)	II (выше среднего)	III (среднее)	IV (ниже среднего)	V (минимальное)
ВОДОТОК					
ИП-1 (морфометрические и физико-географические параметры)	0-0,21	0,21-0,49	0,49-0,68	0,68-0,87	0,87-1
ИП-2 (Климатические параметры)	0-0,21	0,21-0,33	0,33-0,55	0,55-0,73	0,73-1
ИП-3 (гидрологические параметры)	0-0,22	0,22-0,38	0,38-0,60	0,60-0,81	0,81-1
ИП-4 (гидрохимические параметры)	0-0,15	0,15-0,26	0,26-0,43	0,43-0,64	0,64-1
ИП-5 (гидробиологические параметры)	0-0,17	0,17-0,34	0,34-0,55	0,55-0,78	0,78-1
ИП-6 (самоочищение)	0-0,07	0,07-0,14	0,14-0,24	0,24-0,50	0,50-1
ИП-7 (риски загрязнения и устойчивость реки)	0-0,24	0,24-0,39	0,39-0,60	0,60-0,76	0,76-1
Сводный показатель	0-0,18	0,18-0,33	0,33-0,52	0,52-0,73	0,73-1
ВОДОСБОР					
ИП-1 (благоприятность климата)	0-0,26	0,26-0,45	0,45-0,59	0,59-0,75	0,75-1
ИП-2 (качество и загрязнение атмосферного воздуха)	0-0,17	0,17-0,22	0,22-0,30	0,30-0,65	0,65-1
ИП-3 (качество и загрязнение почвы)	0-0,13	0,13-0,23	0,23-0,38	0,38-0,61	0,61-1
ИП-4 (потенциальная устойчивость водосбора)	0-0,37	0,37-0,42	0,42-0,61	0,61-0,80	0,80-1
ИП-5 (устойчивость почв)	0-0,18	0,18-0,41	0,41-0,61	0,61-0,80	0,80-1
Сводный показатель	0-0,22	0,22-0,35	0,35-0,50	0,50-0,72	0,72-1

Примечание: ИП — интегральный показатель 1-го уровня свертки.

и с учетом введенных приоритетов и точности отсчета были рассчитаны весовые коэффициенты для групп характеристик и оценена точность расчета интегральных показателей. В итоге для всех вариантов на основе качественного задания приоритетов мы получили средние значения весовых коэффициентов:

- 1) для групп характеристик при равновесном подходе:
 - подсистема «водоток»: $w_1 = w_2 = w_3 = w_4 = w_5 = w_6 = w_7 = 0,14$;
 - подсистема «водосбор»: $w_8 = w_9 = w_{10} = w_{11} = w_{12} = 0,20$;
- 2) для групп характеристик при антропоцентрическом подходе:
 - подсистема «водоток»: $w_2 = w_3 = w_4 = w_7 = 0,16 > w_1 = w_5 = w_6 = 0,12$;
 - подсистема «водосбор»: $w_8 = w_9 = w_{10} = 0,28 > w_{11} = w_{12} = 0,08$;
- 3) для групп характеристик при биоцентрическом подходе:
 - подсистема «водоток»: $w_5 = w_6 = 0,30 > w_1 = w_2 = w_3 = w_4 = w_7 = 0,08$;
 - подсистема «водосбор»: $w_{11} = w_{12} = 0,388 > w_8 = w_9 = w_{10} = 0,08$.

Таблица 5. Обозначения весов для каждой группы параметров

Подсистема	Группа параметров	Обозначение
Водоток	Морфометрические и физико-географические	w1
	Климатические	w2
	Гидрологические	w3
	Гидрохимические	w4
	Гидробиологические	w5
	Самоочищение	w6
	Риски загрязнения и устойчивость реки	w7
Водосбор	Благоприятность климата	w8
	Качество и загрязнение атмосферного воздуха	w9
	Качество и загрязнение почвы	w10
	Потенциальная устойчивость водосбора	w11
	Устойчивость почв	w12

На следующем этапе были рассчитаны ИПЭБ для 2-го уровня свертки (сводный показатель) для водотока и водосбора также в трех рассмотренных вариантах (табл. 6). Анализ этих данных показал, что расхождения между граничными значениями ИПЭБ для оценочных шкал по классам ЭБ для водотока невелики, а для водосбора — несколько больше (табл. 7). Во всех классах максимальные различия присущи 3-му варианту задания приоритетов (биоцентризм). Наибольшие различия отмечены между 2-м и 3-м вариантами. Равновесное задание приоритетов во всех случаях дает промежуточный (между 2-м и 3-м вариантами) результат.

На следующем этапе мы рассмотрели реальный природный объект — р. Мсту и ее водосбор — и оценили его ЭБ на основе рассмотренных критериев. Для зада-

ния отдельных характеристик мы использовали средние за ряд последних лет значения параметров внутри групп (1-й уровень свертки). Класс ЭБ Мсты и ее водосбора определяли путем расчета ИПЭБ по трем рассмотренным выше вариантам.

Таблица 6. ИПЭБ речной системы для водотока и водосбора, рассчитанные для трех рассматриваемых вариантов задания приоритетов

ИПЭБ	Класс ЭБ				
	I (максимальное)	II (выше среднего)	III (среднее)	IV (ниже среднего)	V (минимальное)
Водоток					
ИПЭБ1 (равновесомость)	0–0,18	0,18–0,33	0,33–0,52	0,52–0,73	0,73–1
ИПЭБ2 (антропоцентризм)	0–0,18	0,18–0,34	0,34–0,52	0,52–0,73	0,73–1
ИПЭБ3 (биоцентризм)	0–0,16	0,16–0,29	0,29–0,47	0,47–0,69	0,69–1
Водосбор					
ИПЭБ1 (равновесомость)	0–0,22	0,22–0,35	0,35–0,50	0,50–0,72	0,72–1
ИПЭБ2 (антропоцентризм)	0–0,20	0,20–0,32	0,32–0,45	0,45–0,69	0,69–1
ИПЭБ3 (биоцентризм)	0–0,25	0,25–0,39	0,39–0,56	0,56–0,77	0,77–1

Таблица 7. Расхождения между граничными значениями ИПЭБ для оценочных шкал по классам ЭБ, %

Подсистема	Смежные классы			
	I–II	II–III	III–IV	IV–V
Водоток	12,5	17,2	10,6	5,8
Водосбор	25,0	21,9	24,4	11,6

При анализе полученных результатов было выявлено, что по значениям ИПЭБ, полученным в 1-м варианте (равновесомое задание параметров) для реального объекта, показатель ЭБ Мсты соответствует левой границе II класса (0,24) при его границах 0,18–0,33, а показатель ЭБ водосбора соответствует правой границе I класса (0,20) при его границах 0–0,22. При расчетах по 2-му варианту (антропоцентризм) показатель ЭБ Мсты также соответствует левой границе II класса (0,23) при его границах 0,18–0,34, показатель ЭБ ее водосбора соответствует правой границе I класса (0,18) при его границах 0–0,20. Расчет по 3-му варианту (биоцентризм) показал, что показатель ЭБ и реки, и водосбора соответствует середине II класса — 0,25 и 0,33

соответственно. По шкале ИПЭБ для водотока границам II класса соответствует диапазон 0,16–0,29, а для водосбора — диапазон 0,25–0,39.

Важной частью исследования стала проверка предположения о том, перейдет ли речная система в другой класс ЭБ, если гипотетически увеличивается антропогенная нагрузка одновременно по ряду параметров. В природе такое событие маловероятно, однако полученный результат интересовал нас в рамках разработки метода оценки влияния нагрузок на состояние системы, на изменение ее экологического статуса. Чтобы проверить влияние гипотетической нагрузки, мы выбрали группы параметров, наиболее уязвимых при антропогенном воздействии. Для водотока были выбраны группы гидрохимических и гидробиологических параметров, а для водосбора — группы «качество и загрязнение атмосферного воздуха» и «качество и загрязнение почвы».

В варианте «1н» нагрузка внутри этих групп была увеличена на 30 %, а в варианте «2н» — в 2 раза (на 200 %). Расчет произведен по нормированным значениям параметров. Веса (приоритеты) были заданы по 1-му варианту (равновесомость).

Анализ полученных в вариантах «1н» и «2н» значений ИПЭБ для Мсты и ее водосбора показал, что на обе рассматриваемые подсистемы (реку и водосбор) ощутимо повлияло увеличение нагрузки на выбранные группы параметров в варианте «2н». Полученное значение ИПЭБ для реки свидетельствует о переходе показателей ЭБ подсистемы от левой границы II класса (0,25) к его правой границе (0,32), т. е. оценка снизилась практически на целый класс. Рассчитанный для такой нагрузки сводный показатель ЭБ для водосбора изменился незначительно. Экспериментальным путем удалось доказать, что при двукратном увеличении нагрузки (в двух группах параметров из пяти) водосбор реки смог сохранить свои свойства и показатели режимов в пределах класса ЭБ, в котором он находился до воздействия, а такое же двукратное увеличение нагрузки на водоток (в двух группах параметров из семи) обусловило переход реки в более низкий класс ЭБ.

5. Заключение

Путем обобщения теоретико-методологических основ и аксиометрических представлений об изменении параметров ЭБ водного объекта разработана классификация интегральной оценки ЭБ речной системы. Эта классификация включает в себя подсистему реки (7 блоков, 30 параметров) и подсистему водосбора (5 блоков, 33 параметра). Предложены 63 параметра оценки, введены пять классов изменения ЭБ от максимального (высокого) до минимального (низкого), построены оценочные шкалы для всех параметров оценки ЭБ водотока и водосбора.

На 1-м уровне свертки показателей использовалось равновесное задание приоритетов (весов) характеристик внутри блоков. На 2-м уровне свертки реализованы три варианта задания приоритетов (весов): 1-й — равновесное задание (сценарий РВ), 2 — антропоцентризм (сценарий А), 3-й — биоцентризм (сценарий Б). На примере оценки при равновесных приоритетах рассмотрены гипотетические сценарии задания масштаба речной системы — большие и малые водоток и водосбор (МЧР, МГР, БЧР, БГР), а также масштаба воздействия на нее — чистые и грязные водоток и водосбор (МГВ, МЧВ, БЧВ, БГВ). Показана возможность использования разработанной классификации для оценки ЭБ разномасштабных объектов

и разной степени воздействия. Результаты расчетов показали, что для подсистемы водотока расхождения между граничными значениями интегрального показателя ЭБ для оценочных шкал по классам ЭБ невелики. Расхождение по границам между классами составило от 17,2 (II–III) до 5,8% (IV–V). Во всех классах максимальные различия (сдвиг на полкласса в сторону ухудшения ЭБ) присущи 3-му варианту задания приоритетов (биоцентризм). Таким образом, оценка по сценарию биоцентризма показывает более низкий уровень ЭБ, чем оценка по двум другим сценариям. Это подтверждается расчетами по реальному водосбору.

Для ключевого объекта (р. Мсты) по значениям сводных показателей, полученным при равновесном задании параметров, ЭБ реки соответствует левой границе II класса — «ЭБ выше среднего» (значение сводного показателя 0,24), а ЭБ водосбора попадает в правую границу I класса — «Максимальное ЭБ» (0,20). Во 2-м варианте ЭБ реки попадает в левую границу II класса (0,23), ЭБ водосбора — в правую границу I класса (0,18). В варианте «3» — ЭБ реки и ЭБ водосбора попадают в середину II класса (0,25) и (0,33) соответственно. Интегральная оценка для ключевого района подтвердила полученные ранее результаты на гипотетических сценариях: вариант «биоцентризм» дает сдвиг на полкласса в сторону ухудшения ЭБ.

При разработке методики оценки влияния антропогенной нагрузки на изменение ЭБ реализован сценарий гипотетического увеличения нагрузки на водоток и водосбор по двум группам параметров для каждой подсистемы (водоток: две из семи групп; водосбор: две из пяти групп). При 30%-м увеличении антропогенной нагрузки значение интегрального показателя ЭБ р. Мсты увеличивается на 8%, а 2-кратное увеличение нагрузки сопровождается переходом ИПЭБ из левой границы II класса (0,25) в правую границу (0,32) и его ростом на 28%. Это свидетельствует о снижении ЭБ практически на один класс. Класс ЭБ водосбора при той же нагрузке остается неизменным, и значение сводного показателя при биоцентрическом подходе увеличивается на 4–5%.

Таким образом, наш подход позволяет оценить на основе гипотетических, ретроспективных или планируемых сценариев воздействия реакцию подсистем (или системы в целом) на увеличение нагрузки.

Литература

- Александрова, Л. В., Васильев, В. Ю., Дмитриев, В. В., Мякишева, Н. В., Огурцов, А. Н., Третьяков, В. Ю., Хованов, Н. В., 2000. Многокритериальные географо-экологические оценки состояния и устойчивости природных и урбанизированных систем. ВИНТИ 2342V00. URL: <https://clck.ru/G5sC2> (дата обращения: 17.05.2019).
- Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши, 1986. Бассейны рек Балтийского моря, Онежского и Ладожского озер, 1(5). Гидрометеиздат, Ленинград.
- Воробейчик, Е. Л., Садьков, О. Ф., Фарафонов, М. Г., 1994. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Наука, Екатеринбург.
- Дмитриев, В. В., Мякишева, Н. В., Хованов, Н. В., 1996. Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей. Качество природных вод. Вестник СПбГУ. Сер. 7. Геология, география 3, 40–52.
- Дмитриев, В. В., Панов, В. Е., Пряхина, Г. В., 2010. Экологическое состояние водных объектов: Учебно-методическое пособие. ВВМ, Санкт-Петербург.
- Дмитриев, В. В., Федорова, И. В., Бирюкова, А. С., 2016. Подходы к интегральной оценке и ГИС-картографированию устойчивости и экологического благополучия геосистем. Ч. IV. Интегральная оценка экологического благополучия наземных и водных геосистем. Вестник СПбГУ. Сер. 7. Геология, география 2, 37–53.

- Зуева, Н. В., Гальцова, В. В., Дмитриев, В. В., Степанова, А. Б., 2007. Использование структурных характеристик сообществ макрофитов как индикатора экологического состояния малых рек Ленинградской области. Вестник СПбГУ. Сер. 7. Геология, география 4, 60–71.
- Оценка состояния и устойчивости экосистем, 1992. Изд-во Института охраны природы и заповедного дела, Москва.
- Ресурсы поверхностных вод СССР, 1972. 2. Карелия и Северо-Запад. Гидрометеиздат, Ленинград.
- Семенченко, В. П., Разлуцкий, В. И., 2011. Экологическое качество поверхностных вод. Беларуская навука, Минск.
- Сергеев, Ю. Н., Кулеш, В. П., Дмитриев, В. В., 1997. Экосистема озера Ильмень и его поймы. Изд-во С.-Петербур. ун-та, Санкт-Петербург.
- Ткачук, С. В., 2012. Обзор индексов степени комфортности погодных условий и их связь с показателями смертности. Гидрометеорологический научно-исследовательский центр Российской Федерации, Москва.
- Хованов, Н. В., 1996. Анализ и синтез показателей при информационном дефиците. Изд-во С.-Петербур. ун-та, Санкт-Петербург.
- Gilvear, D. J., Heal, K. V., Stephen, A., 2002. Hydrology and ecological quality of Scottish river ecosystems. The science of the Total Environment, 131–159.
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liquete, C., Udias, A., Bouraoui, F., van de Bund, W., 2017. Human pressures and ecological status of European river. Scientific resorts. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00324-3>
- Hovanov, N., Hovanov, K., Yudaeva, M., 2009. Multicriteria estimation of probabilities on basis of expert non-numeric, non-exact and non-complete knowledge. European Journal of Operational Research, 857–863.
- Logan, P., 2001. Ecological quality assessment of river and integrated catchment management in England and Wales. Scientific and legal aspects of biological monitoring in fresh water, 25–32.
- Noga, T., Stanek-Tarkowska, J., Pajczek, A., Kochman, N., Peszek, L., 2014. Ecological assessment of the San River water quality on the area of the San Valley lands capepark. Journal of Ecological Engineering 15, 12–22. <https://doi.org/10.12911/2299899222998993.1125453>
- Schofield, N. J., Davies, P. E., 1996. Measuring the health of our rivers. Water, 39–43.
- Utete, B., 2013. Ecological integrity of a Peri-Urban River System, Chiraura River in Zimbabwe. Journal of Water Resources and Ocean Sciences 2, 56–61. <https://doi.org/10.11648/j.wros.20130205.11>
- Watanabe, T., 1986. Saprophylic and eurytopic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAI_{po}). Diatom 2, 23–73.
- Yadav, N. S., Sharma, M. P., Kumar, A., 2015. Ecological health assessment of Chambal River, India. Journal of Material and Environmental Science 6(3), 613–618.

Статья поступила в редакцию 24 сентября 2018 г.

Статья рекомендована в печать 18 марта 2019 г.

Контактная информация:

Амаро Медина Даниэль Рафаэлевич — dan.amaro@mail.ru

Дмитриев Василий Васильевич — v.dmitriev@spbu.ru

Approaches to assessment and GIS-mapping of sustainability and environmental well-being of geosystems. Integral assessment of ecological status of fluvial systems

D. R. Amaro Medina, V. V. Dmitriev

St. Petersburg State University,

7–9, Universitetskaya nab., St. Petersburg, 199034, Russian Federation

For citation: Amaro Medina, D. R., Dmitriev, V. V. (2019). Approaches to assessment and GIS-mapping of sustainability and environmental well-being of geosystems. Integral assessment of ecological status of fluvial systems. *Vestnik of Saint Petersburg University. Earth Sciences*, 64(2), 162–184. <https://doi.org/10.21638/spbu07.2019.201> (In Russian)

We consider the theoretical and methodological aspects and the experience of using methods for characterizing the ecological status (ES) of fluvial systems. The problems of development of multilevel and multi-criteria classifications of ES; stages and results of assessment research are discussed. Evaluation of ES can be performed on the basis of biocentrism in the study of fluvial systems or with an anthropocentric approach that takes into account the planning of fluvial systems use for various purposes with special attention to environment conservation and resource reproduction. Such an approach determines the axiological base and the choice of necessary and sufficient criteria and evaluation priorities. The assessment scales were developed in consideration of each component evaluation and indicator approach and can use incomplete, inaccurate, non-numerical assessments data. It was concluded that ES is an example of a system emergent property that combines its ability to produce organic substances in accordance with the natural history of fluvial systems, to maintain high quality of the habitat and biota, high biodiversity, resistance to changes in natural conditions and anthropogenic impacts; high velocity in the system of natural purification and low velocity of pollution and acidification; and maintenance of outlined system properties over a long time period. This research is focused on the development of models for quantitative integral assessment of the state of fluvial systems, their systemic properties that are characterized by the emergence of new functional units (integral indicators of different groups, summarizing indicators) that reflect the system integrity, serve as the base for taxonomy, and allow comparison of the state of systems in space and time. Integral assessment assumes the implementation of assessment with some uncertainty, taking into consideration different phases of the unification of multicriterial preliminary assessments with evaluation of their significance for overall assessment. This may take into account the significance of various indicators and their input to consolidated value. The development of integral indicators of ES is discussed in hypothetical examples of river drainage basin systems and on the base of assessment of ES of the river itself (Msta River) and its drainage basin (landscape).

Keywords: integral assessment, ecological status, fluvial system, system “river drainage basin”, ecosystem stability.

References

- Aleksandrova, L. V., Vasiliev, V. Ju., Dmitriev, V. V., Mjakisheva, N. V., Ogurcov, A. N., Tretiakov, V. Ju., Hovanov, N. V.*, 2000. *Mnogokriterial'nye geografo-ekologicheskie otsenki sostoiانيا iustoichivosti prirodnykh iurbanizirovannykh system* [Multi-criteria geographical and ecological assessments of the status and steadiness of natural and urbanized systems]. Dmitriev, V. V., Hovanov (eds). VINITI, 2342V00. URL: <https://clck.ru/G5sC2> (access date: 05.05.2019). (In Russian)
- Basseiny rek Baltiiskogo moria, Onezhskogo i Ladozhskogo ozer [The basins of the rivers of the Baltic Sea, Lake Onega and Ladoga], 1986. *Mnogoletnie dannye o rezhime i resursakh poverkhnostnykh vod суши*, [Long-term data on the regime and resources of surface land waters] 1(5). Gidrometeoizdat Publ., Leningrad. (In Russian)
- Dmitriev, V. V., Fedorova, I. V., Birykova, A. S.*, 2016. *Podkhody k integral'noi otsenke i GIS-kartografirovaniyu ustoichivosti i ekologicheskogo blagopoluchii geosistem. Chast' IV. Integral'naia otsenka ekologicheskogo blagopoluchii nazemnykh i vodnykh geosistem* [Approaches to assessment and GIS mapping of sustainability and environmental well-being of geosystems. Part IV. Integrated assessment of ecological wellbeing of terrestrial and aquatic ecosystems]. *Vestnik of Saint Petersburg University. Series 7. Geology, geography* 2, 37–53. (In Russian)
- Dmitriev, V. V., Myakisheva, N. V., Hovanov, N. V.*, 1996. *Mnogokriterial'naia otsenka ekologicheskogo sostoiانيا iustoichivosti geosistem na osnove metoda svodnykh pokazatelei. Kachestvo prirodnykh vod* [Multi-criteria assessment of ecological status and geosystem steadiness based on the summarizing indicators method. The quality of natural water]. *Vestnik of Saint Petersburg University. Series 7. Geology, geography* 3, 40–52. (In Russian)
- Dmitriyev, V. V., Panov, Y. Ye., Pryakhina, G. V.*, 2010. *Ekologicheskoe sostoianie vodnykh ob'ektov: Uchebno-metodicheskoe posobie* [Ecological state of water bodies: Teaching aid]. VVM Publ., St. Petersburg. (In Russian)

- Gilvear, D. J., Heal, K. V., Stephen, A.*, 2002. Hydrology and ecological quality of Scottish river ecosystems. *The science of the Total Environment*, 131–159.
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liqueste, C., Udias, A., Bouraoui, F., van de Bund, W.*, 2017. Human pressures and ecological status of European river. *Scientific resorts*. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00324-3>
- Hovanov N., Hovanov K., Yudaeva M.*, 2009. Multicriteria estimation of probabilities on basis of expert non-numeric, non-exact and non-complete knowledge. *European Journal of Operational Research*, 857–863.
- Hovanov, N. V.*, 1996. Analiz i sintez pokazatelei pri informatsionnom defitsite [Analysis and synthesis of the indicator in conditions of information deficit]. St. Petersburg University Press, St. Peterburg. (In Russian)
- Kareliia i Severo-Zapad [Karelia and North-West]*, 1972. Resursy poverhnostnykh vod SSSR 2 [USSR Surface Water Resources]. Gidrometeoizdat Publ., Leningrad. (In Russian)
- Logan, P.*, 2001. Ecological quality assessment of river and integrated catchment management in England and Wales. *Scientific and legal aspects of biological monitoring in fresh water*, 25–32.
- Noga, T., Stanek-Tarkowska, J., Pajaczek, A., Kochman, N., Peszek, L.*, 2014. Ecological assessment of the San River water quality on the area of the San Valley lands capepark. *Journal of Ecological Engineering* 15, 12–22. <https://doi.org/10.12911/229989922998993.1125453>
- Otsenka sostoianiia i ustoiчивosti ekosistem [Assessment of the status and steadiness of the ecosystems]*, 1992. Institut okhrany prirody i zapovednogo dela Publ., Moscow. (In Russian)
- Schofield, N.J., Davies, P.E.*, 1996. Measuring the health of our rivers. *Water*, 39–43.
- Semenchenko, V.P., Razlutskiy, V.I.*, 2011. Ekologicheskoe kachestvo poverkhnostnykh vod [Ecological quality of the surface water]. Belaruskaya navuka Publ., Minsk. (In Russian)
- Sergeev, Ju. N., Kulesh, V.P., Dmitriev, V. V.*, 1997. Ekosistema ozera Il'men' i ego poimy [Ecosystem of the Ilmen lake and its floodplains]. St. Petersburg University Press, St. Petersburg. (In Russian)
- Tkachuk, S.V.*, 2012. Obzor indeksov stepeni komfortnosti pogodnykh uslovii i ikh sviaz' s pokazateliami smertnosti [Review of weather comfort indexes and their connection with mortality rates]. Gidrometeorologicheskii nauchno-issledovatel'skii tsentr Rossiiskoi Federatsii Publ., Moscow. (In Russian)
- Utete, B.*, 2013. Ecological integrity of a Peri-Urban River System, Chiraura Riverin Zimbabwe. *Journal of Water Resources and Ocean Sciences* 2, 56–61. <https://doi.org/10.11648/j.wros.20130205.11>
- Vorobeychik, Ye. L., Sadykov, O. F., Farafontov, M. G.*, 1994. Ekologicheskoe normirovanie tekhnogennykh zagriaznenii nazemnykh ekosistem (lokal'nyi uroven') [Ecological rationing of anthropogenic pollution of terrestrial ecosystems (local level)]. Nauka Publ., Yekaterinburg. (In Russian)
- Watanabe, T.*, 1986. Saprophilous and euryaprobic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAI_{po}). *Diatom* 2, 23–73.
- Yadav, N. S., Sharma, M. P., Kumar, A.*, 2015. Ecological health assessment of Chambal River, India. *Journal of Material and Environmental Science* 6(3), 613–618.
- Zueva, N. V., Galtsova, V. V., Dmitriev, V. V., Stepanova, A. B.*, 2007. Ispol'zovanie strukturnykh kharakteristik soobshchestv makrofitov kak indikatora ekologicheskogo sostoianiia malykh rek Leningradskoi oblasti [Using of the structural characteristics of macrophyte association as indicator of the ecological status of small rivers of Leningradsky District]. *Vestnik of Saint Petersburg University. Ser. 7. Geology, geography* 4, 60–71. (In Russian)

Received: September 24, 2018

Accepted: March 18, 2019

Author's information:

Daniel R. Amaro Medina — dan.amaro@mail.ru

Vasily V. Dmitriev — v.dmitriev@spbu.ru