

УДК 504.4.054(083).74; 504.4064.3

В. В. Дмитриев

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЙ ОБЪЕКТ НА ОСНОВЕ АСПИД-МОДЕЛЕЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ

**Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего
образования «Санкт-Петербургский государственный университет»
Россия, 199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., д. 7-9
E-mail: vasiliy-dmitriev@rambler.ru; v.dmitriev@spbu.ru**

Сформулированы представления об экологическом благополучии водного объекта (водоем, речная система). Разработаны и апробированы модели количественной интегральной оценки экологического благополучия водоема, речной системы (водоток+водосбор) на основе построения сводных показателей. Модели реализованы на основе метода сводных показателей и метода рандомизированных сводных показателей (модели анализа и синтеза показателей при информационном дефиците). Рассматриваются основы методики, модели-классификации для интегральной оценки экологического благополучия, примеры реализаций, результаты интегральной оценки. В рассмотренных примерах выявлялись временные особенности изменения экологического благополучия, способность или неспособность системы к сохранению класса экологического благополучия после оказанного воздействия.

Ключевые слова: экологическое благополучие; аксиология; аксиометрия; модель-классификация, интегральная оценка; уровни и критерии оценивания; построение сводных показателей, устойчивость к изменению параметров режимов

V. Dmitriev

IMPACT ASSESSMENT FOR WATER FACILITY BASED ON ASPID-MODEL ENVIRONMENTAL WELL-BEING

**Federal State Educational Institution of Higher Education
«Saint-Petersburg State University»
Russia, 199034, St. Petersburg, Universitetskaya nab., D. 7-9
E-mail: vasiliy-dmitriev@rambler.ru; v.dmitriev@spbu.ru**

Formulated ideas about the ecological well-being of a water body (reservoir, river system). Developed and tested quantitative model integral assessment of ecological well-being of the reservoir, the river system (river + watercourse catchment) on the basis of construction aggregates. The models implemented by the method of aggregates and aggregates randomized method (ASPID-methodology - analysis and synthesis of parameters under information deficiency). We consider the basic techniques, models, classification for the integrated assessment of the environmental well-being, the embodiment



of the integral evaluation. In the above examples were identified temporal characteristics change environmental well-being, the ability or inability of the system to preserve the class of ecological well-being after an impact.

Keywords: environmental well-being; axiology; helm indicator; model-assessment, integrated assessment levels and assessment criteria; construction aggregates; to change the profile settings stability

Пreamble. Предметами исследования являются эмерджентные свойства водных объектов. Такие интегративные свойства относятся к системе в целом или к отдельным ее подсистемам, их исследование не сводится к оценке временной или пространственной изменчивости компонентного состава и свойств системы или ее отдельных подсистем.

Введение в проблему. Актуальность исследования обусловлена необходимостью развития теоретико-методологических положений и методов количественной оценки сложных (эмержентных) свойств природных систем для целей экосистемного нормирования и сбалансированного, бескризисного (устойчивого) развития.

Целью исследования является разработка и апробация моделей интегральной оценки эмерджентных свойств водных объектов на примере оценки их экологического и геоэкологического благополучия (с позиций био-, эко-, или антропоцентризма, или объединения подходов). В задачи исследования входят: 1 – создание аксиологической основы исследования; 2 – выделение обоснованной системы критериев, с использованием которых возможно диагностирование экологического благополучия (ЭБ) водного объекта; 3 – введение классов оцениваемого свойства, разработка оценочных шкал для критериев и классов оценивания; 4 – решение проблемы нормирования исходных показателей с учетом вида связей и их нелинейности; 5 – выбор синтезирующей функции (вида интегральных показателей); 6 – решение проблемы учета весов (приоритетов) при свертке показателей на всех уровнях исследования; 7 – построение оценочных шкал для всех блоков (уровней исследования) и шкалы сводного показателя (для последнего уровня свертки); 8 - выполнение расчетов сводных показателей на основе мониторинговых данных и для различных сценариев, учитывающих внешние воздействия на систему. Количество задач может изменяться в зависимости от анализа получаемых результатов.

Постановка задачи. Начальным этапом интегральной оценки является формирование представлений о предметах исследования: трофическом состоянии и продукционном потенциале системы, качестве и токсическом загрязнении воды, степени антропогенной трансформации системы, устойчивости объекта к изменению параметров естественного и антропогенного режимов, экологическом благополучии (ЭБ), экологической ценности, экологических функциях. Во всех случаях авторы должны определить свое отношение к предмету исследования, ввести необходимую аксиоматику. Выделение факторов, влияющих на оцениваемые свойства систем, или перечень необходимых и достаточных признаков, отражающих явления, процессы, химический и биологический состав компонентов, включаемых в интегральную оценку, выполняется на основе аксиологического подхода (общая теория ценностей, учение о природе ценностей), аксиометрии (экологической квалиметрии), и обусловлено возможностью получения натурной информации о требующихся показателях для количественной интегральной оценки. На интегральной основе в смежных исследованиях могут оцениваться: вектор состояния системы,



ее экологический потенциал, природный капитал, экологические (геоэкологические) функции; степень благополучия или трансформации системы, степень экологической напряженности, экологическая ценность, степень и результат воздействия на систему. На этой же основе в последние годы формируется методология оценки «мульти-опасных явлений» («multi-hazards», «мульти-ОЯ») и рисков («мульти-риски») при определении интегрального риска от совокупности ОЯ в целом, а также таких свойств геосистем, которые характеризуют количество энергии, требующейся для создания единицы биомассы на разных трофических уровнях (энмергия) или величину отклонения системы от равновесного состояния с окружающей средой, измеренного в единицах информации и/или энергии (эксергия). В итоге появляются новые критерии оценивания, которые могут быть учтены при разработке моделей интегрального оценивания, выявляются эмерджентные эффекты систем и количественная мера оценивания их экосистемных функций. Здесь же автор должен определиться с приоритетами оценивания (в блоках и между блоками). В АСПИД-моделях в этом случае используется неполная, неточная, нечисловая информация (т.н. ннн-информация).

К теоретическим предпосылкам также относятся используемые авторами формулировки и определения. Например, по нашим взглядам, в практике оценивания выделяются единичные (прямые и косвенные), комплексные, многокритериальные и интегральные оценки. Остановимся подробнее на последних. Многокритериальные оценки предполагают выполнение оценок по совокупности небольшого числа репрезентативных критериев (целевых индикаторов, индексов), характеризующих состав и свойства природных сред. Такие исследования сегодня лежат в основе геоэкологического оценивания. Основной задачей таких исследований является выявление изменений жизнеобеспечивающих ресурсов геосферных оболочек под влиянием природных и антропогенных факторов, их охрана, рациональное использование и контроль с целью сохранения для нынешних и будущих поколений людей продуктивной природной среды. Содержанием таких исследований является пространственный много-параметрический анализ природного потенциала геосистем. Затем выявляются возможности геосистем сохранять свои свойства и параметры режимов при внешнем воздействии или их возможности выполнять определенные геосистемные функции (геосистемные услуги) без нарушения функций жизнеобеспечения, средо- и ресурсово-производства. В основе этих исследований лежат оценки эмерджентных свойств геосистем. Использование в оценочных исследованиях многокритериального параметрического представления состояния сложных систем, их свойств и подсистем часто приводит к проблеме возможной несравнимости получаемых оценок. Например, по одним индикаторам качество системы относят к одному классу, а по другим, - к другому (другим). Это же происходит при попытке использовать данные о качестве отдельных подсистем для оценки состояния системы в целом. Например, в геоэкологическом исследовании предлагается судить о качестве геосистемы только на основе индекса загрязнения атмосферы, или только по индексу загрязнения воды (УКИЗВ), или только по индексу загрязнения почвы. В силу эмерджентности системы она не сводима к своим подсистемам, поэтому для получения сводной оценки требуется еще один уровень обобщения данных.

Интегральные оценки предполагают наличие этапа, связанного с объединением в одно целое полученных ранее многокритериальных оценок с учетом приоритетов (весов) их вклада в сводную оценку. Интегральные оценки это многоуровневые и многокритериальные оценки одновременно. Количество уровней и критериев оценивания обосновывается авторами. На-

пример, предлагается для представления исторических и ожидаемых изменений в геосистеме разработать систему индикаторов, состоящую из трех групп: индикаторы состояния, индикаторы нагрузки, индикаторы тенденций. Индикаторы состояния связаны с определением условий среды и экологического статуса систем. Индикаторы нагрузки характеризуют виды хозяйственной деятельности. Индикаторы тенденций дают оценку динамике социально-экономических и экологических показателей в исследуемый период. На втором уровне можно переходить: 1 - к сводной оценке изменений; 2 – оценке способности систем сохранять класс состояния после планируемого воздействия; 3 - к «мульти-рискам» или к определению интегрального риска от совокупности видов нагрузки (к ним также относят также ОЯ). Выполнение исследований может потребовать обоснования перехода от классов состояния к классам оцениваемого свойства системы (устойчивость, благополучие) или автор сразу должен ввесить классы эмерджентного свойства. Здесь исследователь должен ответить на вопрос, способна ли система сохранить свои интегративные свойства в пределах того класса, в котором она находилась до воздействия или это воздействие обусловит переход системы в другой класс. Уточнение оценок реализуется как за счет повышения точности и достоверности (при использовании аппарата «АСПИД-методологии»), так и с привлечением дополнительного количества параметров оценивания (или уменьшении их количества) и объема данных наблюдений, или пересмотра приоритетов оценивания на всех уровнях.

Материал и методика. Нормальная (понимаемая как «хорошая») экосистема — это экосистема с оптимальной и разнообразной продукцией (удовлетворяющей экономические и эстетические потребности человека), существующая неограниченно долго в изменяющейся среде. В наших работах по обоснованию критериев ЭБ признаками благополучной водной экосистемы предлагалось считать: 1 - оптимальную продукцию ресурсного звена; 2 - оптимальную биомассу ресурсного звена; 3 - максимальное видовое разнообразие биоты; 4 - высокое качество воды; 5 - высокую устойчивость к изменению параметров естественного и антропогенного режимов; 6 - низкую скорость загрязнения, закисления, эвтрофирования; 7 - высокую скорость самоочищения; 8 - способность сохранять вышеизложенные признаки длительное время [1]. В зарубежной литературе идея оценки экологического благополучия дискутируется под углом зрения «здоровья экосистемы». В этом случае предлагается считать « здоровой» систему, которая является устойчивой к внешнему воздействию.

Основу, рассматриваемой ниже модели-классификации ЭБ составляют признаки «хорошей» (для человека и организмов-гидробионтов) водной экосистемы и их изменение по пяти классам благополучия. При создании модели нами использовано совмещение антропоцентрического и биоцентрического подходов в формировании представлений об ЭБ. Признаки экологически благополучной водной экосистемы,ываемые в модели: 1 - оптимальная первичная продукция, созданная экосистемами с максимальным биоразнообразием (в нашем случае это олиго-мелотрофные системы); 2 - высокое качество воды; 3 - максимальное видовое разнообразие биоты (в нашем случае по зообентосу); 4 - высокая устойчивость к изменению параметров естественного и антропогенного режимов; 5 - низкая скорость закисления; 6 - высокая скорость самоочищения. Реализация методики осуществляется в виде последовательности операций следующих основных этапов.

На первом этапе отбирается обоснованная система критериев, по которым диагностируется состояние системы или его свойство. При этом исследователь может выступать с позиций



антропоцентризма, биоцентризма, эко- или геоцентризма. Каждая из позиций обуславливает набор параметров оценивания. Каждый из параметров необходим, а все вместе достаточны для описания качества рассматриваемой системы.

На втором этапе с помощью функциональных преобразований создаются нормированные показатели q_i . Эти показатели могут быть получены с помощью нормирующих функций вида (1) или (2):

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

Функция (1) может быть использована в случае, когда увеличение значения i -ой исходной характеристики не влечет снижения качества, оцениваемого с точки зрения i -го критерия. При этом всем параметрам со значениями x_i , не превосходящими некоторого фиксированного уровня \min_i , приписывается минимальное значение i -го нормированного показателя, а параметрам со значениями x_i , превосходящими фиксированный уровень \max_i - максимальное значение этого показателя. Исследователь должен дополнительно выбрать показатель степени λ , определяющий характер и степень выпуклости нормирующей функции $q_i(x_i)$: при $\lambda > 1$ соответствующая нормирующая функция выпукла вниз, а при $\lambda < 1$ - вверх.

Если при увеличении значения i -ой исходной характеристики качество среды, оцениваемое по i -му критерию, не возрастает, то может быть применена функция (2) вида:

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 1, & x_i \leq \min_i, \\ \left(\frac{\max_i - x_i}{\max_i - \min_i} \right)^\lambda, & \min_i < x_i \leq \max_i, \\ 0, & x_i > \max_i. \end{cases} \quad (2)$$

Особенно просто построение нормирующих функций, получается при подстановке в формулы (1), (2) значения параметра $\lambda = 1$. Далее при оценке ЭБ водных объектов мы будем использовать такие простейшие нормирующие функции, учитывая, что выбор линейной нормировки всегда может быть оправдан на первом этапе исследования. В качестве \min_i можно использовать левое граничное значение критерия для первого класса, а в качестве \max_i - правое граничное значение для последнего класса.

Диапазон изменения q_i находится в пределах от 0 до 1. Значение $q_i = 1$ может свидетельствовать о благополучии системы по i -му критерию, а значение $q_i = 0$ - о ее деградации (или наоборот). Таким образом, исходные параметры в различных шкалах измерения (абсолютные, средние, величины в конкретных единицах измерения, относительные или балльные оценки и т.п.) приводятся к единой безразмерной шкале. После этого над их значениями можно производить математические действия с целью получения интегрального показателя состояния системы (качества среды).

На третьем этапе выбирается интерпретирующая функция интегрального показателя $Q(q,p)$. Эта функция строится таким образом, что зависит не только от нормированных показателей q_i , но и от их значимости, определяемой весовыми коэффициентами p_i , сумма которых должна равняться 1,0. В качестве выражения для $Q(q,p)$ на данном этапе работы используем линейную свертку показателей вида:

$$Q_i = \sum q_i p_i, \quad i=1, \dots, n,$$

где n - число критериев оценивания.

На четвертом этапе вводятся (моделируются) оценки весовых коэффициентов p_i . Как правило, уже само составление программы оценочных исследований является первичным «взвешиванием» параметров, компонентов и их свойств. Однако такое взвешивание оказывается недостаточным, так как влияние отобранных главных факторов также неравнозначно, что вызывает необходимость придавать при оценке различным критериям разные приоритеты, веса или коэффициенты значимости. Нередко при этом вес вводится без какого-либо четкого обоснования. В самом простом случае, при равенстве весов исходных параметров, вес определяется простой формулой $p_i = 1/n$, где n – количество критериев.

На пятом этапе для левой и правой границ каждого класса исходной классификации рассчитывается значение Q_i . В результате выполнения пятого этапа получаем шкалу сводного показателя по классам состояния при условии равновесного (неравновесного) учета всех параметров оценивания.

На шестом этапе по собранным данным рассчитывается значение интегрального показателя ЭБ на определенный момент времени. По правилам построения исходной классификации рассчитываются значения интегрального показателя Qi и, таким образом, по совокупности критериев ЭБ относится к определенному классу (либо к пограничному значению между классами). Таким же образом рассчитывается значение сводного показателя по другим натурным данным или другим моделям-классификациям, учитывающим несколько уровней свертки показателей. В других моделях, учитывающих неполную, неточную и нечисловую информацию, вводятся многоуровневые свертки информации о состоянии природных систем, а весовые коэффициенты задаются на основе моделей информационного дефицита [2]. Сравнение состояния геосистем на интегральной основе дает возможность количественно оценивать пространственно-временные особенности их динамики, степень их трансформации, тенденции их изменения, степень допустимого воздействия на них.

Результаты и обсуждение. Оценка экологического благополучия водоема. Перечень критериев и рекомендации по формированию оценочных шкал и показателям весомости критериев для первого уровня свертки приведены в табл.1.

Таблица 1 - Параметры модели и рекомендации по формированию оценочных шкал для интегральной оценки ЭБ водоема.

1. Трофический статус водной экосистемы (оценивается по интегральному показателю трофности ИПТ).	Оценивался по величине интегрального показателя трофности (ИПТ) для 5 классов трофности (О-олиготрофия, М-мезотрофия, Э-эвтрофия, П-политрофия, Г-гиперэвтрофия) по 4 критериям: 1-валовая первичная продукция фитопланктона, мг С/л сут; 2-прозрачность воды, м; 3-отношение прозрачности к глубине; 4-рН воды в летнее время. При задании весов (приоритетов) при построении ИПТ учитывалось, что: $p_1 > p_2 > p_3 = p_4$. Для расчетов использовались $p_1 = 0,49$, $p_2 = 0,29$, $p_3 = p_4 = 0,11$.
--	---

2. Качество воды (оценивается по интегральному показателю качества воды ИПКВ)	Оценивалось по величине интегрального показателя качества воды (ИПКВ) для 5 классов качества по 6 критериям: 1-прозрачность воды (шкала взята из модели-классификации оценки трофности); 2-удельная электропроводность воды (мк См/см), 3-азот NH4 (мгN/л), 4-кислород в % насыщения, 5-гидробиологический индекс ВМРР, 6-фосфор РО4 (мгР/л). При задании весов (приоритетов) при построении ИПКВ учитывалось, что: $p_2 = p_3 = p_4 = p_5 > p_1 = p_6$. Для расчетов использовались $p_1 = p_6 = 0,112$; $p_2 = p_3 = p_4 = p_5 = 0,194$.
3. Максимум видового разнообразия по индексу Шеннона (Н)	Оценивался по авторской шкале по верхнему пределу изменчивости индекса. В процессе построения шкалы было принято, что максимум индекса Шеннона (Н) наблюдается в олиго-мезотрофных условиях и равен 5,0. По мере увеличения трофности и снижения качества воды значения Н равномерно уменьшаются до 0. Принималось, что I-му, наиболее высокому классу ЭБ, соответствует значение индекса Н в пределах 5-4; II классу 4-3; III классу 3-2; IV классу 2-1; V классу 1-0.
4. Устойчивость к изменению естественного и антропогенного режимов (баллы устойчивости по балльной шкале) по ИПУ	Оценивалась по балльной шкале, которая нормированием переводилась в интегральный показатель устойчивости ИПУ. ИПУ рассчитывался для двух сценариев У1 и У2, в которых оценивалась устойчивость к изменению параметров естественного режима и устойчивость к антропогенному эвтрофированию (У1) или к изменению параметров естественного режима и изменению качества воды (У2). В случае У2 оценивалось только качество воды верхней толщи озера. По классам задавались следующие интервалы баллов устойчивости из балльно-индексной шкалы: I кл. 5-11 баллов (макс.уст.); II кл. 13-16; III кл. 18-23; IV кл. 25-28; V кл. 30-37 (мин.уст.).
5. Степень за-кисления воды	Оценивалась по оценочной шкале pH. Принималось, что I-му классу ЭБ соответствует значение pH в пределах 8,5-6,5; II классу 6,5-6,0; III классу 6,0-5,5; IV классу 5,5-5,0; V классу 5,0-4,5.
6. Скорость самоочищения по времени осветления воды зоопланктоном	Оценивалась по времени осветления воды зоопланктоном (Т) в сутках по авторской шкале. Принималось, что I-му классу ЭБ соответствует значение Т в пределах от 1 до 2 сут, II классу 2-5 сут.; III классу 5-10 сут.; IV классу 10-25 сут.; V классу 25-50 сут.
Сводный показатель экологического благополучия (ИПЭБ)	ИПЭБ представляет собой сумму нормированных значений параметров 1-6, взятых со своим весом. ИПЭБ оценивался на втором уровне свертки показателей в предположении о равновесомости шести исходных критериев первого уровня.

В табл. 2 и 3 приводятся модели-классификации для расчета ИПТ и ИПК В числителе приведены левая и правая границы оценочных шкал, в знаменателе – нормированные значения показателей в соответствии с нормирующими функциями (1) и (2). В табл. 4 приводятся все оценочные шкалы первого уровня свертки показателей для оценки ЭБ и шкала ИПЭБ (второй уровень свертки). При построении ИПЭБ на втором уровне свертки показателей использовалась гипотеза о равновесомости всех шести оценочных критериев первого уровня.

Таблица 2 - Модель-классификация интегральной оценки трофности водоема

Критерии	Олиготрофия (макс. ЭБ)	Мезотрофия	Эвтрофия	Политрофия	Гиперэвтрофия (мин. ЭБ)
1. Валовая первичная продукция, мгС/л сут	<u>0,005 – 0,05</u> 0,000-0,0056	<u>0,05 – 0,50</u> 0,0056-0,062	<u>0,50 – 4,00</u> 0,062-0,500	<u>4,00 – 6,00</u> 0,500-0,750	<u>6,00 – 8,00</u> 0,750-1,000
2. Прозрачность воды по белому диску, м	<u>6,00 – 4,75</u> 0,000-0,212	<u>4,75 – 2,50</u> 0,212-0,593	<u>2,50 – 2,00</u> 0,593-0,678	<u>2,00 – 1,00</u> 0,678-0,847	<u>1,00 – 0,10</u> 0,847-1,000
3. Отношение прозрачности к глубине	<u>2,00 – 1,00</u> 0,000-0,503	<u>1,00 – 0,50</u> 0,503-0,754	<u>0,50 – 0,25</u> 0,754-0,879	<u>0,25 – 0,10</u> 0,879-0,955	<u>0,10 – 0,01</u> 0,955-1,000
4. pH воды в летнее время	<u>6,90 – 7,20</u> 0,000-0,143	<u>7,20 – 8,00</u> 0,143-0,524	<u>8,00 – 8,50</u> 0,524-0,762	<u>8,50 – 8,75</u> 0,762-0,881	<u>8,75 – 9,0</u> 0,881-1,000
ИПТ	0-0,135	0,135-0,343	0,343-0,622	0,622-0,815	0,815-1,000

Таблица 3 - Модель-классификация для интегральной оценки качества воды

Класс качества	I (макс. ЭБ)	II	III	IV	V (мин. ЭБ)
1. Прозрачность воды, м	<u>3,50-3,00</u> 0-0,145	<u>3,00-0,50</u> 0,145-0,870	<u>0,50-0,30</u> 0,870-0,928	<u>0,30-0,10</u> 0,928-0,986	<u>0,10-0,05</u> 0,986-1
2. Удельная электропроводность, мкСм/см	<u>100-400</u> 0-0,200	<u>400-700</u> 0,200-0,400	<u>700-1100</u> 0,400-0,670	<u>1100-1300</u> 0,670-0,800	<u>1300-1600</u> 0,800-1,000
3. Азот NH4, мгN/л	<u>0-0,05</u> 0-0,017	<u>0,05-0,20</u> 0,017-0,067	<u>0,20-0,40</u> 0,067-0,133	<u>0,40-1,00</u> 0,133-0,333	<u>1,00-3,00</u> 0,333-1,000
4. Кислород O ₂ , %	<u>100-95</u> 0-0,071	<u>95-80</u> 0,071-0,286	<u>80-70</u> 0,286-0,429	<u>70-60</u> 0,429-0,571	<u>60-30</u> 0,571-1,000
5. Индекс BMW	<u>200-150</u> 0-0,250	<u>150-100</u> 0,250-0,500	<u>100-50</u> 0,500-0,750	<u>50-25</u> 0,750-0,875	<u>25-0</u> 0,875-1,000
6. Фосфор PO ₄ , мгР/л	<u>0-0,005</u> 0-0,008	<u>0,005-0,03</u> 0,008-0,050	<u>0,03-0,10</u> 0,050-0,167	<u>0,10-0,30</u> 0,167-0,500	<u>0,30-0,60</u> 0,500-1,000
ИПКВ	0-0,122	0,122-0,346	0,346-0,507	0,507-0,667	0,667-1,000

Таблица 4 - Оценочная классификация для построения сводного показателя ЭБ

Признак	Степень экологического благополучия, классы экологического благополучия				
	Высокое I	Выше среднего II	Среднее III	Ниже среднего IV	Низкое V
1. Трофический статус водной экосистемы (интегральный показатель трофности ИПТ).	0-0,135	0,135-0,343	0,343-0,622	0,622-0,815	0,815-1

2.Качество воды (интегральный показатель качества ИПК)	0-0,122	0,122-0,346	0,346-0,507	0,507-0,667	0,667-1
3.Максимум видового разнообразия по индексу Шеннона (H)	0-0,200	0,200-0,400	0,400-0,600	0,600-0,800	0,800-1
4.Устойчивость (баллы устойчивости по индексно-балльной шкале) к изменению естественного и антропогенного режимов	0-0,188	0,25-0,344	0,406-0,563	0,625-0,719	0,781-1
5. Степень закисления воды по pH	0-0,500	0,500-0,625	0,625-0,750	0,750-0,875	0,875-1
6. Скорость самоочищения по времени осветления воды зоопланктоном	0-0,020	0,020-0,082	0,082-0,184	0,184-0,490	0,490-1
Сводный показатель экологического благополучия (ИПЭБ)	0-0,194	0,205-0,357	0,367-0,538	0,548-0,728	0,738-1

В табл. 5 приведены исходные данные (средние значения или пределы изменения) для расчета ИПЭБ для оз. Суури (малое озеро в северо-западном Приладожье в районе п. Кузнечное) в 2010-2013 гг. В расчетах использовались данные наблюдений мониторингового типа, собранные в период летних (июль) полевых практик студентов на озере в указанные годы. В табл. 6 и 7 приведены результаты расчетов интегральных показателей первого и второго уровней свертки соответственно с учетом равновесомости показателей второго уровня. В скобках указан класс и близость к границам между классами для показателей первого уровня и для ИПЭБ (второй уровень). При оценке устойчивости рассмотрен сценарий У1.

Таблица 5 - Исходные данные для оценки экологического благополучия оз. Суури по материалам натурных наблюдений 2010-2013 гг.

Признак	2010	2011	2012	2013
1. Валовая первичная продукция в подповерхностном слое воды, мг С/л сут	0,0125	0,111	0,28	0,15
2. Средняя прозрачность воды по белому диску, м	1,4	2,01	1,65	1,80
3. Отношение прозрачности к глубине при средней глубине 2,2 м (использовалось среднее значение)	0,64	0,91	0,48	0,82
4. pH воды в летнее время на поверхности (использовалось среднее значение)	6,4-6,9	6,71-7,06	6,45-6,79	7,00-7,40
5. Удельная электропроводность, мкСм/см на поверхности (использовалось среднее значение)	70-76	79,4-87,9	60-66	55-58
6. Средняя концентрация азота NH ₄ , мгN/л на поверхности, среднее	0,143	0,697	0,798	0,219
7. Процентное насыщение воды кислородом на поверхности (использовалось среднее значение), %	104-112	117-151	91-105	93-101
8. Индекс ВМРР по зообентосу (использовалось среднее значение)	44-88	51-60	16-41	45

9. Фосфор РО4, мгР/л на поверхности, среднее	0,013	0,003	0,004	0,01
10. Индекс Шеннона (по правой границе предела изменчивости)	3,40-3,68	1,71-2,89	1,77-2,38	1,86
11. Устойчивость в баллах по У1	23	23	26	25
12. Устойчивость в баллах по У2 для поверхн.вод	26	26	30	30
13. Время осветления воды зоопланктоном, сут	14	4,4	7,1	1,78

Таблица 6 - Оценка экологического благополучия оз.Суури по материалам натурных наблюдений 2010-2013 гг (первый уровень свертки показателей).

Признак	2010	2011	2012	2013
1. ИПТ	0,301 (Мезотрофия, П)	0,264 (Мезотрофия, С)	0,315 (Мезотрофия, П)	0,296 (Мезотрофия, П)
2. ИПКВ	0,21 (II класс, С)	0,30 (II класс, П)	0,284 (II класс, П)	0,23 (II класс, С)
3. Индекс Шеннона для зообентоса	0,292 (II класс, П)	0,54 (III класс, П)	0,584 (III класс, П)	0,63 (IV класс, Л)
4. Устойчивость в баллах по У1	0,563 (III-IV- класс, грани- ца)	0,563 (III-IV- класс, грани- ца)	0,66 (IV класс, С)	0,625 (III-IV- класс, граница)
5. pH воды	0,463 (I класс, П)	0,404 (I класс, П)	0,47 (I класс, П)	0,325 (I класс, С)
6. Время осветления воды зоопланктоном	0,265 (IV класс, С)	0,069 (II класс, П)	0,124 (III класс, П)	0,016 (I класс, П)

Примечание. Символ справа от номера или названия класса означает: С – ближе к середине класса, Л – ближе к левой границе класса; П - ближе к правой границе класса.

Таблица 7 - Оценка экологического благополучия оз.Суури по материалам натурных наблюдений 2010-2013 гг. (второй уровень свертки показателей).

Показатели / год	2010	2011	2012	2013
Сводный показатель экологического благополучия (ИПЭБ)	0,349 (II класс, П)	0,357 (II класс, П)	0,406 (II класс, С)	0,354 (II класс, П)

Примечание. Символ справа от номера класса означает: С – ближе к середине класса, Л – ближе к левой границе класса; П - ближе к правой границе класса.



Как показали дальнейшие исследования, учет неравновесомости весовых коэффициентов на втором уровне свертки не изменил оценочных результатов. Лишь в 2013 г. озеро по величине интегрального показателя перешло в III-й класс (ближе к левой границе). В [1] нами рассмотрены другие примеры моделей интегральной оценки ЭБ водоемов.

Экологическое благополучие речной системы. Экологически благополучной речной системой предложено считать систему «водоток+водосбор», которая: 1 - способна продуцировать органическое вещество в соответствии с естественно-историческим этапом развития природной системы; 2 - является чистой (по химическому составу среды, гео- и гидробиологическим критериям качества среды); 3 - является разнообразной по составу биоты и абиотической среды; 4 - способна к самоочищению; 5 - является устойчивой к изменению естественного и антропогенного режимов функционирования; 6 - способна выполнять социально-экономические функции системы без нарушения функций жизнеобеспечения компонентов биоты и человека и функций средо- и ресурсово-производства [1].

Было разработано несколько вариантов моделей с разным количеством используемых параметров (72, 50 и 28), относящихся к отдельным блокам. На первом этапе исследований при расчете сводных показателей экологического благополучия (ИПЭБ) использовался принцип равновесомости характеристик. Нормирующие функции (1) и (2) учитывали вид связи (прямая или обратная) и ее линейность (нелинейность). В модели-классификации использовались 5 классов ЭБ (I - высокое, II – выше среднего, III – среднее, IV – ниже среднего, V – низкое). Для каждой модели сначала были реализованы гипотетические сценарии, *a priori* учитывающие два уровня ЭБ: «низкое» и «высокое». Эти эксперименты позволили оценить расхождения в оценке ЭБ по разным моделям и выявить достаточность параметров оценивания.

Все параметры на первом этапе были разделены на пять основных блоков 1 – продуктивность (продукционный потенциал системы); 2 – качество среды по оценке ее химсостава и токсического загрязнения; 3 - качество среды на основе биологических критериев; 4 - устойчивость водотока к изменению физико-географических, климатических, гидрологических параметров и изменению качества воды в реке; 5 – характер водосбора и социально-экономические факторы, влияющие на ЭБ.

Постепенный пересмотр и сокращение параметров модели было обусловлено тем, что в ходе анализа литературных источников отсутствовала возможность проводить оценку ЭБ по большему перечню параметров. Второй задачей был ответ на вопрос, как уменьшение параметров скажется на результатах оценивания. В итоге было выявлено, что сокращение параметров не привело к существенному искажению результатов и переходу системы при использовании разных моделей в другие классы ЭБ. Максимальное расхождение составило порядка 0,5 класса ЭБ. Было показано, также, что модель с меньшим числом параметров была более чувствительна к изменениям ЭБ, чем модели с большим количеством учитываемых параметров.

Гипотетические сценарии (ГС) интегральной оценки ЭБ формировались в соответствии с представлениями о низком или высоком ЭБ речной системы. Апробация на природном объекте выполнялась по модели с 28 параметрами для реки Лососинка, Республика Карелия [1]. На этой модели была выявлена реакция речной системы на увеличение нагрузок на 10%, 20% и 30%.

Оценочные шкалы интегральных показателей первого уровня свертки для всех блоков и шкала сводного показателя ЭБ (второй уровень свертки) для третьей модели (28 параметров),

приведены в таблице 8. В таблице 9 приведены результаты расчетов для ГС и речной системы р.Лососинки.

Таблица 8 - Оценочные шкалы интегральной оценки ЭБ для первого и второго уровней свертки (модель 3).

Группы (блоки) оценивания	Высокое ЭБ I	ЭБ выше среднего II		Среднее ЭБ III		ЭБ ниже среднего IV		Низкое ЭБ V	
1. Продукционный потенциал системы	0,000	0,231	0,238	0,366	0,371	0,536	0,540	0,797	0,798 1,000
2. Качество и токсическое загрязнение среды по гидрохимическим критериям	0,000	0,080	0,086	0,174	0,177	0,315	0,319	0,601	0,621 1,000
3. Качество среды по биологическим критериям	0,000	0,222	0,229	0,411	0,420	0,576	0,577	0,770	0,782 1,000
4. Устойчивость водотоков к изменению физико-географических, климатических и гидрологических параметров и качества среды	0,000	0,361	0,361	0,524	0,524	0,706	0,706	0,833	0,833 1,000
5. Характер водосбора и социально-экономические факторы	0,000	0,209	0,223	0,407	0,415	0,615	0,623	0,828	0,836 1,000
Сводный показатель (ИПЭБ)	0,000	0,149	0,227	0,377	0,381	0,550	0,553	0,766	0,774 1,000

Таблица 9 - Результаты расчетов сводного показателя ЭБ для разных ГС (по всем моделям) и речной системы р.Лососинки (по модели 3).

Название и содержание сценария	Результаты первого уровня свертки (внутри отдельных блоков)	Результаты второго уровня свертки (между блоками)
ГС1(72). ЭБ низкое	III - IV	III _c
ГС3(50). ЭБ низкое	III-IV	III _n
ГС5(28). ЭБ низкое	III-IV	IV _c
ГС 2(72). ЭБ высокое	I - III	III _c
ГС 4(50). ЭБ высокое	I - III	III _n
ГС 6(28). ЭБ высокое	I - III	II _c

р. Лососинка (28).	I-IV	III _п
Примечание. Нижний индекс у класса ЭБ характеризует близость результата к левой (л), правой (п) границам или к середине класса (с).		

Из таблицы 9 можно заключить, что значительное количество параметров оценивания не всегда дает выигрыш во времени проведения исследований, определяет более достоверный, точный результат. В тоже время выбор необходимых и достаточных параметров и отсев менее существенных формирует «системообразующий маркер» (сводный показатель ЭБ), по которому можно оперативно оценивать временные и пространственные изменения эмерджентного свойства системы в целом. В нашем случае уменьшение количества исходных параметров не вносит существенных изменений в результаты интегрального оценивания ЭБ. Расхождение между результатами оценки ЭБ по всем сценариям, при одних и тех же данных, в большинстве случаев, не превышало пол класса (особенно в моделях 2 и 3). В модели 3, после отсева большого количества параметров оценивания, к числу которых относились менее существенные, низкое ЭБ характеризуется IV классом, а высокое – II классом ЭБ, что позволяет работать большим количеством классов, чем в моделях 1 и 2.

Оценка ЭБ для малой реки (река Лососинка, 28 параметров) выполнена для 2014 года. По величине сводного показателя ЭБ речная система отнесена к III классу ЭБ (ИПЭБ=0,390) со средним экологическим благополучием. Это косвенно подтверждается данными ежегодников качества поверхностных вод РФ на уровне покомпонентного оценивания.

При расчете сводного показателя ЭБ при нагрузке на речную систему (10%, 20% и 30%) речная система отнесена к III (0,439), III (0,457), III (0,504) классам соответственно. Границы III класса: от 0,381 до 0,550. Показано, что увеличение нагрузки на 30% практически выводит систему на границу с IV классом ЭБ и, по-видимому, является предельным для сохранения ЭБ речной системы.

Заключение. Обобщены существующие подходы к оценке экологического благополучия водных объектов. На основе аксиологического подхода сформулировано представление об экологическом благополучии водоема и речной системы. Разработаны признаки экологически благополучного водоема, для которого сформулированы модели-классификации экологического благополучия (ЭБ). Использовано совмещение антропоцентрического и биоценетического подходов для разработки классификаций и оценочных шкал ЭБ. В соответствии с определением ЭБ водоема использованы основные репрезентативные критерии оценивания: трофический статус водоема (по содержанию валовой первичной продукции, прозрачности воды по белому диску, отношению прозрачности к глубине и по pH воды в летнее время); качество воды (прозрачность воды, удельная электропроводность, азот NH₄, O₂, BMWF, фосфор); степень закисления водоема по pH; видовое разнообразие (по индексу Шеннона); скорость самоочищения водоема (по времени осветления воды зоопланктоном); устойчивость водоема к изменению параметров естественного режима и загрязнению или эвтрофированию (по индексно – балльной методике).

В основу количественного интегрального оценивания экологического благополучия положена модель-классификация экологического благополучия для 2-х уровней свертки показателей. На 1-м уровне реализовано построение ИПГ, ИПК, ИПУ при неравновесном значении исходных параметров. Выполнены три варианта расчета ИПЭБ. Варианты различаются учетом

параметров устойчивости в модели. В первом случае (ЭБ-У1) рассматривается устойчивость к изменению параметров естественного режима и антропогенному эвтрофированию. Во втором варианте (ЭБ-У2п) рассматривается устойчивость к изменению параметров естественного режима и к изменению качества воды на поверхности водоема. В третьем варианте (ЭБ-У2д) рассматривается устойчивость к изменению параметров естественного режима и к изменению качества воды для придонного слоя. Все варианты ориентированы на пять классов оценки устойчивости. На 2-м уровне свертки рассчитывались ИПЭБ при равенстве приоритетов (весовых коэффициентов) и их неравенстве.

Проведена аprobация разработанных моделей для оценки экологического благополучия малого озера Суури (северо-западное приладожье). Были реализованы три варианта построения интегральных показателей. По результатам расчетов ИПЭБ по варианту модели ЭБ-У1 (устойчивость к изменению естественного режима и антропогенному эвтрофированию) значения ИПЭБ практически во все годы попадают в правую границу II-го класса ЭБ водоема (ЭБ «выше среднего»). По варианту модели ЭБ-У2п (устойчивость к изменению естественного режима и к изменению качества воды для поверхности озера) в 2010 и 2011 году значения интегрального показателя ЭБ попадают в правую границу II класса ЭБ (ЭБ «выше среднего»). А в 2012 и 2013 - в левую границу III класса. По последнему варианту модели ЭБ-У2д (устойчивость к изменению естественного режима и к изменению качества воды для придонного слоя воды) значения ИПЭБ в период с 2010 по 2013 гг. попадают в правую границу II класса ЭБ (ЭБ «выше среднего»). Только значение ИПЭБ за 2012 год находится на границе с III-м классом. Интегральная оценка ЭБ оз. Суури в 2014-2016 гг. показала, что экологическое благополучие озера по величине ИПЭБ также попадает в II класс (выше среднего). При этом значения интегрального показателя ЭБ незначительно изменялись внутри II-го класса (правая граница) или попадали в левую границу III класса. В целом, за 7 лет наблюдений сделан вывод о том, что экосистема озера способна сохранять высокий класс ЭБ достаточно длительное время.

Для оценки ЭБ речной системы было разработано несколько вариантов моделей с разным количеством используемых параметров (72, 50 и 28), относящихся к отдельным блокам. Для дальнейшего развития исследований планируется уточнение параметров по отдельным блокам, уточнение шкал, выявление роли задания приоритетов оценивания, аprobация моделей для различных водоемов, водосборов и рек; решение проблемы оценки ЭБ больших и средних рек. Оценка ЭБ для малой реки (река Лососинка, 28 параметров) выполнена для 2014 года. По величине сводного показателя ЭБ речная система отнесена к III классу ЭБ (ИПЭБ=0,390) со средним экологическим благополучием. При расчете сводного показатели ЭБ при нагрузке на речную систему (10%, 20% и 30%) речная система отнесена к III (0,439), III (0,457), III (0,504) классам соответственно. Границы III класса: от 0,381 до 0,550. Показано, что увеличение нагрузки на 30% практически выводит систему на границу с IV классом ЭБ и, по-видимому, является предельным для сохранения ЭБ речной системы.

Благодарности. Проведению исследований способствовала поддержка работ Институтом наук о Земле СПбГУ, в проведении работ на водных объектах участвовали студенты кафедры Гидрологии суши СПбГУ, магистранты кафедры Прикладной и системной экологии РГГМУ. Полезным было обсуждение первых результатов исследований на ДБМ-2015. Исследования выполнялись при частичной поддержке грантами РФФИ 13-05-10046-к, 13-05-00648-а, 14-05-00787-а, 16-05-00715.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дмитриев В. В., Федорова И. В., Бирюкова А. С. Подходы к интегральной оценке и ГИС – картографированию устойчивости и экологического благополучия геосистем. Часть IV. Интегральная оценка экологического благополучия наземных и водных геосистем // СПб. Вестник СПбГУ Сер. 7., 2016, Вып. 2. стр. 37-53.
2. Хованов Н. В. Анализ и синтез показателей при информационном дефиците. СПб.: Изд-во СПбГУ, 1996. 196 с.

Краткая информация об авторе

Дмитриев Василий Васильевич, доктор географических наук, профессор кафедры гидрологии суши

Специализация: Гидрометеорология. Гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия, гидробиология. География, экология, геоэкология, гидроэкология. Ландшафтovedение. Геоинформатика и системное моделирование. Экологическое нормирование. Интегральная оценка эмерджентных свойств сложных систем в природе и обществе

E-mail: vasiliy-dmitriev@rambler.ru; v.dmitriev@spbu.ru

Dmitriev Vasiliy Vasilyevich, Doctor of Geographical Sciences, Professor. Department of hydrology land

Area of expertise: Hydrometeorology. Land Hydrology, Water Resources, Hydrochemistry, Hydrobiology. Geography, ecology, geo-ecology, hydroecology. Landscape science. Geoinformatics and system modeling. Environmental regulation. Integral assessment of emergent properties of complex systems in nature and society

E-mail: vasiliy-dmitriev@rambler.ru; v.dmitriev@spbu.ru

УДК 502.1

Е. П. Истомин, А. Г. Соколов, А. Р. Цыбин, А. А. Фокичева

МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ КЛАСТЕРОВ

**Федеральное государственное бюджетное учреждение высшего образования
«Российский государственный гидрометеорологический университет»
195196, Россия, Санкт-Петербург, Малоохтинский проспект, 98**

E-mail: AlexanderSokoloff@yandex.ru

В статье рассмотрены методические подходы к формированию кластеров как точек роста пространственно распределенных систем и территорий, принципы кластерного анализа территории при формировании экологических кластеров, структура баз знаний геоинформационной системы принятия решений.