

## ОБ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Неверова-Дзиопак Е. В.<sup>1</sup>, Цветкова Л. И.<sup>2</sup>, Макарова С. В.<sup>2</sup>, Киселев А. В.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Краковская горно-металлургическая академия, 30-133, ул. Ю. Леа, Краков, Польша, e-mail: [elenad@agh.edu.pl](mailto:elenad@agh.edu.pl)

<sup>2</sup> Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет, Россия, 190005, Санкт-Петербург, 2-я Красноармейская ул., 4. e-mail: [rector@spbgasu.ru](mailto:rector@spbgasu.ru)

---

В статье приведены основные способы оценки экологического состояния водных объектов. Показано, что используемые в гидробиологии традиционные показатели и индексы не всегда адекватно могут оценить экологический статус водной экосистемы. В качестве интегрального показателя предложен разработанный в СПбГАСУ индекс трофического состояния (ИТС), основанный на установленной линейной зависимости величины рН от насыщения воды кислородом. Доказана репрезентативность ИТС на основе эмпирических исследований на разных водных объектах. ИТС был использован для разработки статистической модели, позволяющей решать ряд прикладных задач, связанных с обеспечением экологической безопасности водных объектов. Модель позволяет: рассчитывать экологически допустимые концентрации (ЭДК) биогенных веществ в воде водоема; рассчитывать экологический резерв (ЭР) водоема как в целом, так и в местах сброса сточных вод; рассчитывать концентрации биогенных веществ в сточных водах, допустимые к сбросу в водоем в пределах его экологического резерва; определять необходимую степень доочистки сточных вод от биогенных веществ отдельно для каждой очистной станции города. Верификация модели выполнена на примерах Невской губы и Финского залива Балтийского моря.

---

Ключевые слова: водный объект, экологическое состояние, экологическая безопасность, индекс трофического состояния.

## ON THE ECOLOGICAL SAFETY OF WATER BODIES

Neverova-Dziopak Ye. V.<sup>1</sup>, Tsvetkova L. I.<sup>2</sup>, Makarova S. V.<sup>2</sup>, Kiselyov A. V.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> AGH University of Technology, 30-133, U.Lea str., Krakow, Poland, e-mail: [elenad@agh.edu.pl](mailto:elenad@agh.edu.pl)

<sup>2</sup> Saint-Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering, 2nd Krasnoarmeiskaia St. 4, 190005, St.Petersburg, Russia, e-mail: [rector@spbgasu.ru](mailto:rector@spbgasu.ru)

---

Basic methods of estimation of the water bodies ecological state are presented in this paper. It is shown that the traditional indicators and indices using in hydrobiology may not adequately describe the ecological status of aquatic ecosystems. Integral index of trophical state (ITS) based on linear dependence of pH on the oxygen saturation of water was elaborated in the State University of Architecture and Civil Engineering. The representativity of the ITS was proved by the results of empirical research of different water bodies. ITS has been used to creation a statistical model to solve a number of problems related to ecological safety of the water bodies. The model makes it possible to: calculate the environmentally permissible concentration of nutrients in the reservoir; count ecological reserve of the water body, including the site of wastewater discharge; calculate the concentration of nutrients in the wastewater permissible for discharge into the water body within the its ecological reserve; determine the necessary degree of purification of wastewater from nutrients for each of treatment plant of the city. The model verification was fulfilled on the examples of the Neva Bay and the Gulf of Finland (Baltic Sea).

---

Key words: water bodies, ecological state, ecological safety, index of trophic state.

## **Введение**

Поверхностные воды – это высокоорганизованные надорганизменные экосистемы, состоящие из живых (биоценозов) и неживых (биотопов) компонентов, функционирующих как единое целое. Состав и структура водных биоценозов зависят от климатических, географических, гидрологических, физико-химических и других особенностей биотопа и являются функцией качества воды. С другой стороны – нормальное функционирование биоценозов определяет природный состав и свойства воды. При нарушении экологического равновесия экосистемы изменяется и качество воды а, следовательно, и условия водопользования. В то же время, водные объекты испытывают огромный антропогенный пресс в связи с их многофункциональным использованием: питьевое, хозяйственно-бытовое и промышленное водоснабжение; прием сточных и дренажных вод; водные транспортные артерии и лесосплав; использование в лечебных целях и рекреация; рыбное и охотничье хозяйство; гидроэнергетика, гидротехническое строительство и добыча полезных ископаемых и многое другое, что нарушает их нормальное функционирование.

Определение допустимых антропогенных нагрузок в пределах гомеостатического резерва водного объекта является превентивной мерой для сохранения экологической безопасности и качества воды в водоемах и водотоках, являющихся и объектами водопользования, и приемниками загрязняющих веществ одновременно.

## **Цель исследования**

Для обеспечения безопасности поверхностных вод, прежде всего, необходимы адекватные оценки экологического состояния водных объектов. «Первозданное ненарушенное» – нормативное состояние, должно служить критерием для оценок степени негативных воздействий и расчетов допустимых антропогенных нагрузок в пределах компенсационных возможностей экосистем.

## **Материал и методы исследований**

Соотношение скоростей продукционных (аккумулирующих солнечную энергию) и деструкционных (высвобождающих энергию) процессов, лежащих в основе биотического круговорота веществ в природе, является фундаментальной функциональной характеристикой любой экосистемы и биосферы в целом [5]. Академик РАН А. Ф. Алимов пишет: «Практически любые мероприятия по управлению качеством воды в водоеме связаны с изменением соотношения между скоростями продукции и деструкции органических веществ» [1].

Таким образом, универсальным интегральным критерием, наиболее удачно отражающим экологическое состояние водоемов, может быть материальный, энергетический или кинетический баланс продукции и деструкции органических веществ, который

характеризует также и трофический статус водоема, так как уровень трофности определяется балансовым итогом этих процессов. Следовательно, состояние биотического баланса и состояние трофности водоема в этом смысле являются синонимами. Л. П. Брагинский пишет: «...наиболее существенным критерием состояния экосистемы является баланс вещества и энергии» [2].

Следовательно, экологическое состояние водоемов можно оценивать по их трофическому статусу. Но возникает проблема выбора параметров, по которым следует контролировать трофическое (экологическое) состояние.

Для оценки трофности используется множество показателей. Так в работе Дмитриева В. В. и Фрумина Г. Т. [4] приведено 48 «критериев распознавания трофности водных экосистем» (валовая или чистая продукция, биомасса или численность фитопланктона, прозрачность и мн. др.).

Чаще для количественной оценки трофности используют концентрацию хлорофилла «а». Но его численные значения для одних и тех же типов вод у разных авторов резко отличаются. Так, для эвтрофных водоемов эти колебания составляют от 6 мкг/л до 100 мкг/л [3, 4].

Узкая профессиональная специализация и высокая квалификация, необходимые для определения большинства этих критериев, делают экологический мониторинг крайне трудоемким, дорогим и малодоступным в широкой практике, а результаты его часто противоречивы.

Задача экодиагностики водных объектов в настоящее время удовлетворительно не решена. Диагноз экологического состояния водоема не может быть сведен к сумме традиционных характеристик неживых и живых компонентов, используемых для санитарных оценок. Анализ банков данных даже многолетней динамики сотен отдельных химических и биологических показателей не отвечает поставленным целям. Необходимы интегральные показатели, отражающие эмерджентные свойства экосистемы, так как реакция на стресс системы отлична от реакции отдельного организма или даже целой популяции.

В экологии для интегральной характеристики состояния водоемов разработан ряд индексов.

Индексы сравнения: фактическое состояние экосистемы сравнивается с «ненарушенным» состоянием (коэффициенты Жаккара, Серенсена, Вайнштейна – Шорыгина, Константинова и др.).

Индексы видового обилия: это индексы, которые определяются эмпирическими зависимостями числа видов в пробе, от количества особей.

Индексы разнообразия: индексы основаны на теории информации. Они имеют

минимальное значение, когда все особи биоценоза характеризуются одинаковым признаком, и максимальные, когда этот признак различен для каждой особи. За характеризующий признак обычно принимается удельная численность каждого вида (индексы Фишера, Бриллюэна, Маргалефа, Шеннона).

Индекс видового разнообразия Шеннона нашел наибольшее применение:

$$H = -\sum_{i=1}^k p_i \log_2 p_i,$$

где  $p_i = n_i/N$ ,  $n_i$  – численность  $i$ -того вида,  $N$  – общая численность особей всех видов.

Максимальное значение  $H$  соответствует ситуации, когда  $k=N$ , а  $n_i = 1$ , минимальное – при  $N=n_i$ , а  $k=1$ .

Существует также ряд других индексов: индексы выравненности, индексы экосистемной нарушенности, индексы агрегированности и другие, которые не нашли, однако, широкого практического применения.

Сравнительные достоинства различных индексов неоднократно обсуждались в литературе. Все индексы показывают, что неблагоприятные внешние воздействия на экосистему приводят к снижению разнообразия и доминированию одного или малого числа видов.

Материалом для исследований служил банк данных многолетних натуральных исследований водной системы Невская губа – Финский залив.

Методы исследований – статистический анализ, корреляционные связи, уравнения множественной регрессии.

### **Результаты исследований и их обсуждение**

В исследованиях, проведенных в СПбГАСУ, было установлено, что в олиготрофных и слабomezотрофных условиях значения индекса Шеннона, рассчитанного по фитопланктону, колебались от 3 до 3,5, в мезотрофных – от 2,3 до 2,9, а в эвтрофных – от 1,6 до 1,8, что хорошо согласуется с литературными данными [5].

Исследовались также зависимости индекса видового разнообразия от основных абиотических факторов: глубины водоема, температуры воды, скорости течения, прозрачности и антропогенных нагрузок, в качестве которых рассматривались концентрации биогенных веществ ( $N_M$ ,  $P_M$ ,  $Si_M$ , БПК<sub>5</sub>).

Было установлено:

– Индекс видового разнообразия « $d$ » хорошо коррелируется с основными традиционными показателями, характеризующими экологический статус водоема: числом видов фитопланктона, его численностью и биомассой, количеством сине-зеленых водорослей, скоростью фотосинтеза, суточным балансом продукции и деструкции

органических веществ и др.

– Индекс разнообразия «*d*» может быть использован для оценки экологического состояния водоемов и водотоков только в области «олиготрофные – эвтрофные воды».

– Показатель страдает рядом недостатков: имеет одинаковые значения в дистрофных и эвтрофных водах; требует высокой квалификации и узкой специализации исследователя, определяющего видовой и количественный состав водорослей (отбор проб фитопланктона и их обработка – чрезвычайно трудоемкий процесс).

Все это ограничило использование индекса видового разнообразия в рутинной практике экологического мониторинга.

Интегральный показатель трофического состояния водной экосистемы должен отражать итог продукционно-деструкционных процессов.

Для оценки экологического состояния поверхностных вод был разработан новый интегральный показатель.

Предлагаемый показатель характеризует именно состояние продукционно-деструкционного баланса, который является важнейшей функциональной характеристикой любых экосистем. Он основан на установленной эмпирической зависимости величины рН воды от насыщения ее кислородом, возникающей при эвтрофировании. В упрощенном виде можно объяснить так: при увеличении скорости фотосинтеза [CO<sub>2</sub>] уменьшается, а рН воды, соответственно, увеличивается. Одновременно увеличивается насыщение воды кислородом, и при цветении может достигать до 200 % и более.

Величина рН, рассчитанная по найденным зависимостям для нормального 100 %-ного насыщения воды кислородом, тем больше, чем выше трофический статус водоема, и может служить интегральным показателем его трофического состояния, т.е. состояния его биотического баланса. Показатель был назван «индексом трофического состояния» – «*Index of trophical state*» – *ITS*. Он принимает следующие значения в пресных и солоноватых водах (табл. 1).

Таблица 1

Значения *ITS* в разных трофических условиях

Трофическое состояние	Пресные воды	Солоноватые воды
Дистрофные воды	< 6,0	< 6,2
Ультраолиготрофные	6–6,7	6,2–6,9
Олиготрофные	6,7–7,3	6,9–7,5
Мезотрофные	7,3–8,0	7,5–8,2
Эвтрофные	> 8,0	> 8,2

Была выполнена проверка репрезентативности интегрального показателя *ITS* в

современных условиях, который рассчитывается на основе линейной зависимости величины рН от насыщения воды кислородом (рис. 1, 2).

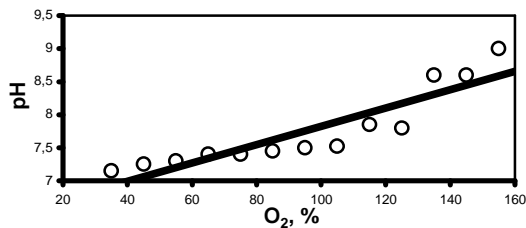


Рис. 1. Зависимость рН от насыщения воды кислородом в Невской губе

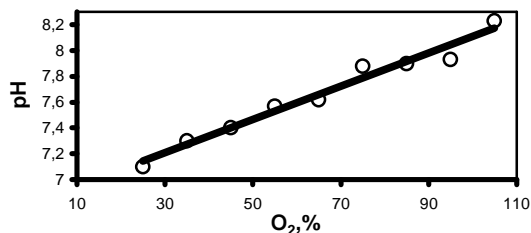


Рис. 2. Зависимость рН от насыщения воды кислородом ( $O_2, \%$ ) в Финском заливе

Уравнения связи между рН и  $O_2, \%$ , были получены для многих других водоемов, что свидетельствовало о репрезентативности показателя *ITS*, на который был получен патент [6] (табл. 2).

Таблица 2

Зависимость величины рН от насыщения воды кислородом ( $O_2, \%$ ) в разные годы в Невской губе и других водоемах

Водоем, литературный источник	Год	Трофический статус водоема	Число измерений	Коэффициент корреляции	Уравнения	<i>ITS</i>
Невская губа	1962	олиготрофный	151	0,978	$pH = 5,824 + 0,014 \cdot O_2, \%$	7,22
	1974	мезотрофный	217	0,859	$pH = 6,530 + 0,014 \cdot O_2, \%$	7,93
	1975	мезотрофный	373	0,948	$pH = 6,508 + 0,013 \cdot O_2, \%$	7,81
	1976	мезотрофный	557	0,871	$pH = 6,627 + 0,012 \cdot O_2, \%$	7,83
	1977	эвтрофный	385	0,910	$pH = 6,623 + 0,014 \cdot O_2, \%$	8,02
	1978	мезотрофный	257	0,927	$pH = 6,628 + 0,012 \cdot O_2, \%$	7,83

	2003 – 2004	мезотрофный	449	0,907	pH = 6,458 + 0,013·O <sub>2</sub> , %	7,76
Финский залив	2003	эвтрофный	93	0,944	pH = 6,716 +	8,02
	2004	эвтрофный	110	0,988	pH = 6,824 +	8,12
Пруды в Краснодарском крае	1953	эвтрофный	56	0,989	pH = 6,987 + 0,012·O <sub>2</sub> , %	8,19
Озера Северной Америки	1959	ультра- олиготрофны	12	0,837	pH = 4,634 + 0,014·O <sub>2</sub> , %	6,03
Гидрокарбонат- ные озера Карелии	1959	мезотрофный	37	0,857	pH = 6,437 + 0,012·O <sub>2</sub> , %	7,64
Озера Южной Карелии	1959	мезотрофный	26	0,795	pH = 6,216 + 0,013·O <sub>2</sub> , %	7,52
Озера Ярославской области	1959	эвтрофный	13	0,690	pH = 7,100 + 0,011·O <sub>2</sub> , %	8,20
Озеро Жемчужное	1961	олиготроф- ный	43	0,969	pH = 5,521 + 0,012·O <sub>2</sub> , %	6,72

Измерения pH и O<sub>2</sub> синхронно с другими параметрами позволяют найти зависимость *ITS* от многих гидрологических, гидрохимических и гидробиологических факторов.

Данный показатель позволил разработать эмпирическую статистическую модель Невской губы для расчетов экологически допустимых концентраций биогенных веществ в целях предотвращения эвтрофирования.

В качестве главных входных параметров, определяющих экологический статус водоема, приняты: расход воды в водоеме (*Q*), глубина водоема (*H*), температура воды (*t*<sup>°</sup>), концентрации минеральных форм азота и фосфора (*N<sub>M</sub>*, *P<sub>M</sub>*) и концентрации хлорофилла «*a*» (*Chl*).

Наличие тесной линейной парной корреляции между *ITS* и входными параметрами позволяет использовать в качестве модели эвтрофирования линейное уравнение множественной регрессии:

$$ITS = a_0 + a_1(Q) + a_2(H) + a_3(t^\circ) + a_4(N_M) + a_5(P_M) + a_6(Chl).$$

На основе базы данных натурных наблюдений последних лет были найдены

численные значения параметров уравнения ( $a_0 - a_6$ ).

Статистические оценки полученного уравнения свидетельствуют о высокой степени его достоверности (коэффициент корреляции = 0,992; стандартное отклонение – 0,084; уровень значимости  $p = 0,0001$ ).

Верификация модели была выполнена для нескольких районов Невской губы и показала, что расчетные значения  $ITS$  отклонялись от эмпирических в среднем на 0,8% (максимальное отклонение составило – 2%).

Переход водоема в опасное эвтрофное состояние происходит при  $ITS \geq 8,0$ , которое и принимается за нормативное:  $ITS^H = 8,0$ .

Задав нормативное значение  $ITS$ , можно записать

$$ITS^H \leq a_0 - a_1(Q) - a_2(H) + a_3(t^\circ) + a_4(N_M) + a_5(P_M) + a_6(Chl).$$

Тогда экологически допустимые концентрации фосфора ЭДК( $P_M$ ) и азота – ЭДК( $N_M$ ) для Невской губы можно рассчитать из неравенства, приняв граничное значение  $ITS^H = 8,0$ , по формулам:

$$\text{ЭДК}(P_M) = [(ITS^H - a_0) + a_1(Q) + a_2(H) - a_3(t^\circ) - a_4(N) - a_6(Chl)] / a_5,$$

$$\text{ЭДК}(N_M) = [(ITS^H - a_0) + a_1(Q) + a_2(H) - a_3(t^\circ) - a_5(P) - a_6(Chl)] / a_4,$$

где ЭДК( $P_M$ ), ЭДК( $N_M$ ) – экологически допустимые концентрации минеральных форм фосфора и азота, мкг/л;  $Q$  – расход воды в водоеме, млн. м<sup>3</sup>/сут;  $H$  – глубина водоема, м;  $t^\circ$  – температура воды, °С;  $N_M$  – концентрации минеральных форм азота ( $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ) в воде водоема, мкг/л;  $P_M$  – концентрация минерального фосфора в воде водоема, мкг/л;  $Chl$  – концентрация хлорофилла «а», мкг/л.

Рассчитанные ЭДК фосфора и азота можно рассматривать как региональные экологические нормативы биогенных веществ, выполнение которых должно обеспечивать нормальное функционирование водного объекта.

### **Выводы**

Полученная модель дает возможность решать многие прикладные задачи, связанные с предотвращением эвтрофирования и обеспечением экологической безопасности. Модель позволяет:

- рассчитывать экологически допустимые концентрации (ЭДК) биогенных веществ в воде водоема;
- рассчитывать экологический резерв (ЭР) водоема как в целом, так и в местах сброса сточных вод;
- рассчитывать концентрации биогенных веществ в сточных водах, допустимые к сбросу в водоем в пределах его экологического резерва;



определять необходимую степень доочистки сточных вод от биогенных веществ раздельно для каждой очистной станции города.

### Список литературы

1. Алимов, А. Ф. Закономерности функционирования и стратегия управления экосистемами эстуария р. Невы / А. Ф. Алимов и др. // Экологическое состояние водотоков р. Невы. – СПб., 1996. – С. 187–204.
2. Брагинский, Л. П. Комплексные критерии устойчивости водных экологических систем к действию токсических веществ / Л. П. Брагинский // Сб. тез., сообщ. Всесоюз. конф. «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования», 3–4 окт. 1979 г. – Харьков, 1979. – С. 3–7.
3. Винберг, Г. Г. Первичная продукция водоемов / Г. Г. Винберг. – Минск: АН СССР, 1960. – 328 с.
4. Дмитриев, В. В. Экологическое нормирование и устойчивое развитие природных вод / В. В. Дмитриев, Г. Т. Фрумин. – СПб.: Наука, 2004. – 291 с.
5. Цветкова, Л. И. Экология / Л. И. Цветкова, М. И. Алексеев, Ф. В. Кармазинов, Е. В. Неверова-Дзиопак и др.: Учебник для техн. вузов. 2-е изд. – М.: Изд-во АСВ; СПб.: Химиздат, 2001. – 552 с.
6. Neverova-Dziopak E. Podstawy zarzadzania procesem eutrofizacja antropogenicznej / E. Neverova-Dziopak. AGH. – Krakow, 2010. – 131s.

### Рецензенты:

Шишкин Александр Ильич, д.т.н., профессор, научный руководитель лаборатории экологического нормирования, Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Санкт-Петербургский государственный политехнический университет» (СПбГПУ), г. Санкт-Петербург.

Васильев Виктор Михайлович, д.т.н., профессор, зав. кафедрой гидравлики, Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет» (СПбГАСУ), г. Санкт-Петербург.