

## ДОПУСТИМЫЙ ПРИВНОС БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВОДОЕМЫ С ЗАМЕДЛЕННЫМ И УМЕРЕННЫМ ВОДООБМЕНОМ

**А.Н. Попов**

E-mail: pan1944@rambler.ru

*ФГБУ «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», г. Екатеринбург, Россия*

**АННОТАЦИЯ:** В статье представлены результаты исследований по определению допустимого привноса биогенных веществ в водоемы с умеренным и замедленным водообменом различного типа: фитопланктонного, фитопланктонно-макрофитного и макрофитного. Показано, что допустимый привнос биогенных элементов необходимо определять, опираясь на их фактический фиксируемый трофический уровень и его допустимое изменение, назначаемое в зависимости от видов водопользования водного объекта.

Определение допустимого увеличения потоков общего фосфора в водоемы фитопланктонного, фитопланктонно-макрофитного и макрофитного типов производится через определение допустимого, с точки зрения водопользователя, увеличения биомассы либо фитопланктона, либо высшей водной растительности. Даны уравнения для определения допустимого привноса общего фосфора в фитопланктонные, фитопланктонно-макрофитные и макрофитные водоемы.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** восстановление водных объектов, маловодье, растительность, поровые воды, водоемы с умеренным и замедленным водообменом, трофический статус, биогенная нагрузка, предельный внос биогенных веществ, экосистема водного объекта.

Водные объекты с замедленным и умеренным водообменом (озера, водохранилища) откликаются на антропогенное воздействие либо усилением продукционных процессов (эвтрофикация), либо подавлением эвтрофикационных процессов, но ухудшением гидрохимического режима, либо проявлением обоих процессов одновременно.

Особенностью формирования экосистем и гидрохимического режима таких водоемов является многократное участие поступивших ингредиентов в гидробиологических и физико-химических внутриводоемных процессах, затрудняющее оценку формирования его состояния. Так, многократное участие биогенных элементов в биологическом кругообороте в экосистеме водоема приводит к превышающей в несколько раз рассчитан-

© А.Н. Попов, 2020

ную на основании информации о годовом поступлении биогенов из внешних источников фактической удельной биогенной нагрузке, что является причиной повышенного трофического статуса водоема, не соответствующего поступлению в водный объект биогенных элементов. Возникает вопрос о величине привноса биогенных элементов в водоемы с замедленным и умеренным водообменом, позволяющей не выходить за рамки допустимых изменений продукционных процессов.

Анализ причин, вызывающих повышение продуктивности озер, прудов и водохранилищ показал, что основой этого явления в 98 % случаев является повышенное соотношение содержания общего фосфора по отношению к содержанию общего азота ( $> 1 : 7$ ). Следовательно, чтобы не вызвать увеличения продуктивности водоема («цветения» водорослей, зарастания, ухудшения трофического статуса водных экосистем) против допустимого с точки зрения водопотребителя, необходимо контролировать поступление общего фосфора.

#### ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ВОДОЕМА

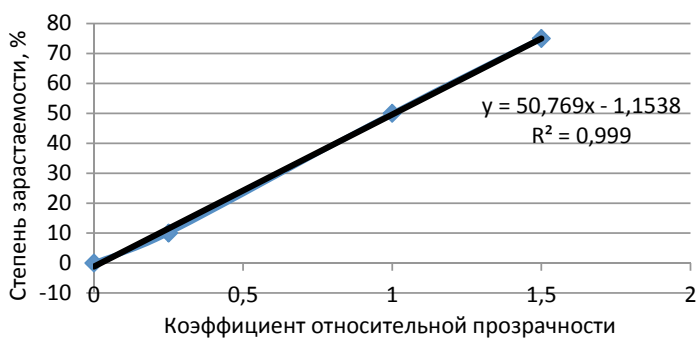
Гидробиологическое состояние водоема (трофический статус) определяется множеством параметров, основными и наиболее доступными из которых являются: степень зарастания и удельная биомасса, продукция высших водных растений, концентрация фитопланктона или хлорофилла *a*, биомасса зоопланктона.

Наиболее часто применяемым показателем экологического состояния является трофический статус водного объекта – характеристика водоема по уровню его биологической продуктивности (кормности, трофности), оцениваемой по величине первичной продукции. Выделяют четыре основных типа водоемов: олиготрофные (бедные биогенами), эвтрофные (богатые биогенами), мезотрофные (промежуточный), дистрофные (содержат большое количество биогенных элементов, находящихся в трудноусвояемой форме, как правило, кислые воды).

Биопродуктивность выражается не только концентрацией фитопланктона, но и степенью зарастаемости водного объекта, которая, как и первая, в значительной мере зависит от соотношения прозрачности воды к средней глубине (коэффициента относительной прозрачности). На рис. 1 представлен график взаимосвязи коэффициента прозрачности и степени зарастаемости водоема [1].

По показателю относительной прозрачности все водоемы разбиты на пять основных групп.

*Первая группа* – оптически очень мелководные (олигофотобатные) озера: прозрачность воды более чем в четыре раза меньше средней глубины озера,  $N_{пр}/N_{ср} < 0,25$  (преобладающий вид проявления продукционных процессов – «цветение» фитопланктона).



**Рис. 1.** Взаимосвязь коэффициента прозрачности и степени зарастаемости водоема.

*Вторая группа* – оптически мелководные озера (олигомезофотобатные): прозрачность воды в 2–4 раза меньше средней глубины водоема,  $N_{пр}/N_{ср} = 0,25–0,50$  (преобладающий вид проявления продукционных процессов – «цветение» фитопланктона).

*Третья группа* – оптически среднеглубокие (мезофотобатные) озера: прозрачность воды в 1–2 раза меньше средней глубины водоема,  $N_{пр}/N_{ср} = 0,5–1,0$  (проявление продукционных процессов – «цветение» фитопланктона, частичная зарастаемость акватории – до 50 %).

*Четвертая группа* – оптически глубокие (мезополифотобатные) озера: прозрачность в 1–2 раза больше средней глубины озера,  $N_{пр}/N_{ср} = 1–2$  (проявление продукционных процессов – зарастаемость акватории >50 %).

*Пятая группа* – оптически очень глубокие (полифотобатные) озера: прозрачность воды больше чем в 2 раза средней глубины,  $N_{пр}/N_{ср} > 2$  (проявление продукционных процессов – зарастаемость акватории до 100 %).

В табл. 1 представлены данные о взаимосвязи между коэффициентом прозрачности и типом озера.

Допустимый принос биогенных элементов в водоемы с умеренным и замедленным водообменом необходимо определять, опираясь на их фактический фиксируемый трофический уровень и допустимое его изменение, назначаемое в зависимости от видов водопользования данного водного объекта. Это указывает на необходимость определения не только типа и трофического статуса водоема, но и общего фактического и удельного потока фосфора, поступающего из внутренних и внешних источников. Определение удельного потока требует информации о площади акватории водного объекта.

Определение трофического статуса фитопланктонного и фитопланктонно-макрофитного водоемов может производиться двумя наиболее доступными методами:

- определением концентрации фитопланктона;
- определением концентрации хлорофилла *a*.

Далее, на основании данных, представленных в табл. 2., определяется трофический статус водоема.

**Таблица 1.** Взаимосвязь между коэффициентом прозрачности и типом озер [1]

Группа водоема по показателю относительной прозрачности	Коэффициент относительной прозрачности	Тип водоема
Оптически очень мелководные озера (олигофотобатные)	$\leq 0,25$	Фитопланктонный (планктотрофный)
Оптически мелководные озера (олигомезофотобатные)	0,25–0,50	Фитопланктонный (планктотрофный)
Оптически среднеглубокие (мезофотобатные)	0,5–1,0	Фитопланктонно-макрофитный (бентопланктотрофного типа (гармоничного))
Оптически глубокие (мезополифотобатные)	1–2	Макрофитный (бентотрофный)
Оптически очень глубокие (полифотобатные)	2–4	Макрофитный (бентотрофный)

**Таблица 2.** Показатели трофического статуса водоемов по концентрации хлорофилла *a* и биомассы фитопланктона (средние за лето величины) [2]

Трофический тип	Концентрация хлорофилла <i>a</i> , мг/м <sup>3</sup>	Биомасса фитопланктона, мг/дм <sup>3</sup>
Олиготрофный	<5–10	< 0,1–0,5
Мезотрофный	11–20	0,6–2,0
Эвтрофный	21–75	2,1–10,0
Политрофный	76–150	10–50,0
Гипертрофный	150–250 и >	$\geq 50$ –100

### ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА МАКРОФИТНЫХ ВОДОЕМОВ

Определение трофического статуса макрофитных водоемов может производиться несколькими методами:

– По степени зарастания (покрытия) высшей водной растительностью акватории водоема и видовому составу высших водных растений. В олиготрофных и слабоминерализованных водоемах с прозрачной водой среди погруженных макрофитов господствуют низкорослые растения: мхи, ивоэтиды (полушниковые), при более высокой минерализации – харовые водоросли. При умеренном возрастании трофии в мезотрофных озерах биомасса погруженной растительности и занимаемые ею площади макси-

мальны, видовой состав наиболее богат, преобладают высокорослые элодеиды (элодея, роголистник, лютик, уруть, широколистные рдесты), вытесняющие низкорослые харовые водоросли. Некоторые высокорослые виды харовых водорослей более устойчивы к повышению уровня трофии.

Свидетельством приближения критического уровня нагрузки является массовое развитие нитчатых водорослей. Дальнейшее возрастание эвтрофирующего воздействия приводит к срыву макрофитной экосистемы, резкой активизации фитопланктона и переходу экосистемы к обычному фитопланктонному типу. При нарастании эвтрофирующего воздействия происходят закономерные изменения в видовом составе макрофитов (главным образом, погруженных) и в степени зарастания водоемов.

– По структурным показателям зоопланктона. Классификация трофического состояния водоемов по зоопланктону приведена в табл. 3.

**Таблица 3.** Классификация трофического состояния водоемов по структурным показателям зоопланктона

Показатель	О	М	Э
Показатель E/O	< 0,5	0,5–1,5	> 1,5
Индекс по биомассе, Н	4,0–2,6	2.5-2.1	2,0–1,0
Отношение биомассы зоопланктона и фитопланктона за вегетационный период	4:1	–	0,5:1
Отношение биомассы зимнего и летнего зоопланктона	1: (1–9)	1: (10–90)	1: (>100)
Отношение дыхания к биомассе зоопланктона	0,15	0,20	0,30
Показатель Q	< 1,0	1,0–2,0	> 2,0
Биомасса сестона, мгС/л	0,07–0,33	0,33–1,50	1,50–6,80
E	< 0,2	0,2–1,0	1,0–4,0

*Примечание:* О – олиготрофный; М – мезотрофный; Э – эвтрофный; Q – отношение числа видов р. Brachionus к числу видов р. Trichocera; E/O – соотношение числа видов-индикаторов эвтрофного и олиготрофного типа;  $E = K(X+1)/(A+V)(Y+1)$ , где K – число видов Rotatoria, A – Copepoda, V – Cladocera, X – мезотрофные виды, Y – олиготрофные виды;  $H = -S p_i \log_2 p_i$ ,  $p_i = V_i/V$ ,  $V_i$  – биомасса индикаторного вида зоопланктона; V – общая масса зоопланктона.

Определение трофического статуса водоема любого типа возможно по концентрации общего фосфора, для чего необходимо установить среднегодовое содержание общего фосфора и оценить трофический статус водоема. Однако многочисленные исследования показали, что зависимость между концентрациями биогенных веществ и величиной первичной продукции имеет невысокий коэффициент корреляции, что вынуждает весьма осторожно относиться к этим критериям. Более точным критерием трофического состояния водоема является соотношение удельной биогенной на-

грузки с морфометрическими характеристиками и временем проточности (для проточных водоемов).

При наличии информации о потоках биогена в водоем, его площади, средней глубине и времени водообмена для определения трофического статуса используются схемы Фолленвайдера для непроточных и малопроточных водоемов (рис. 2) и для водоемов средней проточности (рис. 3).

Следует заметить, что для определения допустимого привноса биогенных веществ в водоем, необходимо знать трофический уровень и фактическую удельную биогенную нагрузку на водный объект. При отсутствии таковой ее определение является обязательным.

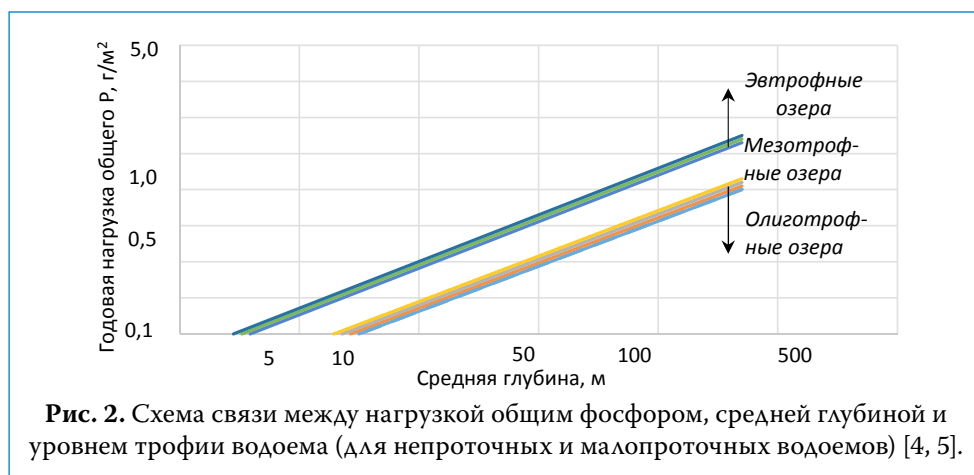


Рис. 2. Схема связи между нагрузкой общим фосфором, средней глубиной и уровнем трофии водоема (для непроточных и малопроточных водоемов) [4, 5].

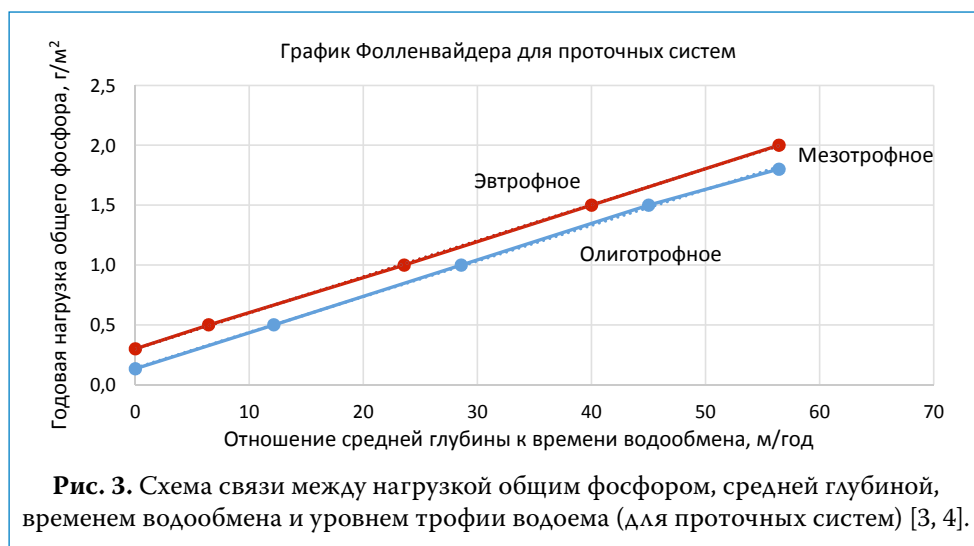


Рис. 3. Схема связи между нагрузкой общим фосфором, средней глубиной, временем водообмена и уровнем трофии водоема (для проточных систем) [3, 4].

Для определения трофического статуса оптически глубоких и оптически очень глубоких водоемов необходимо применять графики Фолленвайдера, поскольку, как показывает опыт, данные водоемы при практически полной зарастаемости высшей водной растительностью по показателю хлорофилла или концентрации фитопланктона относятся либо к олиготрофным, либо мезотрофным водным объектам, являясь при этом высокоэвтрофными.

### ОПРЕДЕЛЕНИЕ ДОПУСТИМОГО УВЕЛИЧЕНИЯ ФОСФОРНОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДОЕМЫ

#### Определение допустимого увеличения фосфорной нагрузки на водоемы фитопланктонного и фитопланктонно-макрофитного типов

В данном случае определение допустимого увеличения потоков общего фосфора производится через определение допустимого, с точки зрения водопользователя, увеличения биомассы фитопланктона.

Определение допустимого увеличения продукционной способности фитопланктонного и фитопланктонно-макрофитного водоемов производится в соответствии с данными табл. 4, в которой представлены максимально допустимые (данные табл. 2) концентрации хлорофилла *a* и биомассы фитопланктона, не допускающие перехода водного объекта из высшего в более низкий трофический статус.

**Таблица 4.** Максимально допустимые концентрации хлорофилла *a* и биомассы фитопланктона, не допускающие перехода водного объекта из высшего в более низкий трофический статус

Трофический тип	Допустимое увеличение концентрации хлорофилла <i>a</i> , мг/м <sup>3</sup>	Допустимое увеличение биомассы фитопланктона, мг/дм <sup>3</sup>
Олиготрофный	до 10	до 0,5
Мезотрофный	до 20	до 2,0
Эвтрофный	до 75	до 10,0
Политрофный	до 150	до 50,0
Гипертрофный	до 250 и >	до 100

Определение допустимого увеличения удельного потока фосфора в водоем фитопланктонного и фитопланктонно-макрофитного типа осуществляется в следующем порядке:

- определяется биомасса фитопланктона в водоеме в исходном состоянии ( $B_1$ );
- определяется удельная фосфорная нагрузка на водоем в исходном состоянии ( $\Pi_1$ );
- водопользователем устанавливается допустимая биомасса водорослей в водоеме при заданном виде водопользования после поступления дополнительного количества биогенов ( $B_2$ );



- допустимое увеличение внешней удельной фосфорной нагрузки ( $X$ ) определяется по уравнению (4) (табл. 5);
- общая удельная нагрузка определяется по уравнению (2) (табл. 5);
- количество общего фосфора, допустимое к привносу в водоем в год, определяется по уравнению  $X = ((B_2 - B_1) \cdot \Pi_1 / B_1) \cdot F_{\text{общ}}$ .

В табл. 5 представлен расчет допустимого увеличения удельного потока фосфора в водоем, обеспечивающего не превышение уровня его трофности, задаваемого водопользователем.

Определение фактической фосфорной нагрузки построено на следующем положении: среднегодовая концентрация общего фосфора в водоеме ( $C_p$ , г/м<sup>3</sup>) равна его концентрации в мае. Фактическая суммарная фосфорная нагрузка составит:  $\Pi_1 = C_p \cdot V/F$ , где  $V/F$  – отношение среднегодового объема водоема (м<sup>3</sup>) к соответствующей этому объему площади (м<sup>2</sup>).

**Таблица 5.** Расчет допустимого увеличения удельного потока фосфора в водоем, обеспечивающего не превышение уровня его трофности, задаваемого водопользователем

Показатели	Водоем в зафиксированном состоянии	Водоем при увеличении фосфорной нагрузки
Удельная фосфорная нагрузка, г/м <sup>2</sup> год	$\Pi_1$	$\Pi_2$
Допустимое увеличение внешней фосфорной нагрузки	0	$X$
Увеличение величины уровня трофии, %	–	$(\Pi_2 - \Pi_1) / \Pi_1 \cdot 100$ (1)
Общая удельная фосфорная нагрузка, г/м <sup>2</sup> год	$\Pi_1$	$\Pi_2 = \Pi_1 + X$ (2)
Допустимая биомасса фитопланктона годовая, г/м <sup>3</sup>	$B_1$	$B_2 = B_1 \cdot (1 + (\Pi_2 - \Pi_1) / \Pi_1)$ (3)
Расчет допустимого увеличения внешней фосфорной нагрузки, г/м <sup>2</sup> год	0	$X = (B_2 - B_1) \cdot \Pi_1 / B_1$ (4)

### Определение допустимого увеличения фосфорной нагрузки на водоемы макрофитного типа

Определение допустимого увеличения потоков общего фосфора в водоемы макрофитного типа производится через определение допустимого, с точки зрения водопользователя, увеличения биомассы высшей водной растительности. Базисом для этого служат данные о фактической степени зарастания и фактической удельной биомассе высших водных растений. Методика определения этих параметров представлена в работе [5].



Для любого водоема существует оптимум развития макрофитов в конкретный исторический момент его жизни. Оптимальную степень зарастания водоема высшей водной растительностью в % можно рассчитать по уравнению [6]:

$$M_{cov} = IF(Lat < 55) THEN (56,5 \times (Sec/D_{mean})) ELSE (23,6 \times (Sec/D_{mean})), \quad (1)$$

где Lat – географическая широта, °с.ш.;

Sec – прозрачность по диску Секки, м;

D<sub>mean</sub> – средняя глубина водоема, м.

Оптимальную годовую продукцию макрофитов (ккал/м<sup>2</sup>год) в водоеме рассчитывают по следующей формуле [6]:

$$P_{mac} = 10^{(2,21 + 1,08 Lg(M_{cov}) - 0,49 (90/(90 - Lat))), \quad (2)$$

где M<sub>cov</sub> – оптимальная степень зарастания водоема макрофитами, %,

Lat – географическая широта, °с.ш.

Оптимальной продукцией макрофитов в водоеме для конкретных условий окружающей среды считается исчисляемая величина с учетом погрешности в пределах 20 %. При этом следует учитывать и тот факт, что биомасса макрофитов может значительно возрасти по естественным климатическим причинам, вплоть до удвоения среднего значения [7].

Если фактический уровень продукции макрофитов укладывается в величину, рассчитанную для системы диагностики биологической продуктивности, с учетом 20 % погрешности, то данный водоем не испытывает избыточной нагрузки по фосфору. Если же расчетный уровень продукции макрофитов выше оптимального, и это подтверждается наблюдениями трех лет подряд, то такой водоем предлагается считать избыточно нагруженным фосфором. Чрезмерно высокая продукция макрофитов, наблюдаемая в течение 1–2 лет, но возвращающаяся к расчетным величинам на третий год, будет указывать на климатическую обусловленность таких продукционных пиков.

Если в водоеме фактическая продукция макрофитов ниже рассчитанной для системы диагностики биологической продуктивности, с учетом 20 % погрешности, данный водоем может быть приемником дополнительной фосфорной нагрузки, рассчитанной на дополнительную продукцию макрофитов, равную  $P_{mac} - P_{факт} = P_{доп}$  (ккал/м<sup>2</sup> год) (3).

Для пересчета килокалорий в биомассу макрофитов используются следующие соотношения: 1 ккал = 0,217 г органического вещества биомассы ВВР = 0,25 г сухого вещества биомассы ВВР = 1,56 г сырой массы растений [8]. Среднее содержание воды в макрофитах принято равным 84 %, золы – 13 % сухой массы. В среднем масса углерода составляет 46 % массы беззольного органического вещества или 41 % абсолютно сухой массы: 1 г С = 10 ккал, 1 ккал = 4,2 Дж. [9].

### Определение допустимого привноса общего фосфора в макрофитный водоем

Содержание общего фосфора (мкг/л), которое обеспечит оптимальную продукцию макрофитов, составляет:

$$TP = 1000((SDA \cdot 4 \cdot 10^{-6} \cdot P_{ter} \cdot 2^{(T_{em}-12)/10} \cdot F_{eu} + 0,00003P_{re}) \cdot (1-5/(5+D_{mean}/T_w)) \cdot T_w) / D_{mean}, \quad (4)$$

где SDA – удельный водосбор;

$P_{ter}$  – продукция растительности на водосборе, ккал/м<sup>2</sup> год;

$T_{em}$  – среднегодовая температура воздуха, °C;

$F_{eu}$  – фактор эвтрофирования, при отсутствии антропогенной нагрузки = 1;

$P_{re}$  – годовая сумма осадков, мм/год;

$D_{mean}$  – средняя глубина озера, м;

$T_w$  – время пребывания воды в озере, год.

$P_{ter}$  – продукция растительности на водосборе, ккал/м<sup>2</sup> год, равная  $(3000 / (1 + EXP(1,315 - 0,119 T_{em})) \times 4$  [10, 11].

Дополнительная допустимая продукция макрофитов составит:  $R_{доп} \cdot 0,25$  г сухой биомассы на м<sup>2</sup> в год или  $R_{доп} \cdot 1,56$  г сырой биомассы на м<sup>2</sup> в год. Для обеспечения подобной продукционной деятельности необходимо дополнительное количество общего фосфора, равное  $0,25 R_{доп} \cdot 1,65$  мг на м<sup>2</sup> в год.

Возможный дополнительный привнос общего фосфора в макрофитный водоем составит  $0,25 R_{доп} \cdot 1,65 \cdot F_M$  мм/год ( $F_M$  – площадь зарастания водоема макрофитами, м<sup>2</sup>, равная  $F_{общ.} \cdot M_{cov}/100$ ).

### ВЫВОДЫ

Таким образом, допустимый привнос биогенных элементов в водоемы с умеренным и замедленным водообменом необходимо определять, опираясь на их фактический фиксируемый трофический уровень и допустимое его изменение, назначаемое в зависимости от видов водопользования данного водного объекта. Это указывает на необходимость определения не только трофического статуса водоема, но и общего фактического и удельного потока фосфора общего в водоем из внутренних и внешних источников.

Определение допустимого увеличения потоков общего фосфора в водоемы фитопланктонного и фитопланктонно-макрофитного типов производится через определение допустимого, с точки зрения водопользователя, увеличения биомассы фитопланктона. Допустимое увеличение фосфорной нагрузки на водоемы макрофитного типа устанавливается через определение допустимого, с точки зрения водопользователя, увеличения биомассы высшей водной растительности, базисом для чего служат данные о фактической степени зарастания и фактической удельной биомассе высших водных растений.

На основе данных о фактической степени эвтрофирования, зарастания и фактической удельной биомассе фитопланктона и высших водных растений разработаны методики определения допустимого привноса общего фосфора в фитопланктонные, фитопланктонно-макрофитные и макрофитные водоемы.

Допустимую дополнительную нагрузку водоемов общим фосфором впервые обоснованно предлагается определять, опираясь не на величину ПДК, а на удельную биогенную нагрузку на водный объект, что, в соответствии с опытом отечественного и мирового гидробиологического научного сообщества, дает объективную картину изменений в его экосистеме при изменении поступления биогена. Применение подобного подхода позволяет, в свою очередь, реально определить квоты привноса биогенов в водоем для конкретных водопользователей.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Oзера.info. Режим доступа: <http://www.xn--zera-45d.info/.../coefficient-relative-transparency>, (дата обращения 20.03.2019).
2. Мартынова М.В. Внутренняя биогенная нагрузка и экспериментальные способы ее оценки // Изучение взаимодействия в системе «вода – донные отложения». Ереван: Изд-во АН Арм. ССР, 1987. С. 29–39.
3. *Vollenweider R.A.* Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz. Z. Hydrol., 1975. Bd. 37. P. 53–83.
4. *Хендгран-Селлерс Б.* Инженерная Лимнология. Л.: Гидрометеоздат, 1987. 335 с.
5. *Катанская В.М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Л.: Наука, 1981. 187 с.
6. *Бульон В.В.* Диагностика биологической продуктивности озерных экосистем // Водное хозяйство России. 2019. № 3. С. 110–126.
7. *Зарубина Е.Ю.* Влияние урвеного режима Новосибирского водохранилища на продукцию водных и прибрежно-водных фитоценозов // Мат-лы VIII Всеросс. конф. с межд. участием по водным макрофитам, пос. Борок, 16–20 октября 2015., Ярославль: Филлигрань. С. 14–16.
8. *Håkanson L. &, Bouillon V.V.* The Lake Foodweb – Modelling Predation and Abiotic/Biotic Interactions. Backhuys Publishers, Leiden. 2002. 344 p.
9. *Колтаков Н.В.* Продукция макрофитов в эстуариях рек Приморья // Известия ТИНРО. 2013. Т. 174. С. 135–148.
10. *Lieth H.* Primary production terrestrial ecosystems // Human Ecology. 1972. Vol. 1. P. 303–332.
11. *Лит Х.* Моделирование первичной продуктивности земного шара // Экология. 1974. № 2. С. 13–23.

**Для цитирования:** Попов А.Н., Допустимый привнос биогенных элементов в водоемы с замедленным и умеренным водообменом // Водное хозяйство России. 2020. № 4. С. 68–87.

### Сведения об авторе:

**Попов Александр Николаевич**, д-р техн. наук, профессор, заведующий отделом научно-методического обеспечения восстановления и охраны водных объектов, ФГБУ «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов», Россия, 620049, г. Екатеринбург, ул. Мира 23; e-mail: pan1944@rambler.ru

## THE PERMISSIBLE INPUT OF BIOGENIC ELEMENTS TO WATER BODIES WITH SLOWED AND MODERATE WATER EXCHANGE

**Aleksandr N. Popov**

E-mail: pan1944@rambler.ru

*Russian Research Institute for Integrated Water Management and Protection,  
Ekaterinburg, Russia*

**Abstract:** The article presents the outputs of researches on determination of permissible input of biogenic matter to water bodies with different types of moderate and slowed water exchange: that is phytoplankton, phytoplankton/macrophyte, and macrophyte types. We have shown that the permissible input of biogenic matter to water bodies with moderate and slowed water exchange should be determined with the focus on their actually registered trophic level and its permissible changes appointed depending on the types of this water bodies use.

Determination of the admissible increase of the total phosphorous inflow to water bodies of phytoplankton, phytoplankton/macrophyte and macrophyte types is to be done through determination of the permissible, from the point of view of the water user, increase of either the biomass or the phytoplankton, or the supreme aquatic vegetation. The author gives the equations for determination of the permissible inflow of the total phosphorous to phytoplankton, phytoplankton/macrophyte and macrophyte water bodies.

**Key words:** restoration of water bodies, low-water, vegetation, pore water, water bodies with moderate and slowed water exchange, trophic status, biogenic load, maximal admissible input of biogenic matter, ecosystem of a water body.

Water bodies with slowed and moderate water exchange (lakes and reservoirs) response to any anthropogenic impact either with intensification of production processes (eutrophication) or with suppression of eutrophication processes but accompanied with deterioration of the hydro/chemical regime, or, alternatively, with manifestation of the both processes concurrently.

A specific feature of such water bodies' ecosystems and hydro/chemical regime formation is a multifold participation of supplied ingredients in all hydro/biological and physical/chemical internal water body processes and this hinders assessment of their status formation process. Thus, multifold participation of biogenic elements in biological circulation within the water body ecosystem causes the actual specific biogenic load several times higher than that calculated on the basis of the information of annual input of biogens from external sources. This is a reason for the increased trophic status of the given water body which does not correspond to the actual input of biogenic elements to the water body. This brings up an issue of the value of the biogenic elements input to the water bodies of slowed and moderate water exchange that enables to remain within the framework of permissible changes of the production processes.

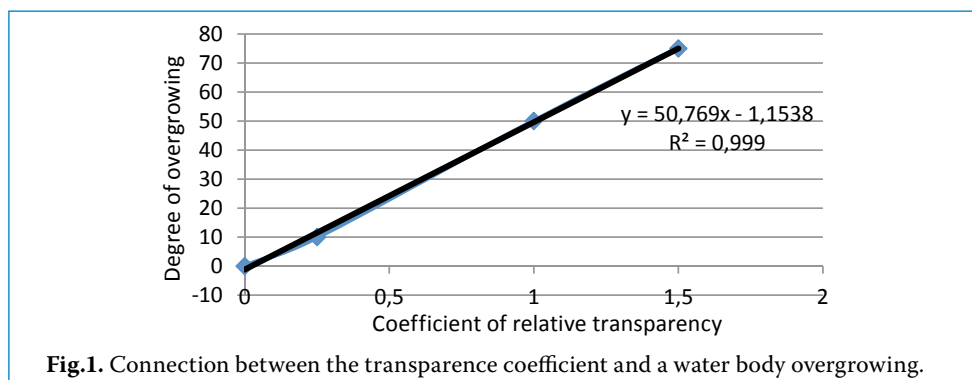
Analysis of the causes of the lakes, ponds, and reservoirs' productivity increase has demonstrated that in 98% of cases this phenomenon is based on the increased proportion of the total phosphorous content in relation to the total nitrogen content (>1:7). Consequently, it is necessary to control the total phosphorous input in order not to initiate the water body productivity increase (algae blooming, overgrowing, and deterioration of the aquatic ecosystems' status) in comparison with the permissible from the point of view of water user level.

### DETERMINATION OF THE WATER BODY TROPHIC STATUS

Hydro/biological state of a water body (trophic status) is determined by a number of parameters, the main the most accessible of the them are the following: the degree of overgrowing and specific biomass, production of supreme aquatic plants, phytoplankton or chlorophyll *a* concentration, and zoo/plankton biomass.

A water body trophic status, i. e. a water body characteristic in terms of its biological productivity (food capacity and trophity) assessed by the value of its primary production, is the most commonly used indicator of its ecological conditions. One can identify four main types of water bodies: oligotrophic (low content of biogens), eutrophic (high content of biogens), mesotrophic (intermediate), dystrophic (high content of biogenic elements in the form difficult to digest, as a rule, acidic waters).

Bio/productivity appears not only through the phytoplankton concentration but through the degree of a water body overgrowing which, as the former one, considerably depends on the proportion of the water transparency to the average depth (relative transparency coefficient). Fig. 1 presents the diagram of interconnection of the transparency coefficient and the water body overgrowing degree [1].



**Fig.1.** Connection between the transparency coefficient and a water body overgrowing.

In terms of the relative transparency index all water bodies are divided into five principal groups.

*The first group* – optically very shallow (oligophotobatic) lakes: water transparency is more than four times less than the lake average depth,  $H_{np}/H_{cp} < 0.25$  (phytoplankton «bloom» as a predominate type of the production processes appearance).

*The second group* – optically shallow lakes (oligomesophotobatic): water transparency is 2 – 4 times less than the water body average depth,  $H_{np}/H_{cp} = 0.25-0.50$  (phytoplankton «bloom» as a predominate type of the production processes appearance).

*The third group* – optically medium-deep (mesophotobatic) lakes: water transparency is 1 – 2 times less than the water body average depth,  $H_{np}/H_{cp} = 0.5-1.0$  (phytoplankton «bloom» and the water area partial overgrowing (up to 50%) as predominate types of the production processes appearance).

*The fourth group* – optically deep (mesopolyphotobatic) lakes: water transparency is 1 – 2 times higher than the water body average depth,  $H_{np} / H_{cp} = 1-2$  (the water area overgrowing (>50%) as a predominate type of the production processes appearance).

*The fifth group* – optically very deep (polyphotobatic) lakes: water transparency is more than 2 times higher than the water body average depth,  $H_{np} / H_{cp} > 2$  (the water area overgrowing up to 100% as the production processes appearance).

Table 1 presents the data on interconnection between the transparency coefficient and the lake type.

**Table 1.** Connection between the transparency coefficient and the lake type [1]

The water body group according to the relative transparency coefficient	Relative transparency coefficient	Water body type
Optically very shallow lakes (oligophotobatic)	$\leq 0.25$	Phytoplankton (planktonotrophic)
Optically shallow lakes (oligomesophotobatic)	0.25–0.50	Phytoplankton (planktonotrophic)
Optically medium-deep lakes (mesophotobatic)	0.5–1.0	Phytoplankton/macrophytic (bentoplanktonotrophic type (harmonic))
Optically deep lakes (mesopolyphotobatic)	1–2	Macrophytic (bentotrophic)
Optically very deep lakes (polyphotobatic)	2–4	Macrophytic (bentotrophic)

It is necessary to determine the permissible inflow of biogenic elements to water bodies with moderate and slowed water exchange basing on their actually registered trophic level and its permissible changing which is to be preset depending on the types of water use of this particular water body.

This emphasizes the necessity of determining not only the water body type and trophic status but general actual and specific inflow of phosphorous supplied from the internal and outside sources as well. Determination of the specific inflow requires information of the size of this water body water area.

One can determine the trophic status of phytoplankton and phytoplankton/macrophyte water bodies with two the most available methods:

- determining of the phytoplankton concentration.
- determining of the chlorophyll *a* concentration.

Further on, one can determine the water body trophic status based on the data presented in Table 2.

**Table 2.** Indicators of the water bodies' trophic status against the chlorophyll *a* concentration and the phytoplankton biomass (average summer values) [3]

Trophic type	Chlorophyll <i>a</i> , mg/m <sup>3</sup>	Phytoplankton biomass, mg/dm <sup>3</sup>
Oligotrophic	< 5–10	< 0.1–0.5
Mesotrophic	11–20	0.6–2.0
Eutrophic	21–75	2.1–10.0
Polytrophic	76–150	10–50.0
Hypertrophic	150–250 and >	≥ 50–100

#### The macrophytic water bodies' trophic status determination

One can determine the trophic status of macrophyte water bodies with several methods:

- According to the degree of the water body area overgrowing (coverage) with supreme aquatic vegetation and species structure of supreme aquatic plants. In oligotrophic and low-

mineralized water bodies with transparent water undersized plants are predominate among submerged macrophytes: moss, isoetes (quillworts), or, in case of higher mineralization, and charophytes. In case of moderate increase of the trophic in mesotrophic lakes the submerged plants biomass and the areas occupied by them are maximal, the species structure is the most reach and tall water weeds (Canada water weed, (*Ceratophyllum*) hornwort, buttercup, (*Myriophyllum*) parrot's-feather, (*Potamogeton amplifolius*) large-leaved pondweed) are predominant, they supplant undersized charophytes. Some tall species of charophytes are more resistant to the trophic level increase.

Mass development of filamentous algae is an evidence of approaching of the load critical level. Further increase of the eutrophicating impact leads to the macrophyte ecosystem break, phytoplankton drastic activation, and transition of the ecosystem to the routine phytoplankton type. With the building up of the eutrophicating impact some regular changes occur in the (mostly submerged) macrophytes' species structure and in the water body overgrowing degree [3].

– According to the zooplankton structural indicators. Table 3 gives classifications of the water body trophic status by zooplankton.

**Table 3.** The water bodies' trophic state classification according to the zooplankton structural indicators.

Indicator	O	M	Э
E/O indicator	<0.5	0.5–1.5	>1.5
Biomass index, H	4.0–2.6	2.5–2.1	2.0–1.0
Ratio of the zooplankton biomass to the phytoplankton biomass over the vegetation period	4:1	–	0.5:1
Ratio of the winter and summer zooplankton biomass	1:(1–9)	1: (10–90)	1: (>100)
Ration of respiration to the zooplankton biomass	0.15	0.20	0.30
Q indicator	<1.0	1.0–2.0	>2.0
Seston biomass, mgC/l	0.07–0.33	0.33–1.50	1.50–6.80
E	<0.2	0.2–1.0	1.0–4.0

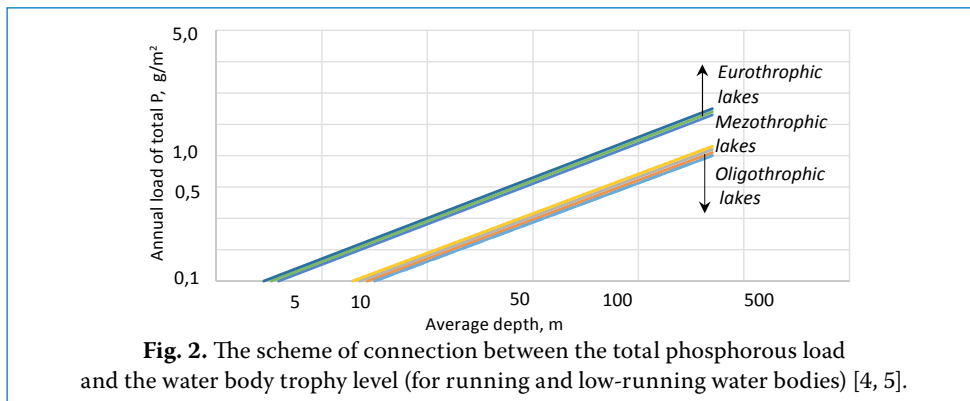
Note: O is oligotrophic; M is mesotrophic; Э is eutrophic; Q is the ratio of the number of p.Brachionus species to the number of p.Trichocera species; E/O is the ratio of the number of indicator species of eutrophic and oligotrophic types;  $E = K(X+1)/(A+V)(Y+1)$ , where K is a number of Rotatoria species, A – Copepoda, V – Cladocera, X – mesotrophic species, Y – oligotrophic species;  $H = -S p_i \log_2 p_i$ ,  $p_i = B_i/B$  is the zooplankton indicator species biomass; B is the zooplankton total mass.

Determination of the trophic status of any water body is possible by the total phosphorous concentration. To do this it is necessary to state the total phosphorous average annual content and estimate the water body trophic status. However, numerous researches have shown that the dependence between the biogenic matter concentrations and the value of primary production has low coefficient of correlation; this made one to be very careful with these criteria. The ratio between specific biogenic load and morphometric characteristics and the term of running (for running water bodies) is more precise criterion for a water body trophic status.

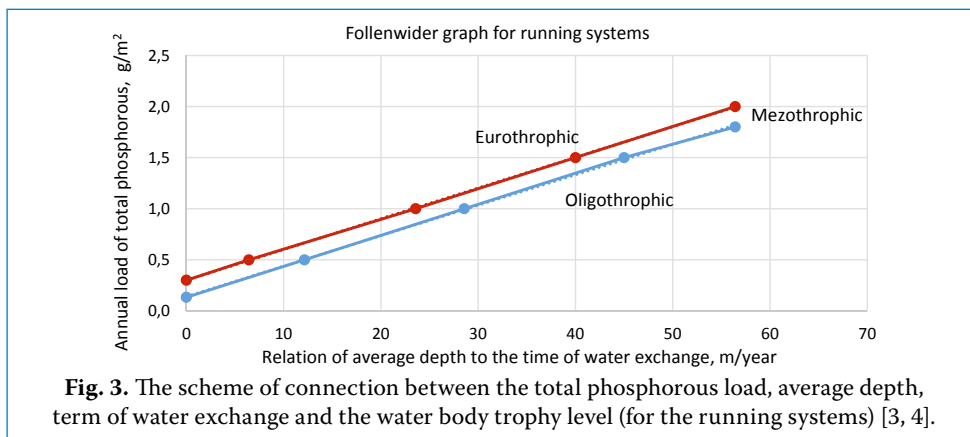
If we possess information about the biogens inflow to the water body, its area, medium depth and the term of water exchange, we can use Vollenweider's schemes for non-running and low-running water bodies (Fig. 2) and medium-running water bodies (Fig. 3) in order to determine the trophic status.



It should be mentioned that to determine the permissible inflow of biogens to a water body, it is necessary to know trophic level and actual specific biogenic load upon a water body. If there is no one, its determination is obligatory.



**Fig. 2.** The scheme of connection between the total phosphorous load and the water body trophy level (for running and low-running water bodies) [4, 5].



**Fig. 3.** The scheme of connection between the total phosphorous load, average depth, term of water exchange and the water body trophy level (for the running systems) [3, 4].

To define trophic status of optically deep and optically very deep water bodies it is necessary to apply Vollenweider diagrams, because, as experience shows, these water bodies if practically completely overgrown with supreme aquatic vegetation in terms of indicator of chlorophyll *a* or phytoplankton concentrations relate either to oligotrophic or mesotrophic water bodies, still remaining highly eutrophic ones.

### DETERMINATION OF THE PERMISSIBLE INCREASE OF PHOSPHOROUS LOAD UPON WATER BODIES

#### Determination of the permissible increase of phosphorous load upon the water bodies of phytoplankton and phytoplankton/macrophyte types

In this case determination of the permissible increase of the total phosphorous inflows is carried out through determination of the permissible, from the point of view of the water user, increase of the phytoplankton biomass.

Determination of the permissible increase of the phytoplankton and phytoplankton/macrophyte water bodies' production capacity is done in accordance with the data of Table 4,

where the maximal permissible concentrations of chlorophyll *a* and phytoplankton biomass (table 2 data), that do not enable transition of the water body from the higher trophic status to the lower trophic status.

**Table 4.** Maximal permissible concentrations of chlorophyll *a* and the phytoplankton biomass preventing the water body transition from the supreme to the lower trophic status.

Trophic type	Permissible chlorophyll <i>a</i> concentration increase, mg/m <sup>3</sup>	Permissible phytoplankton biomass increase, mg/dm <sup>3</sup>
Oligotrophic	up to 10	up to 0.5
Mesotrophic	up to 20	up to 2.0
Eutrophic	up to 75	up to 10.0
Polytrophic	up to 150	up to 50.0
Hypertrophic	up to 250 and >	up to 100

Determination of the permissible increase of the phosphorous specific inflow to the water bodies of phytoplankton and phytoplankton/macrophyte types is carried out in the following order:

- determination of the phytoplankton biomass in the water body in the initial state ( $B_1$ );
- determination of the specific phosphorous load upon the water body in the initial state ( $\Pi_1$ );
- the water user determines the permissible algae biomass in the water body for the present type of water use after input of the additional quantity of biogens ( $B_2$ );
- the permissible increase of the external specific phosphorous load ( $X$ ) is to be determined from equation (4) (Table 5);
- total specific load is to be determined from equation (2) (Table 5);
- quantity of total phosphorous permissible for input to the water body per year (g/year) is determined from equation  $X = ((B_2 - B_1) \cdot \Pi_1 / B_1) \cdot F_{\text{обит}}$ .

Table 5 presents calculation of the permissible increase of the phosphorous specific inflow to the water body, which provides not exceeding its trophicity level preset by the water user.

Determination of the actual phosphorous load is based on the following statement: average annual concentration of total phosphorous in the water body ( $C_p$ , r/m<sup>3</sup>) equals its concentration in May. Actual total phosphorous load will be the following:  $\Pi_1 = C_p \cdot V/E$ , where  $V/E$  is the ratio of average annual volume of the water body (m<sup>3</sup>) to the area (m<sup>2</sup>) corresponding to this volume.

**Table 5.** Calculation of permissible increase of the phosphorous specific inflow to the water body which provides non-exceeding of its trophicity level preset by the water user.

Indicators	A water body in the fixed state	A water body in case of the phosphorous load increase
Specific phosphorous load, g/m <sup>2</sup> per year	$\Pi_1$	$\Pi_2$
Permissible increase of external phosphorous load	0	$X$
The trophicity level value increase, %	–	$(\Pi_2 - \Pi_1) / \Pi_1 \cdot 100$ (1)
Total specific phosphorous load, g/m <sup>2</sup> per year	$\Pi_1$	$\Pi_2 = \Pi_1 + X$ (2)
Permissible annual phytoplankton biomass, g/m <sup>3</sup>	$B_1$	$B_2 = B_1 \cdot (1 + (\Pi_2 - \Pi_1) / \Pi_1)$ (3)
Calculation of the permissible increase of external phosphorous load, g/m <sup>2</sup> per year	0	$X = (B_2 - B_1) \cdot \Pi_1 / B_1$ (4)

### **Determination of the permissible increase of phosphorous load upon the water bodies of macrophyte type**

Determination of the permissible increase of the total phosphorous inflow to the water bodies of the macrophyte type is carried out through determination of the permissible, from the point of view of the water use, increase of the supreme aquatic vegetation biomass. The basis for this is the data of the actual degree of overgrowing and the actual specific biomass of supreme aquatic plants. Article [5] presents the methods of these parameters determination.

For each water body there is the optimum of macrophytes' development at any particular historical moment of its existence. The optimal degree of a water body overgrowing with supreme aquatic vegetation in % one can calculate according to equation [6]:

$$Mcov = \text{IF (Lat} < 55) \text{ THEN } (56.5 \times (\text{Sec}/D_{\text{mean}})) \text{ ELSE } (23.6 \times (\text{Sec}/D_{\text{mean}})), \quad (1)$$

where Lat is the latitude, °Northern latitude;

Sec is the transparency by Secchi disk, m;

Dmean is the medium depth of the water body, m.

The optimal annual macrophytes production (kcal/m<sup>2</sup> per year) in a water body one can calculate according the following formula [6]:

$$P_{\text{mac}} = 10^{(2.21 + 1.08 \text{ Lg} (Mcov) - 0.49 (90/(90 - \text{Lat}))), \quad (2)$$

where Mcov is the optimal degree of the water body overgrowing with macrophytes, %,

Lat is the latitude, °Northern latitude.

The optimal value of the macrophytes' production in a water body for the particular environment conditions is considered to be a calculable value with admissible error within 20% limit. At that, it is necessary to take into consideration the fact that the macrophytes' biomass can considerably grow due to natural climatic reasons, up to doubling of the average value [7].

If the actual level of the macrophytes' production remains within the value calculated for the biological productivity diagnostics system, with taking into account the 20 % error, it means that this particular water body does not experience any excessive load in terms of phosphorous. If the calculated level of the macrophytes' production is higher that the optimum, and this is proved by three successive years observations, one can presume this water body to be excessively loaded with phosphorous. Excessively high macrophytes' production observed over 1–2 years period but remaining to the calculated values by the third year will indicate purely climatic reasons for such production peaks.

If a water body demonstrates the actual macrophytes' production lower than the value calculated for the biological productivity diagnostics system, with taking into account the 20% error, this water body can serve a receiver for an additional phosphorous load, calculated for additional macrophytes' production equal to  $P_{\text{mac}} - P_{\text{факт}} = P_{\text{доп}}$  (kcal/m<sup>2</sup> per year) (3).

One can use the following proportions to recalculate kilocalorias to the macrophytes' biomass: 1 kcal = 0.217 g of BBP biomass organic matter = 0.25 g of BBP biomass dry matter = 1.56 g of plants raw mass [8]. Average water content in macrophytes is accepted to be equal to 84 %, ash content – 13 % of dry mass. On average carbon mass equals to 46 % of the ash-free organic matter or 41 % of absolutely dry mass: 1 g C = 10 kcal, 1 cal = 4.2 J. [9].

### **Determination of permissible inflow of total phosphorous to a macrophyte water body**

The total phosphorous content (mkg/l) which will provide the macrophytes' optimal production is:

$$TP = 1000((\text{SDA} \cdot 4 \cdot 10^{-6} \cdot P_{\text{ter}} \cdot 2^{(\text{Tem}-12)/10} \cdot F_{\text{eu}} + 0.00003P_{\text{re}})(1-5/(5+D_{\text{mean}}/T_w)) \cdot T_w/D_{\text{mean}}), \quad (4)$$

where SDA is the specific catchment;

$P_{\text{ter}}$  is the vegetation production on the catchment territory, kcal/m<sup>2</sup> per year;

$T_{\text{em}}$  is the average annual air temperature, °C;

$F_{\text{eu}}$  is the eutrophication factor, without anthropogenic load = 1;

$P_{\text{re}}$  is the annual total precipitation, mm/year;

$D_{\text{mean}}$  is the lake medium depth, m;

$T_{\text{w}}$  is the duration of water stay in the lake, year.

$P_{\text{ter}}$  is the vegetation production on the catchment territory, kcal/m<sup>2</sup>, equal to  $(3000/(1 + \text{EXP}(1.315 - 0.119 T_{\text{em}})) \cdot 4$  [10, 11].

Additional permissible macrophytes' production will be:  $P_{\text{доп}} \cdot 0.25$  g of dry biomass per m<sup>2</sup> per year or  $P_{\text{доп}} \cdot 1.56$  g of raw biomass per m<sup>2</sup> per year. To provide such production activity it is necessary to have additional quantity of total phosphorous equal to  $0.25 P_{\text{доп}} \cdot 1.65$  mg per m<sup>2</sup> per year.

Possible additional inflow of total phosphorous to a macrophyte water body will be  $0.25 P_{\text{доп}} \cdot 1.65 \cdot F_{\text{м}}$  mm/year ( $F_{\text{м}}$  is the area of the water body overgrowing with macrophytes, m<sup>2</sup>, equal to  $F_{\text{общ}} \cdot M_{\text{cov}}/100$ ).

### CONCLUSIONS

Thus, it is necessary to determine the permissible input of biogenic elements to water bodies with moderate and slowed water exchange based on their actual registered trophic level and its permissible change preset against the types of water use of this particular water body. This indicates the necessity of determination not only the water body trophic status but the total actual and specific total phosphorous inflow to the water body from external and internal sources.

Determination of the permissible increase of the total phosphorous inflows to water bodies of phytoplankton and phytoplankton/macrophyte types is carried out through determination of the permissible, from the point of view of the water user, increase of phytoplankton biomass. Determination of the permissible increase of the total phosphorous inflows to water bodies of macrophyte type is carried out through determination of the permissible, from the point of view of the water user, increase of supreme aquatic vegetation biomass. It is based on the data on the actual degree of overgrowing and the actual specific biomass of supreme specific vegetation.

The author has developed the methods of determination of the permissible input of total phosphorous to phytoplankton, phytoplankton/macrophyte and macrophyte water bodies based on the data about the actual degree of eutrophication, overgrowing and the actual specific biomass of phytoplankton and supreme aquatic vegetation.

#### About the author:

Aleksandr N. Popov, Professor, Doctor of Technical Science, Head of Russian Research Institute for Integrated Water Management and Protection Department of Scientific/methodical Support for Water Bodies' Restoration and Protection, ul. Mira, 23, Ekaterinburg, 620049, Russia; e-mail:pan1944@rambler.ru

**For citation:** Aleksandr N. Popov, *The Permissible Input of Biogenic Elements to Water Bodies with Slowed and Moderate Water Exchange // Water Sector of Russia. 2020. No. 4. P. 68–87.*

### REFERENCES

1. Ozera.info. Rezhim dostupa: <http://www.xn--zera-45d.info/.../coefficient-relative-transparency>, (Дата обращения 20.03.2019).
2. *Martynova M.V.* Vnutrennaya biogennaya nagruzka i eksperimentalniye sposoby yeyo otsenki [Internal biogenic load and experimental methods of its estimation] // *Izucheniye*

- vzaimodeystviya v sisteme «voda – donniye otlozheniya». Yerevan: Iz-vo AN Arm. SSR, 1987. pp. 29–39.
3. *Vollenweider R.A.* Input-output models with special reference to the phosphorusloading concept in limnology. Schweiz. Z. Hudrol., 1975. Bd. 37. P. 53–83.
  4. *Hendgran-Sellers B.* Inzhenernaya limnologiya [Engineering limnology]. L.: Gidrometeoizdat, 1987. 335 p.
  5. *Katanskaya V.M.* Vysshaya vodnaya rastitelnost kontinentalnykh vodoyomov SSSR. Metody izucheniya [Supreme aquatic vegetation of the continental water bodies of the USSR. Methods of research]. L.: Nauka, 1981. 187 p.
  6. *Bulyon V.V.* Diagnostika biologicheskoy produktivnosti ozernykh ekosistem [Diagnostics of the lacustrine ecosystems' biological productivity] // Water Sector of Russia. 2019. No. 3. Pp. 110–126.
  7. *Zarubina E.Y.* Vliyaniye urovennogo rezhima Novosibirskogo vodokhranilishcha na produktsiyu vodnykh i pribrezhno-vodnykh fitotsenozov [The Novosibirsk Reservoir level regime impact upon the aquatic and off-shore/aquatic phytocenosis production] // Mat-ly VIII Vseross. konf. s mezhd. uchastiyem po vodnym makrofitam, pos. Borok, 16–20 oktyabrya 2015., Yaroslavl: Filigran, Pp. 14–16.
  8. *Håkanson L. & Boulion V.V.* The Lake Foodweb – Modelling Predation and Abiotic/Biotic Interactions. Backhuys Publishers, Leiden, 2002.
  9. *Kolpakova N.V.* Produktsiya makrofitov v estuariyakh rek Primorya [Macrophytes' production in the Maritime Region rivers' estuaries] // Izvestiya TINRO. 2013. Vol. 174. Pp. 135–148.
  10. *Lieth H.* Primary production terrestrial ecosystems // Human Ecology. 1972. Vol. 1. P. 303–332.
  11. *Lit K.* Modelirovaniye pervichnoy produktivnosti zemnogo shara [Simulating of the Terrestrial Globe primary productivity] // Ekologiya. 1974. No. 2. Pp. 13–23.