

УДК 504:557.3:557.4:574.5

**РЕГИОНАЛЬНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ВЛИЯНИЯ ФАКТОРОВ СРЕДЫ  
НА ПРОДУЦИРОВАНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА  
В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ**

<sup>1,2</sup>Дмитриев В.В., <sup>1</sup>Амаро Медина Д.Р., <sup>2</sup>Булатова А.А., <sup>2</sup>Шабан М.С.,  
<sup>2</sup>Саганович А.С., <sup>2</sup>Ваничев А.В., <sup>2</sup>Ильев А.М., <sup>2</sup>Крамчанина Ю.А.

<sup>1</sup>Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург;

<sup>2</sup>Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург,  
e-mail: vasily-dmitriev@rambler.ru

Выполнены моделирование и оценка влияния температуры, освещенности, содержания минерального азота и фосфора, микроэлементов на продуцирование органического вещества фитопланктоном на годовом интервале развития водных экосистем южного района Ладожского озера (Волховская губа) и южного района оз. Имандра (Молочная губа).

**Ключевые слова:** водная экосистема, влияние факторов на продуктивность, температура воды, освещенность, содержание в воде аммония и фосфатов, совместный учет влияния факторов

**REGIONAL FEATURES OF INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL FACTORS  
FOR PRODUCTION OF ORGANIC MATTER IN AQUATIC ECOSYSTEMS**

<sup>1,2</sup>Dmitriev V.V., <sup>1</sup>Amaro Medina D.R., <sup>2</sup>Bulatova A.A., <sup>2</sup>Shaban M.S.,  
<sup>2</sup>Saganovich A.S., <sup>2</sup>Vanichev A.V., <sup>2</sup>Ilev A.M., <sup>2</sup>Kramchaninova Y.A.

<sup>1</sup>Sankt-Petersburg State University, St. Petersburg;

<sup>2</sup>Russian State Hydrometeorological University, Saint-Petersburg, e-mail: vasily-dmitriev@rambler.ru

The modeling and estimation of the effect of temperature, light exposure, the content of mineral nitrogen and phosphorus, trace elements in the production of organic matter by phytoplankton in the annual range of aquatic ecosystems of the southern area of Lake Ladoga (Volkhov lip) and the southern region oz. Imandra (Milk Bay).

**Keywords:** aquatic ecosystem, the impact of factors on productivity, water temperature, light, water content of ammonium and phosphate, the joint account of the influence of factors

В практике экологического мониторинга состояния водоемов традиционно оцениваются химический и биологический состав и физические свойства среды обитания гидробионтов, пространственно-временная изменчивость характеристик. Поэтому, зачастую, можно услышать, что экологический мониторинг является компонентным мониторингом. Но содержание в водоеме живых и абиотических компонентов в определенный момент времени является результатом скрытых от непосредственных наблюдений процессов транслокации и трансформации вещества в экосистеме. Биомассы и концентрации являются видимым проявлением процессов массообмена, которые исследователь наблюдает в определенный момент времени. На наш взгляд, назначением экологического мониторинга является получение информации о скоростях процессов массообмена в экосистеме и влияния факторов среды и биоты на эти процессы. Количественная оценка влияния факторов среды на скорости обменных процессов в водных экосистемах требует использования или создания частных моделей, описывающих изменение скоростей

процессов массообмена, трансформации компонентов в зависимости от изменения факторов, влияющих на них. В работе исследуется влияние температуры воды, освещенности, содержания азота и фосфора, а также тяжелых металлов (ртути, свинца, кадмия) на удельную скорость роста планктонных водорослей на годовом интервале функционирования водной экосистемы. В качестве ключевых водоемов выбраны южные районы Ладожского озера (Волховская губа) и оз. Имандра (Молочная губа).

**Материалы и методы исследования**

Влияние факторов среды на удельную скорость роста планктонных водорослей  $\mu_F$  моделируется на основе M-модели:

$$\mu_F = f(t) * f(I) * f(P) * f(N) * f(Hg) * f(Pb) * f(Cd),$$

где  $f(t)$  – функция влияния температуры воды (принимается за  $\mu_F^{max}$ );  $f(I)$  – функция влияния освещенности;  $f(P)$  – функция влияния минерального фосфора;  $f(N)$  – функция влияния минерального азота;  $f(Hg)$ ,  $f(Pb)$ ,  $f(Cd)$  – функции влияния ртути, свинца и кадмия на первичное продуцирование органического вещества в водной экосистеме соответственно [1,3-5,10].

На первом этапе оценивается влияние каждого фактора по отдельности. Затем для всех факторов, кро-

ме температуры воды, находятся функции, обратные приведенным выше. Функции:  $r_I = 1/f(I)$ ;  $r_P = 1/f(P)$ ;  $r_N = 1/f(N)$ ;  $r_{Hg} = 1/f(Hg)$ ;  $r_{Pb} = 1/f(Pb)$ ;  $r_{Cd} = 1/f(Cd)$  наглядно показывают, во сколько раз недостаток в воде света, минерального азота и фосфора, а также присутствие в воде тяжелых металлов уменьшают максимальную удельную скорость чистого продуцирования органического вещества (ОВ) фитопланктоном в воде ( $\mu_F^{max}$ ). Эти функции изменяются в интервале от 0,0 до 1,0, кроме трех последних функций, которые могут отражать эффект стимулирования роста малыми концентрациями микроэлементов и быть больше 1,0.

На следующем этапе оценивается совместный эффект влияния факторов по типу М-модели на годовом интервале развития водных экосистем. Влияние температуры воды на удельную скорость первичного биосинтеза описано нами эмпирической формулой Эппли [12]. Она устанавливает взаимосвязь между максимальной удельной скоростью роста фитопланктона и температурой воды в условиях непрерывного освещения:

$$\mu_F^{max} = a \exp(\epsilon * T - c).$$

Здесь  $a = 1,0$ ;  $\epsilon = 0,0633$ ;  $c = 0,428$  [2, 11, 12].

Влияние освещенности учитывалось нами по формуле Т. Стила [15] в виде:

$$f(I) = (I/I_{opt}) \exp(1 - I/I_{opt}),$$

где  $I_{opt} = eI_k$  – оптимальная освещенность ( $e$  – основание натурального логарифма;  $I_k$  – толлинговская характеристика области светового насыщения, принимаемая постоянной величиной). Среднеинтегральная величина освещенности водного слоя толщиной  $H$  рассчитывается по формуле:

$$I = (I_0 K K_x (1 - \exp(-\gamma H)) / \gamma H, [1-5],$$

где  $I_0$  – поступающая на поверхность воды суммарная за сутки солнечная радиация (кал/см<sup>2</sup> сут или МДж/м<sup>2</sup> сут);  $k$  – коэффициент экстинкции;  $K_x$  – коэффициент, отражающий зависимость количества проникающего под лед света от толщины льда и снежного покрова и загрязненности льда и снега;  $\gamma$  – коэффициент ослабления света суммарной взвесью (1/м). Зависимость количества проникающего под лед света от толщины льда и наличия снежного покрова получена в [1] по экспериментальным данным [14]. Коэффициент влияния льда  $K_x$  рассчитывается по формуле:

$$K_x = \alpha - \Delta_x \beta,$$

где  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $A$ ,  $B$  – эмпирические коэффициенты [1, 4];  $\Delta_x$  – толщина льда (см).

Коэффициент ослабления света взвесью  $\gamma$  может рассчитываться по нескольким формулам. В первом случае  $\gamma = A(B_\Sigma + M) + B$ , где  $M$  – концентрация минеральной (внесистемной) взвеси (мг/л), задаваемая постоянной величиной [4];  $B_\Sigma$  – концентрация системной взвеси, представляющая собой суммарную биомассу (массу) взвешенных компонентов (живые организмы и детрит). Зависимость коэффициента ослабления света суммарной взвесью также получена в [1] по экспериментальным данным [13]. Во втором случае, концентрация минеральной взвеси может иметь годовой ход или зависеть от скорости ветра ( $W$ ) в виде  $M = a(W)^b + c$ , где  $a$ ,  $b$ ,  $c$  – эмпирические коэффициенты [1, 4]. В третьем варианте расчет коэффициента ослабления света взвесью  $\gamma$  выполняется по эмпирической формуле Института озераведения РАН через прозрачность воды по формуле:  $\gamma = a + (b/S)$ ,

где  $a = 0,275$ ;  $b = 1,03$ ;  $S$  – прозрачность воды [4, 5, 6]. В четвертом случае может использоваться экспериментально рассчитанная функция связи прозрачности воды с содержанием взвеси из работы «Влияние дноуглубительных и грунтонамывных работ на биологические сообщества Финского залива: возможные риски и последствия» чл.-корр. РАН С.М. Голубкова (ЗИН РАН). В докладе на «Дне Балтийского моря» 19 марта 2015 г. автор показал, что для восточной части Финского залива связь прозрачности воды с содержанием взвеси описывается формулой

$$Y = 4,05 X^{-0,56},$$

где  $Y$  – прозрачность воды,  $X$  – концентрация взвеси. Эту формулу можно записать относительно  $X$  и использовать в расчетах как  $(B_\Sigma + M)$ .

Оценка лимитации биогенными элементами (для краткости биогенами) первичной продукции проводится на основе гидрохимических наблюдений за содержанием аммонийного, нитритного, нитратного азота, минерального фосфора, кремния, железа, углерода  $CO_2$  и других веществ. Однако экспериментально установлено, что первичное продуцирование ОВ фитопланктоном является функцией, главным образом, фосфора  $f(P)$  и азота  $f(N)$  [3]. Оценку лимитации выполним по модели Михаэлиса – Ментен – Моно:

$$f(P) = P/(K_p + P); f(N) = Ns/(K_N + Ns),$$

где  $P$  – концентрация в воде фосфатов;  $Ns$  – концентрация суммарного доступного фитопланктону азота, определяемая по формуле  $Ns = NH_4 + a(NO_2 + NO_3)$ ,  $a = 1/(1 + (NH_4/NH_{4\text{ крит.}})^4)$ ;  $K_p$ ,  $K_N$  – константы «полунасыщения» по фосфору и азоту, имеющие размерность концентрации и соответствующие такому ее значению, при котором  $\mu_F$  равна половине от  $\mu_F^{max}$ ;  $NH_{4\text{ крит.}}$  – критическая концентрация аммонийного азота, при которой происходит переключение азотного питания фитопланктона с аммонийного на нитратное и нитритное, « $a$ » – параметр, регулирующий гладкость переключения азотного питания [1, 3, 4].

Отношения вида  $S/(K_S + S)$ , где  $S$  – концентрация биогена, в модели Михаэлиса – Ментен – Моно, меньше 1,0 и показывают, что  $f(P)$ ,  $f(N)$  составляют некоторую долю от  $\mu_F^{max}$ . Кроме этого, нас интересовало, во сколько раз недостаток того или иного биогена уменьшает  $\mu_F^{max}$ . Для этого рассчитывались параметры  $r_P$ ,  $r_N$  обратные отношениям  $P/(K_p + P)$ ,  $Ns/(K_N + Ns)$ :  $r_P = (K_p + P)/P$ ;  $r_N = (K_N + Ns)/Ns$ . Величины  $r_{CO_2}$  и  $r_{Si}$  не рассчитывались. Предполагалось, что  $CO_2$  не лимитирует первичную продукцию фитопланктона в связи с достаточным газообменом с атмосферой, а кремний незначительно лимитирует первичную продукцию в водоемах Северо-Запада. Таким образом,  $r_P$ ,  $r_N$  показывают, во сколько раз недостаток в воде того или иного биогена уменьшает максимально возможную интенсивность продуцирования ОВ фитопланктоном. Для расчета величин  $r_P$ ,  $r_N$  задаются значения  $K_p$ ,  $K_N$ ,  $NH_{4\text{ крит.}}$ , средние концентрации биогенов, после этого рассчитывается параметр « $a$ ». Если значения « $a$ » очень малые, то концентрации  $NO_2$  и  $NO_3$  в расчет не берутся. В этом случае принимается, что  $Ns = NH_4$  и вычисляется параметр  $r_N$ . Найденные значения сопоставляются между собой, и делается вывод о степени лимитации первичной продукции биогенами в отдельные сезоны (месяцы) года.

Влияние тяжелых металлов на удельную скорость роста оценивалось по результатам лабораторного

эксперимента Роскомгидромета и РАН, по влиянию концентрации ртути, свинца, кадмия, на удельную скорость роста планктонных водорослей [7]. Учет влияния выполнялся для летних месяцев года, для температуры воды, близкой к 20°C. К сожалению, эта температура была минимальной, учитываемой экспериментаторами в [7]. Использование этих данных для температуры воды 20°C и pH = 7,5 для концентраций Hg = 10 и 20 мкг/л; Pb = 20 и 40 мкг/л; Cd = 10 и 20 мкг/л позволило нам получить уравнения связи  $\mu_F$  с изменением концентраций ртути, свинца, кадмия. Расчетные формулы влияния Hg, Pb, Cd на удельную скорость роста  $\mu_F$ , в предположении линейного характера их изменения, имеют вид:

$$f(Hg) = 0,0035x + 0,872; f(Pb) = 0,0036x + 0,8; f(Cd) = -0,0174x + 0,685,$$

где  $x$  – концентрация Hg, Pb, Cd соответственно.

Траты на обмен фитопланктона рассчитывались по функции влияния погодных условий на удельную скорость трат на обмен  $r_F$  по типу  $r_F = a\mu_F + \Delta_F$ . Доля  $a$  трат на обмен фитопланктона от величины  $\mu_F$  задавалась по эмпирическому уравнению:

$$a = a_F \cdot \exp(-b_F \cdot I_0),$$

где  $a_F$  и  $b_F$  – расчетные константы [1, 4]. Параметр  $\Delta_F$  задавался равным 5% от величины  $a\mu_F$  для января.

### Результаты исследования и их обсуждение

Расчеты, выполненные на основе литературных данных и приведенных выше формул, показали следующее. Температурный максимум по многолетним данным для оз. Ладожского наблюдается в июле-августе (17,5°C), для оз.Имандра в августе (14,2°C). В соответствии с этим,  $\mu_F^{max}$  в Ладоге, рассчитанная по функции Эппли, имеет максимум в июле-августе (1,97), а в оз.Имандра в августе (1,60). В целом, начиная с апреля и до конца года  $\mu_F^{max}$  в Ладоге превышает  $\mu_F^{max}$  в оз. Имандра. Максимальные отличия в величинах (по разности) отмечены в июне (0,69), июле (0,58) и сентябре (0,46).

Максимум освещенности (МДж/м<sup>2</sup>сут) для широты г.Санкт-Петербурга по многолетним данным приходится на май (16,55), июнь (19,78), июль (17,64), для широты г. Архангельска – также на май (17,0), июнь (20,44), июль (18,93). При расчете параметра  $I$  толщина слоя задавалась равной 1 м. При задании  $I_{onm}$  ( $I_k$ ) предполагалось, что в составе фитопланктона доминируют диатомовые водоросли. При расчете ослабления света взвесью учитывалась только биомасса фитопланктона, которая в Ладоге имеет максимум в мае (0,22 мг сух.в/л), а в оз. Имандра – в июле (0,26 мг сух.в/л). В итоге, по расчетам для мая-сентября  $1/f(I)$  для Ладоги составила: 1,27 (май); 1,16 (июнь); 1,22 (июль); 1,47 (август). В то же время в оз. Имандра этот параметр составил: 1,25 (май); 1,14 (июнь); 1,18 (июль);

1,45 (август). Таким образом, существенных различий во влиянии освещенности на первичное продуцирование ОВ в озерах в летнее время не выявлено. Однако, дополнительный учет при расчете  $\gamma$  также зоопланктона, бактерий, детрита и мутности воды, изменит этот результат в сторону увеличения влияния эффекта самозатенения на продуцирование ОВ в водоемах [6, 11]. По нашим данным, для озер карельского Приладожья (оз. Суури в районе п. Кузнечное) величина  $1/f(I)$ , оцененная в июле 2016 г. по третьему варианту из четырех, рассмотренных выше, составила 1,79-1,93. Для зимних месяцев года эффект влияния освещенности может значительно увеличиваться за счет влияния льда (толщина льда и время ледостава). В расчетах  $1/f(I)$  зимой составило в декабре 50 и 107; в январе 36 и 110 для Ладоги и оз. Имандра соответственно. Из этих данных следует, что зимой влияние льда на первичный биосинтез фитопланктона для оз. Имандра в 2-3 раза сказывается сильнее, чем для южных районов Ладожского озера.

Для оценки лимитации биогенами первичной продукции по литературным данным были заданы константы полунасыщения по биогенам и величина  $NH_4^{крит}$ :  $K_P = 0,020$  мг/л,  $K_N = 0,035$  мг/л  $NH_4^{крит} = 0,017$  мг/л, а также концентрации биогенов по месяцам года [8, 9]. Анализ результатов расчетов показал, что для южной Ладоги основным биогенном, лимитирующим первичное продуцирование органического вещества в водоеме, является фосфор. Его недостаток снижает  $\mu_F^{max}$  в вегетационный период в 2-3 раза (в среднем в 2,42 раза). В то же время, недостаток азота снижает  $\mu_F^{max}$  только в 1,1-2,2 раза (в среднем в 1,39 раза). В оз. Имандра основным биогенном, лимитирующим первичное продуцирование органического вещества в водоеме, также является фосфор, но лимитация  $\mu_F^{max}$  фосфором выражена сильнее, чем в Ладоге. Недостаток фосфора снижает  $\mu_F^{max}$  в вегетационный период в 3,5-20 раз (в среднем в 8,6 раза). В это же время, недостаток азота снижает  $\mu_F^{max}$  в 1,9-5,4 раза (в среднем в 3,36 раза). В половине случаев содержание  $NH_4$  ниже, чем принятое в расчетах  $NH_4^{крит}$ .

С 1982 г. в Институте озероведения РАН проводятся систематические наблюдения за содержанием и распределением железа, алюминия, марганца, меди, цинка, свинца в воде притоков Ладожского озера, реки Нева и в воде озера, иногда определяются также кадмий и кобальт [8]. По этим данным р. Волхов выносит в южные районы Ладожского озера в 2001-2005 гг. воду с концентрацией 0,3-3,5 мкг Pb/л. Там же

содержание свинца в воде южных районов Ладоги оценивается авторами величинами 1-2 мкг/л. К сожалению, содержание в воде ртути и кадмия авторами не приводится. В расчетах по влиянию *Hg*, *Pb*, *Cd* на  $\mu_F^{max}$  будем исходить из того, что их концентрации в воде южной части Ладожского оз. и оз. Имандра не превышают 0,1 ПДК. В России ПДК<sub>рыб</sub> для ртути в воде составляет 0,01 мкг/л, для кадмия 5 мкг/л, для свинца 100 мкг/л. Как видно из сравнения ПДК для свинца с его содержанием в воде южной Ладоги, такая его концентрация может отражать реальное содержание микроэлемента в водоеме. Тогда получим:

$$f(Hg) = 0,0035 * 0,001 + 0,872;$$

$$f(Pb) = 0,0036 * 10 + 0,8;$$

$$f(Cd) = -0,0174 * 0,5 + 0,685.$$

В итоге  $f(Hg) = 0,872$ ;  $f(Pb) = 0,836$ ;  $f(Cd) = 0,676$ . По этим данным получаем, что содержание в воде летом *Hg*, *Pb*, *Cd* заданных концентраций уменьшает  $\mu_F^{max}$  соответственно в 1,14; 1,19; 1,47 раза. Совместный эффект по типу М-модели дает:  $0,872 * 0,836 * 0,676 = 0,493$ . Обратная величина показывает, что загрязнение водоемов летом концентрациями ртути, свинца, кадмия в 0,1 ПДК может привести к снижению  $\mu_F^{max}$  в  $1/0,493 = 2$  раза.

### Заключение

По литературным данным выполнено исследование влияния температуры воды, освещенности, содержания азота и фосфора, а также тяжелых металлов (ртути, свинца, кадмия) на удельную скорость роста планктонных водорослей на годовом интервале функционирования водной экосистемы двух ключевых районов: южного района Ладожского озера (Волховская губа) и южного района оз. Имандра (Молочная губа). Величина максимальной удельной скорости роста планктонных водорослей  $\mu_F^{max}$  в Ладоге имеет максимум в июле-августе (1,97), а в оз. Имандра в августе (1,60). В целом, начиная с апреля и до конца года  $\mu_F^{max}$  в Ладоге превышает  $\mu_F^{max}$  в оз. Имандра. Максимальные отличия в величинах отмечены в июне, июле и сентябре. Учет влияния освещенности на  $\mu_F^{max}$  не выявил лимитации продуцирования органического вещества светом в период открытой воды и существенных различий по районам. В тоже время для периода ледостава эффект влияния освещенности может значительно увеличиваться за счет влияния льда (толщина льда и время ледостава). Снижение продукционных свойств

зимой составило в декабре 50 и 107; в январе 36 и 110 для Ладоги и оз. Имандра соответственно. Выявлено, что зимой влияние льда на первичный биосинтез фитопланктона для оз. Имандра сказывается в 2-3 раза сильнее, чем для южных районов Ладожского озера. Оценка лимитации биогенами первичной продукции в озерах показала, что основным биогенным, лимитирующим первичное продуцирование органического вещества в водоемах, является фосфор. В оз. Имандра лимитация  $\mu_F^{max}$  фосфором и азотом выражена сильнее, чем в Ладоге. Рекогносцировочная оценка влияния ртути, свинца, кадмия на  $\mu_F^{max}$  показала, что загрязнение водоемов летом концентрациями ртути, свинца, кадмия в 0,1 ПДК может привести к снижению  $\mu_F^{max}$  в 2 раза.

На основе М-модели по литературным данным рассчитан совместный эффект влияния факторов на удельную скорость роста планктонных водорослей, рассчитаны траты на обмен и валовая первичная продукция фитопланктона. Внутригодовое изменение валовой первичной продукции показало, что в южном районе Ладоге выражены весенний (май) и меньший по величине летний (июль) максимумы. Абсолютная величина летнего максимума может зависеть от загрязнения водоема тяжелыми металлами. Осенний максимум не выражен, но осенний фон достаточно высокий и продолжительный. В южном районе оз. Имандра выражен один – летний, узкий максимум, приходящий на июль, который может превосходить по абсолютному значению ладожские максимумы примерно в 1,5 раза. Интегральная за год первичная продукция ключевого района Ладоги превосходит продукцию южного района оз. Имандра за счет более раннего весеннего и достаточно продолжительного по времени осеннего продуцирования органического вещества фитопланктоном.

*Исследования выполнялись при частичной поддержке грантом РФФИ 14-05-00787-а.*

### Список литературы

1. Дмитриев В.В. Моделирование круговорота вещества в водных экосистемах умеренных широт. Автореф. канд. диссертации. – Л., ЛГУ, 1987.
2. Дмитриев В.В. Влияние изменений температуры среды и светового режима на функционирование водной экосистемы // Расчетные гидрологические характеристики: Междувед. сб. науч. трудов Ленингр. гидромет. ин-та / Под ред. А.М. Владимирова. – Л., 1991. – Вып. 110. – С. 94–98.
3. Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем. – СПб, Изд. СПбГУ, 1995. – 215 с.
4. Дмитриев В.В. Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов: дис. д-ра геогр. наук. – СПб., 2000. – 419 с.

5. Дмитриев В.В. Методические указания к практикуму по моделированию круговорота вещества в водных экосистемах. Часть I., СПб, СПбГУ, 2002, С. 16–19.
6. Дмитриев В.В. Современное экологическое состояние водных объектов карельского Приладожья и его сравнение с ретроспективными данными. Научно-теоретический журнал Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета № 33. – СПб. : РГГМУ, 2014, С. 102–118.
7. Замаева Т.В., Рудкова А.А. Изучение зависимости скорости роста одноклеточных водорослей от температуры, кислотности среды и концентрации тяжелых металлов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 12., Л., 1989.
8. Ладога. Под редакцией академика РАН, проф. В.А. Румянцева, д-ра физ.-мат. наук С.А. Кондратьева. – СПб., 2013. – 568 с.
9. Моделирование экосистем больших стратифицированных озер. Под ред. д-ра ф-м.н., проф. Л.А. Руховца. – СПб., Наука, 2003. – 363 с.
10. Сергеев Ю.Н., Дмитриев В.В. Оценка современного состояния и перспектив эвтрофирования восточной части Финского залива на основе моделирования круговорота вещества в водной экосистеме / Вестник ЛГУ, 1990, сер. 7, вып.1, № 7, С. 50–62.
11. Третьяков В.Ю., Дмитриев В.В. Влияние различных экологических факторов на интенсивность первичного биосинтеза // Вестн. Ленингр. ун-та. Сер. Геология и география. 1987. N 27, Вып. 4. С. 104–107.
12. Eppley R.W. Temperature and phytoplankton growth in the sea // Fish. Bull. 1972. Vol.70, N4, P. 1063–1085.
13. Hoeg S, Schellenberger G. Uber Anderungen der Licht texiction in einem eutrofen See und ihre Ursachen // Acta Hydrophysica, XIII, Heft 1, 1968, P. 11–60.
14. Maeda O., Ichimura S. On the high density of a phytoplankton population found in a lake under ice // Intern. Rev. gesamt. Hydrobiol. 1973. Bd.58, H.5, P. 78–90.
15. Steele T.H. Environmental control of photosynthesis in the sea // Limnol. and Oceanogr. 1962. Vol.7. N 2, P. 98–117.