УДК 574

© Л. И. Цветкова, д-р биол. наук, профессор
(Санкт-Петербургский государственный
архитектурно-строительный университет)

E-mail: tsv_liudmila@mail.ru

© Е. Неверова-Дзиопак, д-р техн. наук, профессор
(Горно-металлургическая академия, г. Краков, Польша)

E-mail: elenaa@agh.edu.pl

DOI 10.23968/1999-5571-2017-14-5-123-130

© L. I. Tsvetkova, Dr. Sci. Bio., Professor
(Saint Petersburg State University of Architecture
and Civil Engineering)

E-mail: tsv_liudmila@mail.ru

© E. Neverova-Dziopak, Dr. Sci. Tech., Professor
(AGH University of Science and Technology, Krakow)

E-mail: elenaa@agh.edu.pl

ВНУТРЕННЯЯ НАГРУЗКА ВОДОЕМОВ БИОГЕННЫМИ ФОРМАМИ АЗОТА

INTERNAL LOADING OF WATER BODIES WITH BIOGENIC NITROGEN FORMS

Представлена методология расчета внутренней нагрузки биогенными формами азота, поступающими в толщу воды водного объекта из донных отложений вследствие процессов аммонификации органических соединений. Рассмотрены два способа расчета: по уравнению Фика и способ, разработанный авторами. Модели расчета апробированы на примере Невской губы Финского залива Балтийского моря.

Ключевые слова: поверхностные воды, эвтрофирование, донные отложения, внутренняя нагрузка, биогенные вещества, качество воды, альготоксины.

The article presents the methodology of calculating the water bodies' loading with biogenic forms of nitrogen which get into the water column from bottom sediments due to the processes of organic matter ammonification. Two ways of calculation are presented, namely, on the base of A. E. Fick equation and on the base of the empirical model developed by the authors. The calculation models have been verified on the base of water monitoring data of the Neva Bay of the Gulf of Finland in the Baltic Sea.

Keywords: surface water, eutrophication, bed deposits, internal loading, biogenic substances, water quality, algal toxins.

Во второй половине XX столетия проблема антропогенного эвтрофирования («цветения») поверхностных вод как угроза экологической безопасности водных экосистем и их ресурсной ценности приобрела глобальные масштабы. Негативные последствия этого явления особенно остро ощущаются в регионе Балтийского моря, где эвтрофирование названо самой приоритетной проблемой [1]. В России это относится к восточной части Финского залива и к Невской губе, прилегающей к Санкт-Петербургу.

Основные причины «цветения» воды — это избыточные антропогенные потоки биогенных веществ (азота и фосфора), поступающие в водные объекты в результате хозяйственной деятельности.

Последствиями антропогенного эвтрофирования являются резкое ухудшение качества поверхностных и питьевых вод и помехи при всех других видах водопользования. При массовом развитии водорослей изменяются органолепти-

ческие свойства воды (появляются запахи, привкусы, мутность, цветность, снижается прозрачность); увеличивается БПК, ХПК, перманганатная окисляемость, pH, щелочность, появляются токсины. Вода перестает соответствовать гигиеническим ПДК.

Особое беспокойство вызывает способность многих (особенно синезеленых) водорослей выделять опасные для человека и животных альготоксины, о чем свидетельствуют многочисленные факты зарегистрированных заболеваний, иногда со смертельным исходом [2–5].

Наиболее серьезные помехи при «цветении» воды возникают в водоснабжении: забиваются поры фильтров; уменьшаются фильтроциклы, возрастает расход промывной воды, снижается длительность фильтроциклов, увеличиваются расходы коагулянтов, возникает необходимость использования флокулянтов; усложняются технологические схемы и увеличиваются затраты на водоподготовку [6–7].

Основными источниками, формирующими внешнюю биогенную нагрузку на водные объекты, являются сбросы сточных вод, речной сток, рассеянные диффузные источники, рекреация и атмосферные осадки.

Во многих случаях существенным источником биогенных веществ является так называемая внутренняя нагрузка, т. е. вторичное поступление биогенных веществ из донных отложений. В этих случаях технологические мероприятия по снижению антропогенной нагрузки становятся неэффективными и требуются нестандартные решения по предотвращению «цветения» и рекультивации уже эвтрофированных водоемов.

Существует множество моделей для расчетов внешней биогенной нагрузки, поступающей из точечных и рассеянных антропогенных источников. Однако эти модели не учитывают внутреннюю биогенную нагрузку.

Методы количественной оценки выделения азота из донных отложений практически не разработаны, хотя и представляют теоретический и практический интерес.

В статье представлены возможные способы оценки (в том числе разработанные авторами) внутренней нагрузки водных объектов биогенными формами азота [8].

Внутренняя нагрузка определяется прежде всего количеством азота, аккумулированного донными отложениями, и скоростью его десорбции из грунтов в воду, которая, в свою очередь, обусловлена комплексом гидрологических, физико-химических и биохимических факторов.

Поступающие в твердой фазе соединения азота частично захораниваются на дне водоема, частично возвращаются в воду. В большинстве водоемов накопление азота в донных отложениях колеблется от 10 до 40 % от внешней нагрузки.

Азот осаждается почти исключительно с органическим веществом, большая часть которого минерализуется в воде в процессе седиментации. Минеральные соединения азота хорошо растворимы и практически не осаждаются.

Из донных отложений азот удаляется активнее (45–70 % от аккумулированного на дне), чем фосфор (5–25 %) соответственно.

Механизм поступления биогенных веществ из донных отложений в воду состоит из двух

процессов: концентрационной диффузии и конвективного переноса.

Диффузионное перемещение растворенных веществ в донных отложениях подчиняется первому закону Фика [9–11]:

$$j = \Delta C \cdot D, \quad (1)$$

где j — величина диффузионного потока, мг/(м² · сут); ΔC — градиент концентрации вещества в поровом растворе и придонной воде, мг; D — коэффициент диффузии, м² · сут.

Концентрация азота в поровом растворе определяется скоростью аммонификации органического вещества в донных отложениях, которая зависит от ряда факторов: состава органического вещества и микрофлоры, температуры, окислительно-восстановительных условий, солености воды, pH и др. Когда концентрация соединения в придонной воде на 1–2 и более порядка ниже, чем в поровом растворе, градиент концентраций (ΔC) может приниматься равным по величине концентрации вещества в поровом растворе верхнего 2-сантиметрового слоя отложений.

Коэффициент диффузии зависит от объема порового пространства, диаметра и длины пор, температуры, заряда и массы иона и др. Экспериментальных данных по величине коэффициента диффузии в донных отложениях очень мало. Для диффузии NH_4^+ в пресноводных илах приводятся следующие данные: 1,2 и $2,4 \cdot 10^{-6}$ см²/с (при температурах 5 °C и 24 °C) соответственно.

Конвективный перенос вызывается следующими процессами: жизнедеятельностью фито- и зообентоса, выделением газов, взмучиванием отложений и др. Конвективное поступление азота из донных отложений в воду обычно носит локальный характер и состоит из нескольких потоков: 1) обусловленного воздушно-водной растительностью; 2) возникающего в результате жизнедеятельности бентоса; 3) образующегося при ветровом или антропогенном взмучивании и 4) газовыделения. Величина первого и второго потоков зависит от плотности и видового состава зообентоса и высшей растительности. Третий поток имеет значение только в мелководных водоемах [12–15].

При оценках внутренней нагрузки водоемов биогенными веществами следует учитывать, что поступление из отложений в воду азота и фос-

фора происходят с разной скоростью и имеют различия в силу физико-химических особенностей их соединений.

Азот донных отложений более чем на 90 % представлен органическими соединениями, поэтому его содержание определяется количеством органического вещества, присутствующего в отложениях. Около 70 % его соединений представлено белковыми веществами. В процессе их разрушения образуются аминокислоты, которые либо включаются в протеины клетки, либо минерализуются с выделением аммиака. Ежегодно минерализуется около 40–50 % органического азота, поступающего в отложения в ходе седиментации. Основной процесс микробиологической трансформации соединений азота в донных отложениях — аммонификация. Именно аммонификация определяет количество минерального азота в илах. Процессы нитрификации, денитрификации и азотфиксации играют подчиненную роль, в них участвует не более 10 % седиментированного азота [16].

Таким образом, диффузионный поток азота из донных отложений в воду прежде всего зависит от скорости аммонификации, определяющей концентрацию иона аммония в поровом растворе, а следовательно, и градиент его концентраций на границе «дно – вода», и коэффи-

циент диффузии. Конвективный перенос носит локальный характер, зависит от многих факторов, трудно поддается оценке и, как правило, не учитывается.

Для расчетов потока азота из донных отложений в воду предложено два методологических приема. Первый способ предполагает использование уравнения Фика (1), а второй был разработан авторами.

Второй способ расчета основан на известном по литературе положении о том, что распад азотсодержащих веществ в донных отложениях зависит от соотношения в их составе углерода и азота. Чем ниже отношение C/N, тем больший процент в продуктах распада составляет аммиачный азот [16]. Из этого следует, что величина потока азота из донных отложений в воду возрастает с уменьшением отношения C/N.

По литературным данным был выбран ряд наблюдений по величинам C/N и соответствующим им потокам азота (табл. 1) [8].

Приведенные в табл. 1 данные были аппроксимированы линейным уравнением ($r_{yx} = 0,89$, $S = 16,94$):

$$j_N = 122,55 - 7,82x, \quad (2)$$

где j_N — поток азота из донных отложений, мг N/(м² · сут); x — отношение C/N.

Таблица 1

Отношение C/N и потоки азота из донных отложений [8]

Весовое отношение углерода к азоту в донных отложениях (C/N)	Поток азота из отложений в воду, мг N/(м ² · сут)	Автор
6,2	112,0	Дзюбан А. [17]
7,5	103,0	Саралов А. Н. и др. [18]
7,6	106,0	Bengtsson L. [19]
8,1	102,0	Саралов А. Н. и др. [18]
8,5	84,0	Ulen B. [20]
8,8	85,0	Hargrave B. T. [21]
8,8	78,5	Саралов А. Н. и др. [18]
9,2	27,0	Дзюбан А. [18]
9,6	57,0	Bengtsson L. [19]
9,6	60,0	Bengtsson L. [19]
9,8	26,0	Гусева Н. Н., Максимова М. П. [22]
13,0	41,0	Rast W., Lee G. F. [23]
13,6	35,0	Bengtsson L. [19]
14,0	16,0	Ярушев Н. Е. [24]
16,5	10,0	Ярушев Н. Е. [24]

Оба приема оценки внутренней нагрузки были апробированы на примере Невской губы.

Для расчета внутренней нагрузки этой части акватории азотом использовались результаты многолетних исследований состава донных отложений, выполненных в СПбГАСУ. Средние многолетние значения содержания в грунтах углерода, азота и фосфора приведены в табл. 2 [8].

В Невской губе по содержанию органических веществ, азота и фосфора в грунтах можно выделить три зоны: чистую (станции 7, 11, 12^a, 14^a и 17^a), умеренно загрязненную (станции 1, 2, 6, 9, 12, 25, 30) и зону с загрязненными и грязными грунтами (станции 5, 10, 13, 14, 15, 16, 17, 39, 42, Г, 11^a). Среднее содержание углерода, азота и фосфора в этих зонах представлено в табл. 3 [8].

Следует заметить, что окисленные, незагрязненные грунты более обогащены азотом и фос-

фором, что свидетельствует о том, что по мере стабилизации донных отложений относительное содержание азота и фосфора в них возрастает.

По данным табл. 3 можно рассчитать средневзвешенное содержание $N_{\text{общ}}$ в воздушно-сухом грунте:

$$[N_{\text{общ}}] = 0,062 \cdot 0,28 + 0,119 \cdot 0,26 + 0,163 \cdot 0,46 = 0,123 \text{ г/100 г (или 0,00123 т/т грунта)}. \quad (3)$$

Рассчитаем массу донных отложений, в которой активно протекают процессы аммонификации, если известно, что с максимальной скоростью процесс протекает в активном слое отложений — 2 см. Средний объемный вес донных отложений составляет 1,5 т/м³ (определен экспериментально). Тогда масса активного слоя донных отложений (M_a) составит:

$$M_a = 380 \cdot 10^6 \cdot 2 \cdot 10^{-2} \cdot 1,5 = 11,4 \cdot 10^6 \text{ т}. \quad (4)$$

Таблица 2

**Содержание углерода, азота и фосфора в донных отложениях Невской губы
(средние многолетние данные) [8]**

Номер станции отбора проб	Влажность, %	Углерод $C_{\text{орг}}$, %	Азот $N_{\text{общ}}$, %	Фосфор $P_{\text{общ}}$, %
7	29,5	0,26	0,059	0,040
11	27,5	0,35	0,065	0,029
12 ^a	31,5	0,09	—	0,009
14 ^a	38,7	0,33	—	0,035
17 ^a	29,3	0,17	—	0,021
1	33,8	1,17	0,210	0,029
2	31,2	0,90	0,170	0,019
6	39,1	1,10	0,096	0,062
9	32,6	0,54	0,071	0,033
12	33,7	0,52	0,073	0,047
25	32,4	0,36	0,090	0,046
30	27,1	0,96	0,123	0,034
5	33,9	1,77	0,260	0,066
10	38,9	1,44	0,150	0,053
13	43,6	1,13	0,137	0,065
14	47,6	1,16	0,150	0,069
15	54,0	1,16	0,145	0,074
16	53,2	1,32	0,133	0,049
17	47,4	1,12	0,112	0,060
39	53,3	1,98	0,340	0,063
42	39,2	1,08	0,125	0,046
Г	52,6	2,08	—	0,110
11 ^a	54,8	1,62	—	0,040

Таблица 3

Состав донных отложений с различной степенью загрязнения органическими веществами

Степень загрязнения грунтов	Площадь		$C_{\text{орг}}, \%$	$N_{\text{общ}}, \%$	$P_{\text{общ}}, \%$	C/N	C/P	N/P
	км ²	%						
Чистые	106,4	28	0,24	0,062	0,031	4	8	2
Умеренно загрязненные	98,8	26	0,79	0,119	0,039	7	20	3
Загрязненные и грязные	174,8	46	1,37	0,163	0,061	8	21	3

При средней влажности донных отложений 38 % масса воздушно-сухого вещества в донных отложениях будет равна:

$$M_c = [11,4 \cdot 10^6 \cdot (100 - 38)] / 100 = 7,07 \cdot 10^6 \text{ т.} \quad (5)$$

Теперь можно рассчитать массу общего азота в активном слое донных отложений Невской губы:

$$M_N = 0,00123 \cdot 7,07 \cdot 10^6 = 8,7 \cdot 10^3 \text{ т.} \quad (6)$$

При расчете поступления азота из донных отложений по уравнению Фика (первый прием) приняты следующие исходные данные и допущения:

- масса органического азота, накопленного в слое 2 см донных отложений, согласно расчету, $8,7 \cdot 10^3 \text{ т}$;
- объем порового раствора приравнен к объему слоя отложений, равному 2 см: $V_n = 380 \cdot 10^6 \cdot 2 \cdot 10^{-2} = 7,6 \cdot 10^6 \text{ м}^3$;
- процесс аммонификации описывается экспоненциальной зависимостью; константа скорости процесса, определенная в лабораторных условиях, равна $0,03 \text{ сут}^{-1}$;
- градиент концентраций иона аммония (NH_4^+) равен его концентрации в поровом растворе;
- коэффициент диффузии принят равным $2,4 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$.

Учитывая, что объем порового раствора и градиент концентрации $[\text{NH}_4^+]$ заведомо завышены, в расчетах пренебрегли конвективным переносом.

Далее рассчитали поступление NH_4^+ , образовавшегося вследствие аммонификации, в первые сутки, т. е. максимальный суточный приток:

$$M_{\text{NH}_4^+} = 8,7 \cdot 10^3 (1 - e^{-0,03}) = 261 \text{ т/сут.} \quad (7)$$

Затем рассчитывается концентрация азота в поровом растворе (C_N):

$$C_N = 261 \cdot 10^9 / 7,6 \cdot 10^9 = 34,3 \text{ мг/л.} \quad (8)$$

При принятых допущениях зависимость Фика принимает вид

$$j_N = C_N \cdot D, \quad (9)$$

где j_N — поток азота из донных отложений, мг/(м² · сут); C_N — концентрация азота в поровом растворе, мг/л; D — коэффициент диффузии: $2,4 \cdot 10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$.

Тогда величина потока азота из донных отложений в воду составит:

$$j_N = 34,3 \cdot 10^{-3} \cdot 2,4 \cdot 10^{-6} \cdot 10^4 \cdot 864 \cdot 10^2 = 71,12 \text{ мг} \cdot \text{N} / (\text{м}^2 \cdot \text{сут}). \quad (10)$$

При расчете поступления азота из донных отложений вторым способом использовали уравнение (2).

Учитывая различные соотношения углерода и азота в донных отложениях разной степени загрязнения (см. табл. 3), была рассчитана средневзвешенная по площади величина поступления азота из донных отложений в воду:

$$j_N = (122,55 - 7,82 \cdot 4)0,28 + (122,55 - 7,82 \cdot 7)0,26 + (122,55 - 7,82 \cdot 8)0,46 = 70,7 \text{ мг N} / (\text{м}^2 \cdot \text{сут}). \quad (11)$$

При средней величине $j_N = 71 \text{ мг} / (\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ внутренняя нагрузка азотом для Невской губы составит:

$$J_N = 71 \cdot 380 \cdot 10^6 \cdot 365 = 9848 \text{ т/год или } 27 \text{ т/сут.} \quad (12)$$

Следует полагать, что рассчитанная величина потока азота несколько завышена (максимальная) вследствие принятых допущений. Однако близкое совпадение значений поступлений азота из донных отложений в воду, рассчитанных с помощью уравнения Фика и эмпирического уравнения, позволяют считать, что оба приема расчета могут быть использованы в инженерной практике.

Что касается влияния вторичного поступления азота на процессы эвтрофирования в Невской губе, то его следует считать несущественным, так как суточный прирост концентрации азота в воде (ΔN) при объеме водной массы $1,3 \text{ км}^3$ незначителен:

$$\Delta N = (71 \cdot 380 \cdot 10^6) / (1,3 \cdot 10^9 \cdot 10^3) = 0,021 \text{ мг/л.} \quad (13)$$

При средней концентрации минерального азота в Невской губе 0,4–0,5 мг/л прирост его за счет донных отложений не превысит 5 %.

Следовательно, в Невской губе в расчетах общей биогенной нагрузки минеральные формы азота, поступающие из донных отложений в воду, можно не учитывать.

Кроме того, установлено, что питательным для водорослей веществом, регулирующим развитие процессов эвтрофирования в Невской губе, является фосфор [25].

Однако в Балтийском море, особенно в глубоководных районах, где наблюдается дефицит кислорода, лимитирующим компонентом может оказаться азот вследствие процессов денитрификации [26]. В этих случаях десорбция азота из донных отложений должна учитываться при оценках общей биогенной нагрузки.

Библиографический список

1. План действий Хелком по Балтийскому морю. Министерское заседание Хелком, Краков, Польша, 15 ноября 2007 г. СПб.: Диалог, 2008. 112 с.
2. Schwimmer D., Schwimmer M. Algae and medicine // *Algae and man* / Ed. Jackson D. T. N.W., 1964. 325 p.
3. Горюнова С. В., Демина Н. С. Водоросли — продуценты токсических веществ. М.: Наука, 1974. 255 с.
4. Скопинцев Б. А., Бикбулатов Э. С., Меньшикова Н. И. Изменение химического состава воды и взвесей при распаде органического вещества фитопланктона в аэробных условиях // *Микробиологические и химические процессы деструкции органического вещества в водоеме*. Л., 1979. С. 159–186.
5. Сиренко Л. А., Гавриленко М. Я. «Цветение» воды и эвтрофирование. Киев: Наукова думка, 1978. 232 с.
6. Макаров А. Н., Лигун О. С. Оценка народнохозяйственных ущербов в связи с избыточным «цветением» воды в днепровских водохранилищах и экономический анализ по его ликвидации // *Тр. координац. совещ. по гидротехнике*. 1978. № 83. С. 16–32.
7. Шевченко М. А. Физико-химическое обоснование процессов обесцвечивания и дезодорации воды. Киев: Наукова думка, 1988. 150 с.
8. Неверова-Дзюбак Е. Теоретическое, методологическое и инженерное обеспечение охраны поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования: дис. ... д-ра техн. наук. СПб., 2003. 341 с.
9. Karpman V. L. The theoretical analysis of Fick's equation. On the centennial of the use of Fick's principle in physiology // *Z Kardiol*. 1975. Sep; 64 (9). Pp. 801–808.
10. Brogioli D., Vailati A. Diffusive mass transfer by nonequilibrium fluctuations: Fick's law revisited // *Phys. Rev. E*. 63.012105 (2001).
11. Vazquez J. L. The Porous Medium Equation // *Mathematical Theory*. Oxford Univ. Press. 2006. 130 p.
12. Мартынова М. В. Величина коэффициента диффузии хлористого аммония в илах Можайского водохранилища // *Вестн. МГУ. Серия 5, География*. 1978. № 2. С. 107–108.
13. Мартынова М. В. Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. М.: Наука, 1984. 159 с.
14. Kamiyama K., Okuda S., Kawal A. Studies on the Release of Ammonium Nitrogen from the Bottom Sediments in Freshwater Regions. I. Generation of Ammonium Nitrogen in the Bottom Sediments in Lake Biwa // *Jap. J. Limnol*. 1977. 38, 2. Pp. 62–69.
15. Xiangju Cheng, Yingxue Zeng, Zhenren Guo, Liangsheng Zhu. Diffusion of Nitrogen and Phosphorus Across the Sediment-Water Interface and In Seawater at Aquaculture Areas of Daya Bay, China // *Int J Environ Res Public Health*. 2014. Feb; 11(2). Pp.1557–1572. Published online 2014 Jan 28. doi: 10.3390/ijerph110201557.
16. Кузнецов С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л.: Наука, 1970. 318 с.
17. Дзюбан А. Н. Деструкция органического вещества в донных отложениях водохранилищ Волги // *Микробиологические и химические процессы деструкции органического вещества в водоемах*. Л., 1979. С. 142–150.
18. Саралов А. И., Вайнштейн М. Б., Дзюбан А. Н. Фиксация молекулярного азота в озерах Марийской АССР // *Микробиологические и химические процессы деструкции органического вещества в водоемах*. Л., 1979. С. 95–114.
19. Bengtsson L. Phosphorus release from a highly eutrophic lake sediments // *Intern. Ver. theor. und angew. Limnol*. 1975. Vol. 19. № 2. Pp. 1107–1116.
20. Ulen B. Seston and sediments in Lake Narrviken // *Act. Univ. Upsal. Abst. Uppsala Diss. Sci*. 1977. № 438. P. 10.
21. Hargrave B. T. Stability in structure and function of the mad-water interface / *Int. Ver. thear and angew. Limnol*. 1975. Vol. 19. № 2. Pp. 1073–1079.
22. Гусева Н. Н., Максимова М. П. Органическое вещество в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // *Волга*. 1971. № 1. С. 60–67.
23. Rast W., Lee G. F. Summary analysis of the north American OECD eutrophication project: nutrient loading-lake response relationship and trophic state indices / *EPA 600/3-78-008*. Washington, 1978. 455 p.
24. Ярушев Н. Е. Микрофлора и интенсивность деструкционных процессов в донных отложениях Саратовского и Волгоградского водохранилищ: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л.: ЛГУ, 1978. 27 с.

25. Цветкова Л. И., Мишуков Б. Г., Алексеев М. И., Копина Г. И., Неверова Е. В. Временные методические рекомендации по определению экологически допустимых концентраций (ЭДК) фосфора в воде водоемов для расчета экологически допустимых сбросов (ЭДС) фосфора со сточными водами в целях предотвращения эвтрофирования. Л.: ЛИСИ, 1991. 36 с.

26. Исследования экосистемы Балтийского моря / под ред. А. В. Унбань. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 195 с.

References

1. Plan deystviy Khelkom po Baltiyskomu moryu. Ministerskoe zasedanie Khelkom, Krakov, Pol'sha, 15 noyabrya 2007 g. [The Baltic Sea Action Plan - Helcom. Ministerial meeting Helcom, Krakow, Poland, on November 15, 2007], St. Petersburg, Dialogue Publ., 2008, 112 p.

2. Schwimmer D., Schwimmer M. *Algae and medicine. Algae and man*. Ed. by Jackson D. T. N.W., 1964, 325 p.

3. Goryunova S. V., Demina N. S. *Vodorosli — produksenty toksicheskikh veshchestv* [Seaweed as producer of toxic substances]. Moscow, Nauka Publ., 1974, 255 p.

4. Skopintsev B. A., Bikbulatov Eh. S., Men'shikova N. I. *Izmenenie khimicheskogo sostava vody i vzvesey pri raspade organicheskogo veshchestva fitoplanktona v aehrobnykh usloviyakh* [Change of the chemical composition of water and suspensions at disintegration of organic substance of phytoplankton in aerobic conditions]. *Mikrobiologicheskie i khimicheskie protsessy destrukttsii organicheskogo veshchestva v vodoeme* [Microbiological and chemical processes of destruction of organic substance in a reservoir]. Leningrad, 1979, pp. 159–186.

5. Sirenko L. A., Gavrilenko M. Ya. «Tsvetenie» vody i ehvtrofirovaniye [“Blossoming” of water and eutrophication]. Kiev, Naukova dumka Publ., 1978, 232 p.

6. Makarov A. N., Ligun O. S. *Otsenka narodnokhozyaystvennykh ushcherbov v svyazi s izbytochnym «tsveteniem» vody v dneprovskikh vodokhranilishchakh i ehkonomicheskiy analiz po ego likvidatsii* [Assessment of economic damages in connection with excess “blossoming” of water in the Dnieper reservoirs and the economic analysis on its elimination]. *Trudy koordinats. soveshch. po gidrotekhnike — Proc. of the coord. meeting on hydraulic engineering*, 1978, no. 83, pp. 16–32.

7. Shevchenko M. A. *Fiziko-khimicheskoe obosnovaniye protsessov obeztsvetivaniya i dezodoratsii vody* [Physical and chemical justification of processes of decoloration and deodorization of water]. Kiev, Naukova dumka Publ., 1988, 150 p.

8. Neverova-Dziopak E. *Teoreticheskoe, metodologicheskoe i inzhenernoe obespecheniye okhrany poverkhnostnykh vod ot antropogennogo ehvtrofirovaniya*

Diss. dokt. tekhn. nauk [Theoretical, methodological and engineering substantiation of necessity of protecting the surface water from anthropogenic eutrophication. Dr. Sci. Tech. diss.]. St. Petersburg, 2003, 341 p.

9. Karpman V. L. Theoretical analysis of Fick's equation. On the centennial of the use of Fick's principle in physiology. *Z Kardiolog.*, 1975, Sep., no. 64 (9), pp. 801–808.

10. Brogioli D., Vailati A. Diffusive mass transfer by non-equilibrium fluctuations: Fick's law revisited. *Phys. Rev.*, E. 63.012105 (2001).

11. Vazquez J. L. *The Porous Medium Equation. Mathematical Theory*. Oxford Univ. Press Publ., 2006, 130 p.

12. Martynova M. V. *Velichina koefitsienta diffuzii khloristogo ammoniya v ilakh Mozhayskogo vodokhranilishcha* [The value of chloride ammonium diffusion coefficient in organic silt of the Mozhaik reservoir]. *Vestn. MGU. Seriya 5, Geografiya — Bulletin of MSU, ser. 5, Geography*, 1978, no. 2, pp. 107–108.

13. Martynova M. V. *Azot i fosfor v donnykh otlozheniyakh ozer i vodokhranilishch* [Nitrogen and phosphorus in ground deposits of lakes and reservoirs]. Moscow, Nauka Publ., 1984, 159 p.

14. Kamiyama K., Okuda S., Kawal A. Studies on the Release of Ammonium Nitrogen from the Bottom Sediments in Freshwater Regions. I. Generation of Ammonium Nitrogen in the Bottom Sediments in Lake Biwa. *Jap. J. Limnol.*, 1977, vol. 38, no. 2, pp. 62–69.

15. Xiangju Cheng, Yingxue Zeng, Zhenren Guo, Liangsheng Zhu. Diffusion of Nitrogen and Phosphorus Across the Sediment-Water Interface and In Seawater at Aquaculture Areas of Daya Bay, China. *Int J Environ Res Public Health*, 2014, Feb, no. 11(2), pp. 1557–1572. Published online 2014 Jan 28. doi: 10.3390/ijerph110201557.

16. Kuznetsov S. I. *Mikroflora ozer i ee geokhimicheskaya deyatel'nost'* [Biological flora of lakes and its geochemical activity]. Leningrad, Nauka Publ., 1970, 318 p.

17. Dzyuban A. N. *Destruktsiya organicheskogo veshchestva v donnykh otlozheniyakh vodokhranilishch Volgi* [Destruction of organic substance in ground deposits of reservoirs of the Volga River]. *Mikrobiologicheskie i khimicheskie protsessy destrukttsii organicheskogo veshchestva v vodoemakh* [Microbiological and chemical processes of destruction of organic substance in reservoirs]. Leningrad, 1979, pp. 142–150.

18. Saralov A. I., Vaynshteyn M. B., Dzyuban A. N. *Fiksatsiya molekulyarnogo azota v ozerakh Mariyskoy ASSR* [Fixing of molecular nitrogen in the lakes of Mari ASSR]. *Mikrobiologicheskie i khimicheskie protsessy destrukttsii organicheskogo veshchestva v vodoemakh* [Microbiological and chemical processes of destruction of organic substance in reservoirs]. Leningrad, 1979, pp. 95–114.

19. Bengtsson L. Phosphorus release from highly eutrophic lake sediments. *Intern. Ver. theor. und angew. Limnol.*, 1975, vol. 19, no. 2, pp. 1107–1116.

20. Ulen B. Seston and sediments in Lake Narrviken. *Act. Univ. Upsal. Abst. Uppsala Diss. Sci.*, 1977, no. 438, p. 10.

21. Hargrave B. T. Stability in structure and function of the mud-water interface. *Int. Ver. theor. und angew. Limnol.*, 1975, vol. 19, no. 2, pp. 1073–1079.

22. Guseva N. N., Maksimova M. P. *Organicheskoe veshchestvo v donnykh otlozheniyakh Kuybyshevskogo vodokhranilishcha* [Organic substance in ground deposits of the Kuibyshev reservoir]. *Volga*, 1971, no. 1, pp. 60–67.

23. Rast W., Lee G. F. *Summary analysis of the North American OECD eutrophication project: nutrient loading-lake response relationship and trophic state indices*. EPA 600/3-78-008. Washington, 1978, 455 p.

24. Yarushev N. E. *Mikroflora i intensivnost' destruktivnykh protsessov v donnykh otlozheniyakh Saratovskogo i Volgogradskogo vodokhranilishch*. *Avtoref.*

diss. kand. biol. nauk [Bacterial flora and intensity the destruction processes in ground deposits of the Saratov and Volgograd reservoirs. Author's thesis of PhD in Sci. Bio. Diss.]. Leningrad, LSU Publ., 1978, 27 p.

25. Tsvetkova L. I., et al. *Vremennye metodicheskie rekomendatsii po opredeleniyu ekhologicheskikh dopustimyykh kontsentratsiy (EhDK) fosfora v vode vodoemov dlya rascheta ekhologicheskikh dopustimyykh sbrosov (EhDS) fosfora so stochnymi vodami v tselyakh predotvrashcheniya ehvtrofirovaniya* [Temporary methodical recommendations about definition of the ecologically admissible concentration (EAC) of phosphorus in the water of reservoirs for calculation of the ecologically admissible dumpings (EAD) of phosphorus with sewage for prevention of eutrophication]. Leningrad, LISI Publ., 1991, 36 p.

26. *Issledovaniya ehkositemy Baltiyskogo morya* [Research of the Baltic Sea ecosystem]. Ed. by Unban' A. V. Leningrad, Gidrometeoizdat Publ., 1981, 195 p.