

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ МЕЛКОВОДНОГО ВЫСОКОЭВТРОФНОГО ОЗЕРА НЕРО (ЯРОСЛАВСКАЯ ОБЛАСТЬ). СООБЩЕНИЕ 2. ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ

Р. А. Ложкина, И. И. Томила, Г. М. Чуйко

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: i_tomilina@mail.ru

Поступила в редакцию 17.07.2020

Проведено исследование токсичности донных отложений высокоэвтрофного оз. Неро методами биотестирования с помощью тест-объектов различной систематической принадлежности. Наиболее загрязненные участки озера приурочены к его северной части, подверженной воздействию бытовых и промышленных стоков г. Ростова, а также поверхностного стока с сельскохозяйственных угодий и крупных автомагистралей. Корреляционный анализ между параметрами токсичности и химического состава донных отложений показал, что концентрации загрязняющих веществ в них в большей степени влияют на изменение биологических параметров личинок хирономид, чем на ростовые показатели кресс-салата. Отмечены достоверные корреляции изменения длины личинок хирономид в зависимости от содержания растительных пигментов, которое можно рассматривать как остаточное количество новообразованного органического вещества в донных отложениях, то есть присутствие зеленых пигментов замедляет рост личинок *Chironomus riparius* в высокоэвтрофном озере.

Токсичность донных отложений для гидробионтов является более опасной, чем токсичность воды, поскольку она проявляется в течение более длительного времени, что и подтверждают результаты наших исследований. Донные отложения, накапливая сведения о круговороте веществ в водных экосистемах, служат важным источником информации об условиях, существующих на водосборе и непосредственно в водоеме, и позволяют судить о состоянии водоема в целом.

Ключевые слова: донные отложения, токсичность, биотестирование, озеро Неро.

DOI: 10.47021/0320-3557-2020-100-113

ВВЕДЕНИЕ

Многоплановость использования водных ресурсов (водоснабжение, транспорт, водные биоресурсы, гидроэнергетика, сельскохозяйственное и рекреационное направления) требует современных подходов наблюдения и контроля состояния поверхностных вод. Главным фактором негативного воздействия не только на биоту водных экосистем, но и человека является токсическое загрязнение [Бакаева, Игнатова, 2019 (Bakayeva, Ignatova, 2019)]. Донные отложения (ДО) водоемов рассматриваются как носители информации об изменениях, имеющих место на территории водосбора и в самом водоеме, как своеобразный архив данных о состоянии окружающей среды, так как ДО отражают интегрированную во времени сумму антропогенного воздействия на аквальные комплексы [Даувальтер, Кашулин, 2013 (Dauvalter, Kashulin, 2013)]. Для оценки потенциальной биологической опасности загрязненных водоемов получили широкое распространение методы биотестирования. В мировой практике для достоверности полученных результатов принято использовать несколько тест-систем одновременно, поэтому в данном исследовании применяли комплекс методов с использованием

тест-объектов различной систематической принадлежности и трофических уровней.

Основными ДО озера являются илы типа сапропеля, запасы которого в озере составляют десятки миллионов кубометров с толщиной отложений от 5 до 20 м. В структуре экосистемы озера сапропель является мощным аккумулятором биогенных элементов, с одной стороны, выводя их из круговорота веществ, путем отложения и захоронения, с другой – возвращая с ветровым перемешиванием и взмучиванием гидробионтами. ДО оз. Неро представлены темноцветными глинистыми сапропелями, с высоким содержанием кальция и относительно небольшой долей органического вещества. В химическом составе сапропеля обнаружен большой набор макро- и микроэлементов, аминокислот и биологически активных веществ (витаминов, гормонов, стимуляторов роста) [ООПТ памятник природы (ООРТ памятник природы)].

Токсичность ДО оз. Неро ранее не оценивалась, хотя была установлена их токсико-генетическая активность [Могутова и др., 1997 (Mogutova et al., 1997); Прохорова и др., 2008 (Prokhorova et al., 2008)].

Исходя из вышесказанного, цель работы – оценить токсичность донных отложений оз. Неро для тест-объектов различной система-

тической принадлежности и трофических уровней и возможную зависимость токсиче-

ского эффекта от содержания загрязняющих веществ в донных отложениях.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пробы ДО отбирались с маломерного моторного судна модифицированным облегченным дночерпателем Экмана-Берджи с площадью захвата 1/100 м² с поверхностного горизонта 0–10 см. Станции отбора проб были распределены так, чтобы равномерно охватить всю акваторию озера. Интегральную пробу ДО, полученную в результате 3-х подъемов дночерпателя на каждой станции, тщательно перемешивали, убрали крупную гальку, обломки растений и хранили в холодильнике в герметичных пластиковых пакетах при температуре +2–+4°C до начала биотестирования не более 14 сут.

Биотестирование проводили на водной вытяжке донных отложений (ВВДО) и нативных пробах ДО с естественной влажностью (без высушивания). Для приготовления ВВДО 100 г ДО заливали 400 мл отстоянной водопроводной водой и полученный раствор активно аэрировали в течение 3 ч. Затем его отстаивали, центрифугировали при 2000 об./мин и фильтровали через обеззоленные фильтры белая лента для дальнейшего биотестирования [Щербань, 1994 (Shcherban, 1994)].

Определение токсичности ВВДО проводили с использованием планктонных ветвистоусых ракообразных *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 [Определитель зоопланктона..., 2010 (Opredelitel' zooplanktona..., 2010)] в соответствии со стандартной методикой [Mount, Norberg, 1984; Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)].

Рачков из одной генерации в первые сутки от рождения рассаживали в 10 стаканчиков с 15 мл исследуемой воды по 1 экз. в каждый и наблюдали до вымета 3-х пометов на одну самку. В ходе эксперимента животных кормили раз в два дня зелеными водорослями *Chlorella vulgaris* Beij., 1890 в концентрации 250–300 тыс. кл./мл в момент смены среды [Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)]. Учитывали гибель в течение 48 ч и на момент завершения эксперимента, среднее число пометов и новорожденных особей на 1 самку. Критерий острой токсичности – гибель 50% особей за 48 ч, хронической – гибель рачков более 20% за время эксперимента, достоверное снижение плодовитости, а также ее увеличение более чем на 30% по сравнению с контролем.

Определение токсичности нативных ДО и ВВДО проводили на семенах кресс салата

Lepidium sativum (L.) сорта “Весенний” фирмы Гавриш. Эксперименты проводили в трех повторностях по стандартной методике в чашках Петри (ГОСТ 12038-84) [Фомин, Фомин, 2001 (Fomin, Fomin, 2001); [Методика определения токсичности..., 2013 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2013)]. В каждую чашку Петри помещали семена растений в количестве 30 шт. на чашку. В экспериментах с ВВДО в каждую чашку Петри заливали по 30 мл исследуемой воды, в качестве субстрата использовали фильтровальную бумагу. В экспериментах с нативными ДО – семена непосредственно высевались на ДО и увлажнялись контрольной водой. Определяли показатели прорастания семян (энергия прорастания за 24 ч, всхожесть за 5 сут экспозиции) и показатели интенсивности начального роста семян за 5 сут, учитывали % недоразвитых проростков.

В качестве тест-организма при биотестировании нативных ДО использовали лабораторную культуру комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen, 1804 [Ingersoll, Nelson, 1990]. Опыты проводили в двух повторностях в чашках Петри без смены среды. В каждую чашку помещали 30 г ДО и 30 личинок длиной 3–5 мм из одновозрастной популяции. В ходе эксперимента животных кормили суспензией кормовых дрожжей, которую добавляли по мере выедания. Токсичность ДО оценивали по изменению смертности, линейных размеров личинок *Ch. riparius* после 20-суточной экспозиции. Величина 20% была принята за естественный отход животных, гибель >20% считали проявлением токсического эффекта [Константинов, 1958 (Konstantinov, 1958)].

В опытах поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды – 21±3°C, рН 7.5–8.0, растворенный кислород – на уровне насыщения, световой режим при освещении лампами дневного света – 16 ч свет: 8 ч ночь.

Контролем служили интактные тест-организмы, содержащиеся в лабораторных условиях с использованием отстоянной артезианской воды и илистого песка. В качестве контрольного грунта использовали ДО устья р. Сутки – притока Рыбинского водохранилища.

Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ($\bar{x} \pm SE$). Достоверность различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости $p \leq 0.05$ [Sokal, Rohlf, 1995]. При установлении корреляционных зависимостей между исследованными параметрами (значе-

ния которых не имели нормального распределения (Shapiro-Wilktest) использовали непараметрический коэффициент Спирмена ($rs, p < 0.05$).

раметрический коэффициент Спирмена ($rs, p < 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Донные отложения, по сравнению с водой, более инертны по своим характеристикам, что позволяет исследовать долговременные процессы аккумуляции, трансформации и перераспределения загрязняющих веществ в них. Благодаря своей способности аккумулировать многие неорганические и органические соединения ДО представляют собой одновременно мощный фактор самоочищения и вторичного загрязнения водоема [Степанова, 2014 (Stepanova, 2014)]. Результаты биотестирования позволяют учесть не только токсичность смеси веществ, накопленных в ДО, но и отражают концентрации биологически доступных форм соединений.

Установлено, что ВВДО оз. Неро, отобранные в июне 2017 г., не оказывали токсиче-

ского действия на выживаемость цериодафний. Выживаемость рачков за 7 сут экспозиции составила 80–100%, что не превышало безвредный уровень токсичности ВВДО в хроническом эксперименте (20%) (табл. 1). Угнетающее действие на плодовитость цериодафний оказывали ВВДО, отобранные на станциях 4, 6а, 8, 11–12а, 13, 14 и 16. ВВДО ст. 6а влияла на среднее число пометов, не сказываясь на среднем количестве молоди, отрожденной 1 самкой. Максимальное угнетение плодовитости рачков зарегистрировано при их экспозиции в ВВДО, отобранной на ст. 12а – 60% от контроля. Таким образом, по показателю “плодовитость” ДО, отобранные на станциях 4, 6а, 8, 11–12а, 13, 14 и 16, можно отнести к слабозагрязненным, так как угнетение составило 25–40%.

Таблица 1. Действие водной вытяжки донных отложений оз. Неро на *Ceriodaphnia dubia* (июнь 2017 г.)

Table 1. Effect of the elutriate of bottom sediments of Lake Nero for *Ceriodaphnia dubia* (june 2017)

Станция Station	Гибель, %, 48 ч Mortality, %, 48 h	Гибель, %, 7 сут Mortality, %, 7 days	Среднее число пометов Average broods	Среднее количество молоди на 1 самку, экз Average of juvenile per female	Токсичность Пробы Samples toxicity
1	0	0	2.9	20.3±1.0	НТ
2	0	0	3.0	19.6±1.5	НТ
3	0	0	2.8	18.1±2.0	НТ
4	0	10	2.5	13.5±1.6*	ХТД
5	10	10	2.6	17.0±1.9	НТ
6	0	10	2.7	17.0±1.2	НТ
6а	0	10	2.1 *	15.9±2.2	ХТД
7	0	0	2.6	16.8±1.8	НТ
8	0	0	2.6	13.4±1.2*	ХТД
9	0	0	2.8	16.1±1.1	НТ
9а	0	0	2.7	19.7±1.6	НТ
10	0	0	2.7	15.6±1.1	НТ
10а	0	0	2.9	21.7±1.3	НТ
11	0	0	2.6	14.3±1.4*	ХТД
12	0	0	2.5	12.3±1.6*	ХТД
12а	0	20	2.5	12.0±1.5*	ХТД
12 б	0	10	2.9	17.7±1.7	НТ
13	0	0	2.8	13.8±1.0*	ХТД
14	0	0	3.0	14.9±0.9*	ХТД
15	0	0	2.9	17.2±1.0	НТ
16	0	0	2.7	13.8±0.8*	ХТД
Контроль Control	0	0	2.7	19.8±2.5	

Примечания. Здесь и в табл. 2–5: НТ – отсутствие токсичности, ХТД – хроническое токсическое действие, “*” – значение, достоверно ниже контрольного значения при $p = 0.05$, “***” – достоверно выше контрольного значения при $p = 0.05$.

Note. Here and in table 2–5: NT – no toxicity, CTD – chronic toxic effect, “*” – value significantly lower than the control value at $p = 0.05$, “***” – significantly higher than the control value at $p = 0.05$.

При биотестировании ВВДО на семенах кресс-салата *Lepidum sativum* установлено, что ВВДО станций 1, 3, 6, 7, 9–12б, 14–16 угнетала

более чем на 20% прорастание семян. При этом всхожесть не отличалась от контрольных значений, в отдельных случаях превышала их (табл. 2).

Таблица 2. Действие водной вытяжки донных отложений оз. Неро для *Lepidum sativum* (июнь 2017 г.)

Table 2. Effects of elutriate of bottom sediments of lake Nero for *Lepidum sativum* (june 2017)

Станция Station	Энергия прорастания, % Germination energy,%	Всхожесть, % Germination, %	Средняя длина проростка, мм Average length of seedling, mm	Средняя длина побега, мм Average length of shoot, mm	Средняя длина корня, мм Average length of root, mm	Соотношение побег/корень Ratio shoot / root	% недоразвитых проростков % immature seedlings	Токсичность пробы Samples toxicity
1	68.3	95.0	51.7±6.1*	13.6±1.6*	38.1±4.5*	0.4±0.0	1.7	ХТД
2	85.0	98.3	68.5±4.6	18.2±1.3	50.2±3.5	0.4±0.0	0	НТ
3	66.7	91.7	72.4±6.2	19.4±1.8	53.0±4.6	0.5±0.1	1.7	НТ
4	83.3	96.7	80.0±5.2	27.2±1.8	52.8±3.5	0.5±0.0	0	НТ
5	91.7	95.0	73.8±6.1	24.6±1.9	49.2±4.2	0.5±0.0	0	НТ
6	73.3	96.7	66.1±5.9	22.5±1.9	43.6±4.0*	0.5±0.0	0	ХТД
6a	78.7	90.2	55.6±5.3*	14.5±1.4*	41.1±4.0*	0.4±0.0	0	ХТД
7	61.7	100	43.7±4.6*	15.8±1.6*	27.9±3.1*	0.8±0.1**	0	ХТД
8	94.8	100	48.3±4.7*	18.5±1.8	29.8±3.0*	0.7±0.1**	0	ХТД
9	68.3	100	55.4±5.5*	18.7±1.8	36.7±3.9*	0.6±0.1	0	ХТД
9a	70.0	98.3	61.9±4.9*	16.7±1.4*	45.2±3.6*	0.5±0.2	0	ХТД
10	75.9	100	56.8±5.5*	17.1±1.7*	39.7±4.0*	0.4±0.0	0	ХТД
10a	61.7	91.7	48.5±4.4*	16.5±1.6*	32.1±2.8*	0.5±0.0	0	ХТД
11	74.6	100	64.3±6.1*	20.1±1.6	44.2±4.9*	0.6±0.1	0	ХТД
12	78.3	95.0	76.3±6.7	23.4±2.2	52.9±4.6	0.4±0.1	0	НТ
12a	55.9	96.6	39.6±4.6*	11.42±1.31*	28.2±3.4*	0.6±0.1	0	ХТД
12b	62.7	96.6	65.1±5.0*	18.5±1.5	46.6±3.6*	0.4±0.0	0	ХТД
13	100.0	98.3	88.8±5.9	28.4±1.8**	60.4±4.3	0.7±0.1	0	НТ
14	61.0	98.3	58.9±6.7*	19.3±2.2	39.6±4.5*	0.9±0.4**	3.4	ХТД
15	71.7	96.7	63.7±5.9*	21.2±2.0	42.5±3.9*	0.6±0.2	1.7	ХТД
16	66.7	80.0	67.5±6.1	21.8±1.9	45.7±4.3*	0.8±0.2**	0	ХТД
Контроль Control	90.2	95.1	80.9±4.4	22.6±1.4	58.4±3.2	0.4±0.0	0	

Для станций 1, 7–11, 12а, 12б, 14 и 15 отмечена достоверно более низкая длина проростка по сравнению с контрольными значениями. Снижение составило 20–45%. Средние значения длины побега ниже контрольных зарегистрированы на станциях 1, 6а, 7, 9а–10а и 12а. В большей степени ВВДО влияли на длину корня, подавляюще действуя на него, на станциях 1, 6а–11, 12а–15. При экспонировании семян в ВВДО максимальный процент (3.4%) недоразвитых проростков зафиксирован на станциях 14, для станций 1, 3 и 15 он составил 1.7%.

Полученные нами данные по проценту недоразвитых проростков семян кресс салата согласуются с данными других авторов. Так, изучение влияния воды оз. Неро на пространственное распределение пролиферативной активности меристемы лука *Allium cepa* (Linnaeus) показало, что на всех исследованных станциях во все изученные сроки митотический индекс снижен относительно контрольного уровня [Прохорова и др., 2008 (Prokhorova et al., 2008)]. Максимальное снижение отмечается на станциях 3 и 8, которые подвержены антропогенному влиянию г. Ростова. Таким образом, к наиболее неблагоприятным станциям по токсикологическим показателям ВВДО относятся станции 5, 8, 11, 12а, 14 и 16 (рис. 1), где зарегистрирована токсичность по обоим тест-объектам.

Анализ токсичности только водной вытяжки дает одностороннее представление о токсичности донных отложений, в частности, только растворимых фракций загрязняющих веществ. Следует обязательно изучать непосредственное влияние нативных (неизмененных) ДО на живые организмы. Для этих целей необходим поиск экологически адекватных тест-объектов. С одной стороны, это должны быть обитатели различных биотопов: представители эпи- и эндобентоса, с другой – организмы различных трофических уровней.

При биотестировании цельного грунта на семенах кресс-салата *Lepidum sativum* в июне 2017 г. установлено, что энергия прорастания семян при экспозиции на грунтах, отобранных на станциях 2, 6а, 11 и 15, более чем на 40% превышала таковую в контроле (табл. 3). 100% всхожесть семян зарегистрирована на ст. 3, минимальная всхожесть 62.8% – на ст. 9а. По показателю “всхожесть” грунты, отобранные на станциях 2, 4–6, 7, 8, 9а, 12–14 и 16, относятся к слабозагрязненным: всхожесть семян не достигала 90%. Для всех анализируемых станций длина проростка при экспонировании семян в ВВДО была достоверно ниже контрольных значений (рис. 2).

Анализ средних значений длин побегов показал, что все исследованные грунты тормо-

зили рост побегов: угнетение составляло от 30 до 86%. Статистически значимое подавление роста корней также зарегистрировано при экспозиции семян на всех исследованных грунтах, снижение составляло 20–90% (табл. 3). Максимальная длина побега отмечена на ст. 11, корня – на ст. 10, максимальное число недоразвитых проростков – на станциях 14, 10а и 8. Таким образом, все исследованные пробы обладали в той или иной степени фитотоксическим эффектом.

При биотестировании цельного грунта в июне 2017 г. на личинках комара звонца *Chironomus girgicus* отмечена максимальная гибель 77.5 и 57.5% при экспонировании на грунтах, отобранных на станциях 15 и 16 соответственно (табл. 4). Гибель личинок, превышающая допустимый методикой 20% уровень, зарегистрирована на станциях 4, 5, 9–12а и 13.

Достоверное уменьшение линейных размеров тест-организмов наблюдали на станциях 1–6, 11, 12а–13. При высокой элиминации личинок, экспонированных на грунтах станций 15 и 16, линейные размеры выживших не отличались от контрольных значений. Таким образом, только донные отложения, отобранные на станциях 14 не обладали хроническим токсическим действием для личинок хирономид (рис. 2).

При биотестировании нативного грунта, отобранного послойно в августе 2017 г. На ст. 4 (слой 0–40 см), 7 (слой 0–70 см), 15 (слой 0–70 см) зарегистрирована гибель личинок, достоверно превышающая допустимый методикой 20% уровень (табл. 5). Достоверное уменьшение линейных размеров тела личинок, установлено при их экспозиции на всех слоях станций, за исключением верхнего 10 см слоя керна ст. 5.

Для станций 7 и 15 отмечена тенденция увеличения токсичности по слоям: длина личинок уменьшается с увеличением слоя керна. Известно, что наиболее активным, непосредственно участвующим в обменных процессах с поровыми и придонными водами является верхний (0–10 см) слой донных отложений. В зависимости от гидрологического сезона в нем могут преобладать либо окислительные, либо восстановительные условия, которые, в свою очередь, определяют формы нахождения ТМ, а, следовательно, и их биодоступность для бентосных организмов [Папина, 2001 (Papina, 2001)].

В нашем случае увеличение послойной токсичности скорее всего связано с влиянием сточных вод промышленных предприятий: напротив ст. 7 – “Рольма”, ст. 15 – “Русь-квас”. Таким образом, все анализируемые станции относятся к неблагоприятным по токсикологическим показателям нативных ДО.

Таблица 3. Действие нативных донных отложений оз. Неро на *Lepidum sativum* (июнь 2017 г.)

Table 3. Effect of native bottom sediments of lake Nero for *Lepidum sativum* (june 2017)

Станция Station	Энергия прорастания, % Germination energy,%	Всхожесть, % Germination, %	Средняя длина проростка, мм Average length of seedling, mm	Средняя длина побега, мм Average length of shoot, mm	Средняя длина корня, мм Average length of root mm	Соотношение побег/корень Ratio shoot / root	% недоразвитых проростков % immature seedlings	Токсичность пробы Samples toxicity
1	18	96.7	19.8±3.4*	9.9±1.8*	9.8±1.6*	0.9±0.2	10.3	ХТД
2	52	72.4	43.±3.4*	16.2±1.3*	27.1±2.4*	0.7±0.1	0	ХТД
3	19	100.0	17.8±2.8*	8.6±1.6*	9.2±1.4*	0.8±0.1	3.7	ХТД
4	30	70.4	35.5±4.1*	17.6±2.1*	17.5±2.3*	1.3±0.2*	0	ХТД
5	16	75.5	8.2±2.1*	4.0±1.1*	4.2±1.1*	1.2±0.4	8.9	ХТД
6	38	66.1	33.8±3.4*	14.7±1.6*	19.1±2.0*	0.7±0.1	0	ХТД
6a	52	96.7	50.9±3.8*	22.3±1.7*	28.6±2.2*	0.8±0.1	0	ХТД
7	33	84.5	22.5±2.9*	11.5±1.5*	10.9±1.4*	1.2±0.2	0	ХТД
8	40	73.3	30.1±3.4*	15.6±1.8*	14.5±1.7*	1.3±0.2*	11.9	ХТД
9	40	95.0	30.3±3.7*	14.7±1.7*	15.6±2.1*	1.1±0.2	8.3	ХТД
9a	15	62.8	23.6±4.8*	12.9±2.5*	10.7±2.5*	1.9±0.4	7.0	ХТД
10	48	94.4	51.7±4.3*	22.2±1.8*	29.5±2.6*	0.8±0.1	0	ХТД
10a	25	94.7	14.1±2.7*	7.2±1.4*	6.9±1.4*	0.8±0.1	14.0	ХТД
11	51	98.3	40.2±2.6*	21.3±1.6*	18.9±1.3*	1.3±0.1	0	ХТД
12	48	89.1	50.4±3.5*	23.3±1.9*	27.1±1.8*	0.8±0.1	0	ХТД
12a	32	80.7	28.0±3.8*	12.9±1.7*	15.1±2.1*	0.9±0.1	3.5	ХТД
12б	47	72.9	47.0±4.7*	20.9±2.3*	26.1±2.5*	0.9±0.1	0	ХТД
13	33	83.1	34.6±4.0*	15.4±1.9*	19.2±2.3*	0.8±0.1	5.1	ХТД
14	36	82.5	33.8±3.3*	17.1±1.8*	16.7±1.7*	1.0±0.1	5.3	ХТД
15	51	96.7	36.1±2.5*	17.4±1.3*	18.7±1.3*	0.9±0.1	0	ХТД
16	30	72.9	30.7±4.0*	12.7±1.5*	18.0±2.5*	1.2±0.2	13.6	ХТД
Контроль Control	10	96.7	69.4±1.5	31.6±0.8	37.8±1.0	0.9±0.0	0	

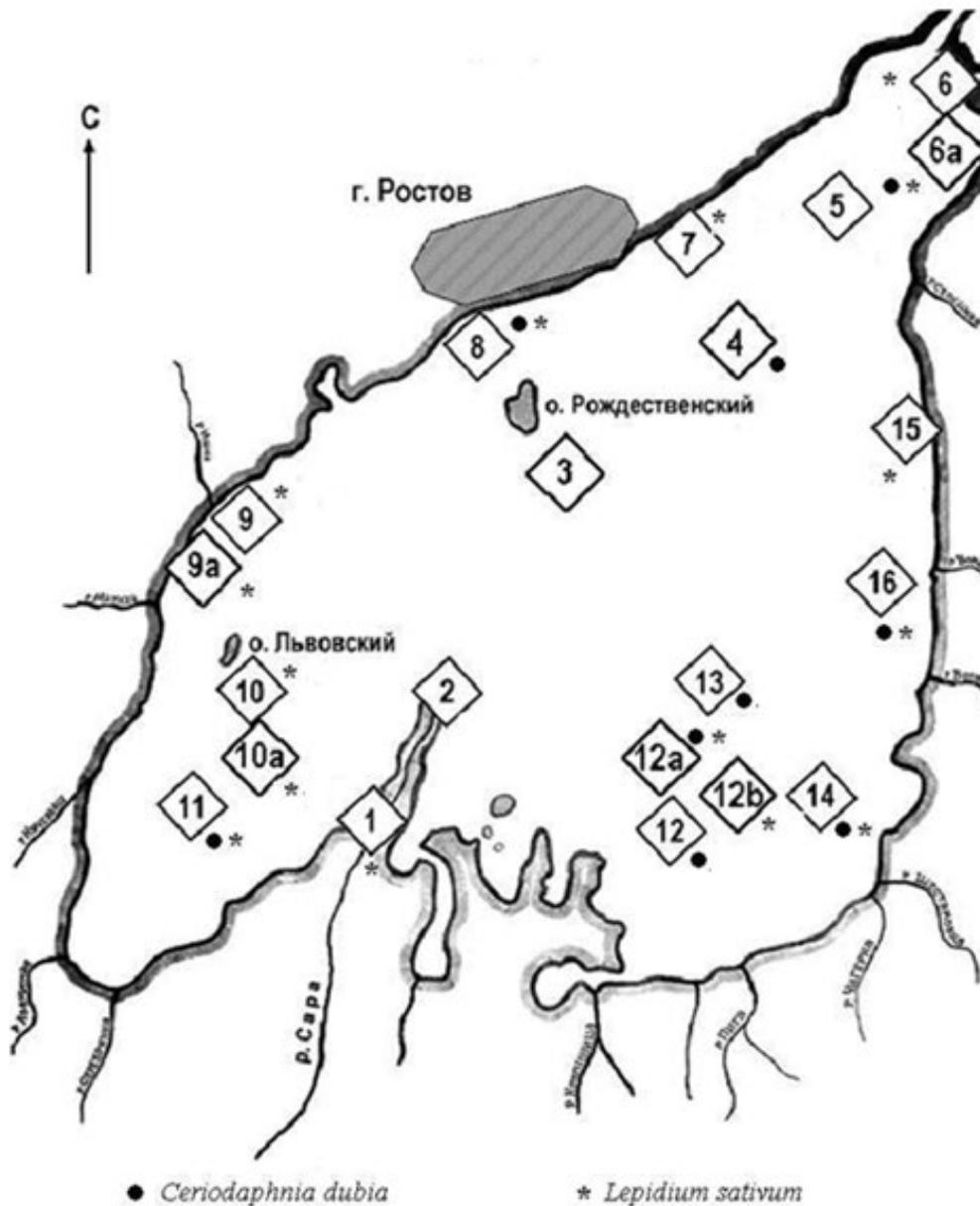


Рис.1. Карта-схема расположения станций отбора проб с выявленной токсичностью водной вытяжки донных отложений оз. Неро для различных тест-объектов.

1 – р. Сара ниже пос. Поречье-Рыбное; 2 – устье р. Сара; 3 – о. Рождественский; 4 – разрез “Кремль” – с. Угодичи; 5 – против места добычи сапропеля; 6 – исток р. Векса; 6а – урез воды вблизи истока р. Векса; 7 – литораль против предприятия “Рольма”; 8 – литораль против предприятия “Русь-квас”; 9 – против устья р. Ишня; 9а – вблизи устья р. Ишня, в 10–15 м от берега; 10 – о. Львовский; 10а – Левский залив; 11 – южная часть Левского залива; 12 – заросшая литораль Воржинского залива; 12а – Воржинский залив, заросли камыша; 12б – Воржинский залив, заросли тростника; 13 – напротив с. Воржа; 14 – заросшая литораль в глубине Воржинского залива; 15 – литоральная зона против с. Угодичи; 16 – литораль против с. Борисовское.

Fig. 1. Map of the location of sampling stations with detected toxicity of elutriate of bottom sediments of lake Nero for various test objects.

1 – river Sara below the village Porechye-Rybnoye; 2 – mouth of the river Sara; 3 – island Rozhdestvenskij; 4 – section “Kremlin” – village Ugodichi; 5 – opposite the sapropel extraction site; 6 – the source of the river Veksa; 6a – water edge near the source of the river Veksa; 7 – littoral against the Rolma enterprise; 8 – littoral against the Rus-Kvass enterprise; 9 – opposite the mouth of the river Ishnya; 9a – near the mouth of the river Ishnya, 10–15 m from the coast; 10 – island Lvovskij; 10a – Levsky Bay; 11 – southern part of the Levsky Bay; 12 – overgrown littoral of Vorzhinsky Bay; 12a – Vorzhinsky Bay, thickets of reeds; 12b – Vorzhinsky Bay, reed thickets; 13 – opposite river Vorzh; 14 – overgrown littoral in the depths of Vorzhinsky Bay; 15 – littoral zone opposite the village Ugodichi; 16 – littoral against village Borisovskoe.

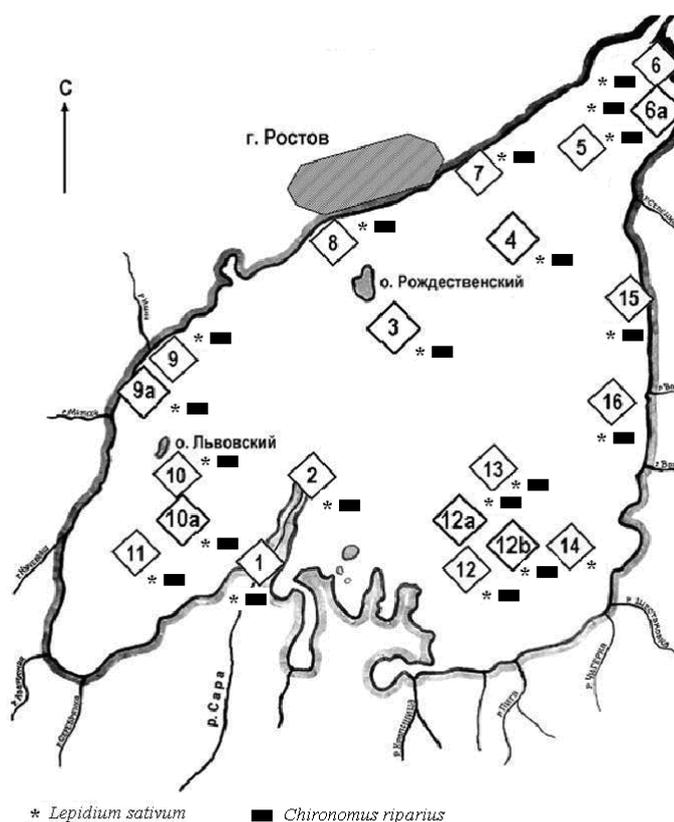


Рис. 2. Карта-схема расположения станций отбора проб с выявленной токсичностью нативного грунта оз. Неро для различных тест-объектов. Примечание: станции см. рис. 1.

Fig. 2. Map of the location of sampling stations with detected toxicity of native bottom sediments of Lake Nero for various test object. Note: the station, see fig. 1.

Таблица 4. Действие нативных донных отложений на личинок *Chironomus riparius* (июнь 2017 г.)

Table 4. Effect of native bottom sediments for larvae of *Chironomus riparius* (june 2017)

Станции Station	Гибель, 14 сут, % Mortality, 14 days, %	Линейные размеры, мм Length, mm	Токсичность пробы Samples toxicity
1	0	6.8±0.28*	ХТД
2	0	6.6±0.23*	ХТД
3	30	7.3±0.47*	ХТД
4	37.5	7.3±0.36*	ХТД
5	27.5	6.9±0.35*	ХТД
6	0	6.4±0.20*	ХТД
6a	0	5.7±0.30*	ХТД
7	0	8.5±0.33*	ХТД
8	0	7.7±0.27*	ХТД
9	35	9.2±0.19	ХТД
9a	37.5	8.6±0.29	ХТД
10	25	8.8±0.31	ХТД
10a	37.5	8.8±0.25	ХТД
11	40	7.5±0.36*	ХТД
12	45	8.6±0.33	ХТД
12a	40	7.9±0.28*	ХТД
12b	7.5	7.8±0.26*	ХТД
13	55	7.7±0.41*	ХТД
14	10	9.1±0.29	НТ
15	77.5	8.2±0.36	ХТД
16	57.5	10.1±0.28	ХТД
Контроль Control	5	9.3±0.15	

Таблица 5. Действие цельного грунта (керна) на личинок хирономид *Chironomus riparius* (август 2017 г.)**Table 5.** Whole soil (core) effect for larvae *Chironomus riparius* (august 2017)

Станции Station	Слой керна, см Core layer, cm	Гибель, % Mortality, %	Линейные размеры, мм Length, mm	Токсичность пробы Samples toxicity
4	0–10	50	8.0±0.32*	ХТД
	30–40	27.5	7.24±0.31*	ХТД
	70–80	20	8.06±0.22*	ХТД
5	0–10	0	10.5±0.16	НТ
	30–40	20	5.8±0.15*	ХТД
	60–70	15	8.2±0.23*	ХТД
7	0–10	32.5	7.9±0.34*	ХТД
	40	22.5	6.0±0.24*	ХТД
	80	67.5	6.0±0.34*	ХТД
15	0–10	25	9.2±0.29*	ХТД
	30–40	45	7.4±0.37*	ХТД
	60–70	37.5	5.7±0.20*	ХТД
Контроль Control		0	10.0±0.12	

Хроническое токсическое действие ВВДО для цериодафний и семян кресс-салата свидетельствует о том, что водорастворимые вещества присутствуют в ДО в количествах выше уровней, способных оказать токсическое действие на водные организмы. Токсичность цельного грунта указывает на наличие в ДО водонерастворимых соединений в количествах, вызывающих токсические эффекты у тест-объектов.

Сравнивая результаты биотестирования, можно заключить следующее: к наиболее неблагоприятным станциям по токсикологическим показателям относятся станции 6, 8, 11, 12а, 14 и 16, на которых зарегистрирована токсичность как для водной вытяжки, так и для цельного грунта для двух тест-организмов. Несмотря на все свои преимущества, метод биотестирования имеет и существенный недостаток – он позволяет оценить только общую токсичность исследуемых проб воды и донных отложений. Проблема биологической полноценности водной среды как среды обитания водных организмов тесно связана с проблемой химической безопасности воды поверхностных водных объектов как источников питьевого водоснабжения.

Для оз. Неро характерно его переполнение и затопление прилегающих территорий в период половодья из-за недостаточной пропускной способности озера. Что в свою очередь приводит к диффузному переносу загрязняющих веществ, в частности сточных вод предприятий пищевой промышленности и неканализованного стока с городской территории [Литвинов, 2017 (Litvinov, 2017)]. В вегетационный период для неглубокого оз. Неро характерно активное ветровое перемешива-

ние водных масс придонного слоя [Бикбулатов и др., 2003 (Bikbulatov et al., 2003); Состояние экосистемы..., 2008 (Sostoyanie ekosistemy..., 2008)]. Вторичное загрязнение воды при нарушении целостности донных отложений представляет потенциальную опасность. В случае содержания в донных отложениях высоких уровней растворимых загрязняющих веществ, которые могут активно переходить в водную фазу, возникает опасность вторичного загрязнения воды, о чем свидетельствует и токсичность водной вытяжки донных отложений. Наиболее вероятными вторичными загрязнителями оз. Неро будут тяжелые металлы, мышьяк и нефтепродукты. Высокогидрофобные соединения, такие как ПХБ, ДДТ, ГХЦГ, ГХБ и большая часть ПАУ, прочно связаны с органическим веществом донных отложений и не поступают в воду. При оценке экологического благополучия водоемов возникает множество трудностей, связанных с их многокомпонентностью, сложностью взаимодействия отдельных элементов, разнообразием протекающих процессов, значительной изменчивостью состава воды и донных отложений под влиянием естественных факторов и антропогенных нагрузок, различием условий использования и т.д. Методами математического анализа, в частности, корреляционного, возможно установить зависимости токсических эффектов от содержания загрязняющих веществ в ДО. Однако, такие корреляции имеет определенные ограничения, в том числе: 1) соединения, вызывающие наблюдаемую токсичность, могут быть не включены в список исследованных веществ; 2) уровни содержания токсичных веществ могут варьироваться; 3) трудности в оценке био-

доступности загрязняющих веществ; и 4) возможные взаимодействия (например, синергетические, антагонистические, или аддитивные эффекты) могут не приниматься во внимание [Wang et al., 2010]. В этом случае результаты биотестирования могут оказаться более адекватными, чем корреляции, потому что они оценивают токсичность на основе биологических параметров и указывают на потенциальное неблагоприятное воздействие на водные организмы; однако биотесты не проясняют, какое именно вещество вызывает наблюдаемую токсичность [Montero et al., 2013]. Проведенный корреляционный анализ выявил связь между некоторыми гидрохимическими показателями и биологическими па-

раметрами тест-организмов при биотестировании ДО (табл. 6). Эти результаты дают основание утверждать, что концентрации загрязняющих веществ в ДО в большей степени влияют на изменение биологических параметров личинок хирономид, чем на ростовые показатели кресс-салата. Отмечены достоверные корреляции изменения длины личинок хирономид в зависимости от содержания растительных пигментов, которое можно рассматривать как остаточное количество новообразованного органического вещества в ДО. Т.е. присутствие зеленых пигментов замедляет рост личинок *Chironomus riparius* в высокоэтрофном озере.

Таблица 6. Корреляционные связи между гидрохимическими показателями и биологическими параметрами тест организмов при биотестировании ДО

Table 6. Correlation between hydrochemical and biological parameters of test organisms during biotesting of bottom sediments

Биологические параметры тест-организмов Biological parameters test organisms	Коэффициент корреляции по Спирмену при $p < 0.05$ Coefficient of correlation by Spearman, $p < 0.05$
Гибель <i>Ch. riparius</i> , 14 сут, %	нафталин (-0.900), аценафтилен (-0.900), флуорен (-0.900), фенантрен (-0.900), хризен (-0.900), бенз(b+j+k)флуорантен (-0.900), сумма 16 ПАУ (-0.900), СГ (-0.947), хлорофилл а (-0.468), феопигменты (0.468)
Линейные размеры <i>Ch. riparius</i> , мм	бенз(а)антрацен (-0.900), частицы d 0.2–0.1 мм (-0.469), частицы d 0.05–0.01 мм (0.508), хлорофилл а (-0.458), феопигменты (0.458)
Энергия прорастания <i>Lepidum sativum</i> , %	NH ⁴⁺ (-0.812), СГ (0.975), Р (-0.452)
Всхожесть <i>Lepidum sativum</i> , %	SO ₄ ²⁻ (-0.975)
Длина проростка <i>Lepidum sativum</i> , мм	Р (-0.447)
Средняя длина побега <i>Lepidum sativum</i> , мм	ОВ (0.448), Cd (0.477), E480/1.7E665к* (-0.437)
Средняя длина корня <i>Lepidum sativum</i> , мм	сумма ДДТ и его метаболитов (0.829), SO ₄ ²⁻ (0.900), Р (-0.487)

Примечания. *E480/1.7E665к показатель состояния пигментного комплекса – соотношение между концентрациями желтых и зеленых пигментов, феопигменты – продукт распада хлорофилла а [Сигарева и др., 2019 (Sigareva et al., 2019)]. ОВ – органическое вещество [Законнов и др., 2020 (Zakonnov et al., 2020)], ПАУ, ДДТ [Отчет..., 2017 (Report..., 2017)].

Note. *E480/1.7E665к indicator of the state of the pigment complex – the ratio between the concentrations of yellow and green pigments, pheopigments – the decay product of chlorophyll a (Sigareva et al., 2019). OM – organic matter (Zakonnov et al., 2020), PAH, DDT (Report..., 2017).

Подобные зависимости отмечены и для водохранилищ р. Волги [Томила и др., 2017 (Tomilina et al., 2017)]. Зарегистрированы отрицательные корреляционные связи между содержанием ПАУ и СОЗ в донных отложениях с гибелью и линейными размерами личинок хирономид. Для ДО Рыбинского водохранилища отмечено, что даже невысокие концентрации ПХБ ведут к нарушению нормального течения морфогенеза, появлению особей с деформациями структур ротового аппарата, что

может вызывать снижение жизнеспособности как отдельных организмов, так и популяции хирономид в целом [Tomilina et al., 2011].

Для средней длины побега кресс салата обнаружена положительная корреляционная связь с содержанием органического вещества в ДО. Известно, что органические вещества повышают активность всех клеток растения. В результате, возрастает энергия клетки, улучшаются физико-химические свойства протоплазмы, интенсифицируется обмен веществ,

фотосинтез и дыхание растений. Как следствие, ускоряется деление клеток, а значит, происходит улучшение общего роста растения. Увеличение биомассы растения и активизация обмена веществ ведет к усилению фотосинтеза и накоплению растениями углеводов [Минеев, 2004 (Mineev, 2004)]. Кроме того, присутствие в тестируемой пробе органического вещества может снижать токсичность тяжелых металлов для гидробионтов. Повышенное содержание биогенов в ДО может угнетать энергию прорастания и длину проростков кресс салата. Известно, что избыток хлора отрицательно влияет на поглощение культурами анионов, прежде всего азота и фосфора [Сидорова, 2009 (Sidorova, 2009)].

Для оценки состояния водоемов используется ограниченное количество доступных

показателей. Данные о токсичности ДО – необходимая составляющая в общей оценке состояния водной экосистемы [Степанова и др., 2004 (Stepanova et al., 2004)]. Для природных водоемов характерна чрезвычайная вариабельность уровней загрязняющих веществ во времени и пространстве, которая может зависеть от множества факторов: сезонности, уровня паводка, гидрологических и морфометрических характеристик водоема и его водосбора и т.д. Таким образом, ДО, накапливая сведения о круговороте веществ в водных экосистемах, служат важным источником информации об условиях, существующих на водосборе и непосредственно в водоеме, и позволяют судить о состоянии водоема в целом.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Токсичность донных отложений для гидробионтов является более опасной, чем токсичность воды, поскольку она проявляется в течение более длительного времени, что и подтверждают результаты наших исследований. Так к наиболее неблагоприятным станциям по токсикологическим показателям относятся станции 6, 8, 11, 12а, 14 и 16, приуроченные к его северной части, подверженной воз-

действию бытовых и промышленных стоков г. Ростова, а также поверхностного стока с сельскохозяйственных угодий и крупных автомагистралей. Проведенный корреляционный анализ показал, что концентрации загрязняющих веществ в ДО в большей степени влияют на изменение биологических параметров личинок хирономид, чем на ростовые показатели кресс-салата.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают благодарность В.В. Законнову и А.И. Цветкову за отбор проб донных отложений.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации “Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды” (№ г/р АААА-А18-118012690123-4) и при частичной поддержке Программы РАН “Биоразнообразии природных систем. Биологические ресурсы России: оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга”, а также в рамках НИР Комплекс мероприятий по анализу состояния озера Неро и необходимости проведения работ по его комплексной экологической реабилитации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного научного центра. 2009. № 2. Т. 5. С. 84–94.
- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия озера Неро. Рыбинск: Изд-во ОАО “Рыбинский Дом печати”, 2003. 192 с.
- Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Долговременные изменения химического состава донных отложений озера Имандра в зоне влияния Кольской атомной станции // Труды Кольского научного центра. 2013. № 3 (16). С. 6–35.
- Законнов В.В., Поздняков Ш.Р., Игнатьева Н.В., Цветков А.В., Законнова А.В. Характеристика сапропеля озера Неро // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2020. Вып. 91(94) (настоящий сборник).
- Литвинов А.С. Экологические условия в озере Неро в XXI веке // Водные ресурсы: Новые вызовы и пути решения. Сб. научн. трудов. ИВП РАН, 2017. С. 374–378.
- Константинов А.С. Биология хирономид и их разведение // Тр. Саратовского отд. 1958а. Т. 5. С. 87–112.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности изменению плодовитости цериодафний. Федеральный реестр (ФР). ФР 1.39.2007.03221. М.: АКВАРОС. 2007. 56 с.
- Методика определения токсичности питьевых, грунтовых, поверхностных и сточных вод, растворов химических веществ по измерению показателей всхожести, средней длины и среднего сухого веса, проростков семян кресс-салата (*Lepidium sativum*) // ПНД Ф Т 14.1:2:4.19–2013. М., 2013.

- Минеев В.Г. Агрехимия. М.: МГУ, Издательство “КолосС”, 2004. 720 с.
- Могутова О.Б., Красотина Т.С., Прохорова И.М., Гогитадзе Ю.В. Изучение генотоксичности сапропеля озера Неро с использованием различных тест-систем и объектов // Материалы докладов межвузовской научно-практической конференции 1 часть. Ярославль: ЯГСХА, 1997. С. 87–89.
- ООПТ памятник природы “Озеро Неро” <http://oopt.aari.ru/oopt/%D0%9E%D0%B7%D0%B5%D1%80%D0%BE-%D0%9D%D0%B5%D1%80%D0%BE>
- Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 495 с.
- Отчет о научно-исследовательской работе “Комплекс мероприятий по анализу состояния озера Неро и необходимости проведения работ по его комплексной экологической реабилитации» // Государственный контракт от 22 июня 2017 года № 19 на выполнение научно-исследовательских работ в целях обеспечения восстановления и экологической реабилитации водных объектов (природоохранных мероприятий) в рамках региональной программы «Развитие водохозяйственного комплекса Ярославской области в 2013–2020 годах”. Санкт-Петербург, 2017. 458 с.
- Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем. Аналитический обзор. ГПНТБ СО РАН. Серия. Экология. ИВЭП СО РАН: Новосибирск, 2001. Вып. 62. 58 с.
- Прохорова И.М., Ковалева М.И., Фомичева А.Н., Бабаназарова О.В. Пространственная и временная динамика мутагенной активности воды оз. Неро // Биол. внутр. вод. 2008. прил. к журн. № 2. С. 17–24.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В., Русанов А.Г., Игнатъева Н.В., Поздняков Ш.Р. Признаки естественного эвтрофирования мелководного оз. Неро по осадочным пигментам // Биология внутренних вод. 2019. № 4–2. С. 27–35.
- Сидорова Л.В. Влияние техногенного засоления на фитотоксичность почвы // Вестник ОГУ. 2009. № 6 (100) С. 611–612.
- Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука. 2008. 407 с.
- Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Яковлев В.А. Экология Куйбышевского водохранилища: донные отложения, бентос и бентосоядные рыбы. Казань: Изд-во АН Республики Татарстан, 2004. 228 с.
- Степанова Н.Ю. Обзор существующих подходов к нормированию качества донных отложений // Успехи современной биологии. 2014. Т. 134. № 6. С. 605–613.
- Томилина И.И., Гапеева М.В., Ложкина Р.А. Оценка качества воды и донных отложений каскада водохранилищ реки Волга по показателям токсичности и химического состава // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2018. Вып. 81(84). С. 107–131
- Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам: Справочник. М.: Протектор. 2001. 304 с.
- Щербань Э.П., Арсан О.М., Шаповал Т.Н., Цветкова А.М., Пищолка Ю.К., Кукля И.Г. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования // Гидробиол. журн. 1994. Т. 30. № 4. С. 100–111.
- Ingersoll C. G., Nelson M. K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera) // Aquatic Toxicology and Risk Assessment. 1990. Vol. 13. P. 93–109.
- Montero N., Belzunce-Segarra M.J., Gonzalez J.L., Menchaca I., Garmendia J.M., Etxebarria N., Nieto O., Franco J. Application of toxicity identification evaluation (TIE) procedures for the characterization and management of dredged harbor sediments // Mar. Pollut. Bull. 2013. Vol. 71 (1–2). P. 259–268.
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test // Environ. Toxicol. Chem. 1984. Vol. 3. P. 425–434.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- Tomilina I.I., Grebenyuk L.P., Chuiko G.M. Toxicological and teratogenic assessment of bottom sediments from the Rybinsk reservoir // Inland Water Biology, 2011, Vol. 4, № 3, pp. 373–382.
- Wang D., Wang Y., Shen L. Confirmation of combinational effects of calcium with other metals in a paper recycling mill effluent on nematode lifespan with toxicity identification evaluation method // J. Environ. Sci. 2010. Vol. 22 (5). P. 731–737.

REFERENCES

- Bakaeva E.N., Nikanorov A.M., Ignatova N.A. The place of biotest studies of bottom sediments in the monitoring of water bodies. *Vestnik Yuzhnogo nauchnogo centra RAN*, 2009, vol. 5, no. 2. pp. 84–93. (In Russian)
- Bikbulatov E.S., Bikbulatova E.M., Litvinov A.S., Poddubny S.A. Hydrology and hydrochemistry of Lake Nero. Rybinsk, OAO “Rybinskij Dom pečati”, 2003. 192 p. (In Russian)
- Dauvalter V.A., Kashulin N.A. Long-term changes in the chemical composition of the Imandra lake sediments within the zone of waste water influence of the Kola Nuclear Power Plant. *Trudy Kol'skogo nauchnogo centra*. 2013. Vol. 3 (16). pp. 6–35. (In Russian)
- Fomin G.S., Fomin A.G. The soil. Quality Control and Environmental Safety by International Standards: A Guide. M.: Protektor. 2001. 304 p. (In Russian)
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). *Aquatic Toxicology and Risk Assessment*, 1990, vol. 13, pp. 93–109.

- Konstantinov A.S. Biology of chironomids and their breeding. *Tr. Saratovskogo otd.*, 1958a, bd. 5, pp. 87–112. (In Russian)
- Litvinov A.S. Environmental conditions in lake Nero in the XXI century. *Vodnye resursy: Novye vyzovy i puti resheniya* [Water resources management: New challenges and solutions]. Sb. nauchn. trudov. IVP RAN. 2017. pp. 374–378. (In Russian)
- Mineev V.G. *Agrochemistry*. M.: MGU “KolosS”, 2004, 720 p. (In Russian)
- Mogutova O.B., Krasotina T.S., Prokhorova I.M., Gogitadze Yu.V. The study of the genotoxicity of the sapropel of lake Nero using various test systems and objects. *Materialy dokladov mezhvuzovskoy nauchno-prakticheskoy konf. I chast'* [Materials of reports of the interuniversity scientific and practical conference. 1 part]. Yaroslavl': YAGSKHA, 1997, pp. 87–89. (In Russian)
- Montero N., Belzunce-Segarra M.J., Gonzalez J.L., Menchaca I., Garmendia J.M., Etxebarria N., Nieto O., Franco J. Application of toxicity identification evaluation (TIE) procedures for the characterization and management of dredged harbor sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 2013. vol. 71 (1–2), pp. 259–268. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.01.038
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1984, vol. 3, pp. 425–434.
- Opredelitel' zooplanktona i zoobentosa presnykh vod Evropejskoj Rossii. T. 1. Zooplankton* [Key to zooplankton and zoobenthos of fresh water in European Russia. Vol. 1. Zooplankton]. M.: Tovarishestvo nauchnykh izdanij KMK, 2010. 495 p. (In Russian)
- Papina T.S. Transport and distribution features of heavy metals in the series: water – suspended matter – bottom sediments of river ecosystems. Analytical review. *SPSTL SB RAS. Series. Ecology. IVEP SB RAS, Novosibirsk*, 2001, vol. 62, 58 p. (In Russian)
- Prokhorova I.M., Kovaleva M.I., Fomicheva A.N., Babanazarova O.V. Spatial and temporal dynamics of mutagenic activity of lake water Nero. *Inland Water Biology. adj. to the journal.* 2008. no. 2. pp. 17–24. (In Russian)
- Sergeev M. A., Davydenko L. V. Soil biotesting on watercress seedlings. *Young scientist*, 2016, vol. 5, pp. 68–71. (In Russian)
- Shcherban E.P., Arsan O.M., Shapoval T.N., Tsvetkova A.M., Pishcholka Yu.K., Kuklya I.G. Methods of obtaining aqueous extracts from bottom sediments for their bioassay. *Hydrobiological journal*, 1994, vol. 30, no. 4, pp. 100–111.
- Sidorova L.V. The influence of technogenic salinization on phytotoxicity of the soil. *VESTNIK OGU*, 2009. vol. 6 (100) pp. 611–612. (In Russian)
- Sigareva L.E., Timofeeva N.A., Zakonnov V.V., Rusanov A.G., Ignatyeva N.V., Pozdnyakov Sh.R. Signs of natural eutrophication of shallow lake Nero for sedimentary pigments. *Inland Water Biology*. 2019. vol. 4–2. pp. 27–35. DOI: 10.1134/S0320965219060147 (In Russian)
- Sokal R.R., Rohlf F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995, 887 p.
- SPNA natural monument lake Nero. Available at: <http://oopt.aari.ru/oopt/%D0%9E%D0%B7%D0%B5%D1%80%D0%BE-%D0%9D%D0%B5%D1%80%D0%BE> (In Russian)
- Stepanova N.Yu. Overview of existing approaches to standardizing the quality of bottom sediments. *Advances in modern biology*. 2014, vol. 134, no. 6. pp. 605–613. (In Russian)
- Stepanova N.Yu., Latypova V.Z., Yakovlev V.A. Ecology of the Kuibyshev Reservoir: bottom sediments, benthos and benthos-eating fish. Kazan': Izd. AN Respubliki Tatarstan, 2004. 228 p. (In Russian)
- The methodology for determining the toxicity of drinking, ground, surface and wastewater, chemical solutions for measuring germination rates, average length and average dry weight, seedlings of watercress (*Lepidium sativum*). //PND F T 14.1:2:4.19–2013. Moscow. 2013. (In Russian)
- The methodology for determining the toxicity of water and water extracts from soils, sewage sludge, waste by mortality, changes in the fecundity of ceriodaphnia. Federal'nyj reestr (FR). FR 1.39.2007.03221. Moscow. Akvaros. 2007. 56 p. (In Russian)
- The state of the ecosystem of Lake Nero at the beginning of the XXI century. Moscow, Nauka, 2008. 406 p. (In Russian)
- Tomilina I.I., Gapeeva M.V., Lozhkina R.A. Assessment of water quality and bottom sediments of the cascade of reservoirs of the Volga river according to toxicity and chemical composition. *Trudy IBVV RAN*. 2018. vol. 81(84). pp. 107–131. DOI: 10.24411/0320-3557-2018-1-0015 (In Russian)
- Tomilina I.I., Grebenyuk L.P., Chuiko G.M. Toxicological and teratogenic assessment of bottom sediments from the Rybinsk reservoir. *Inland Water Biology*. 2011. vol. 4, no. 3, pp. 373–382. DOI: 10.1134/S1995082911030187
- Wang D., Wang Y., Shen L. Confirmation of combinational effects of calcium with other metals in a paper recycling mill effluent on nematode lifespan with toxicity identification evaluation method. *J. Environ. Sci.* 2010, vol. 22 (5). pp. 731–737.
- Zakonnov V.V., Pozdnyakov Sh. R., Ignatyeva N.V., Tsvetkov A.V., Zakonnova A.V. Description of the sapropel of Lake Nero. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2020, issue 91(94). (In Russian)

TOXICOLOGICAL STUDIES OF A SHALLOW WATER OF HIGH EUTROPHIC LAKE NERO (YAROSLAV REGION). MESSAGE 2. BOTTOM SEDIMENTS

R. A. Lozhkina, I. I. Tomilina, G. M. Chuiko

*Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences,
Borok, Nekouzskii raion, Yaroslavl oblast, 152742 Russia, e-mail: i_tomilina@mail.ru*

The toxicity of bottom sediments of the highly eutrophic Lake Nero was studied by bioassay methods using test objects of various trophic levels. The most polluted areas of the lake are confined to its northern part, which is exposed to the impact of domestic and industrial wastewater from Rostov, as well as surface runoff from agricultural land and major highways. Correlation analysis between the parameters of toxicity and chemical composition of bottom sediments showed that the concentrations of pollutants in them have a greater effect on changes in the biological parameters of chironomid larvae than on the growth indicators of watercress. There were significant correlations of changes in the length of chironomid larvae depending on the content of plant pigments, which can be considered as a residual amount of newly formed organic matter in the water sediments, i.e. the presence of green pigments slows down the growth of *Chironomus riparius* larvae in a highly eutrophic lake.

The toxicity of bottom sediments to aquatic organisms is more dangerous than the toxicity of water, since it manifests itself over a longer period of time, which is confirmed by the results of our research. Bottom sediments, accumulating data on the substances cycle in aquatic ecosystems, serve as an important source of information on the conditions existing in the catchment area and directly in the reservoir, and allow evaluating the status of the reservoir as a whole.

Keywords: bottom sediments, toxicity, bioassay, Lake Nero