

ИССЛЕДОВАНИЕ СВЯЗИ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ И СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА РЕКИ ТВЕРЦЫ (ИВАНЬКОВСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ)

Комиссаров А.Б.

*Иваньковская научно-исследовательская станция –
филиал ФГБУН Института водных проблем РАН
г. Конаково, Россия
Aleco1@inbox.ru*

Р. Тверца – самый крупный и полноводный приток Иваньковского водохранилища (около 24% приходной части водного баланса) [3]. Современным истоком Тверцы принято считать водную поверхность Старо-Тверецкого канала в г. Вышнем Волочке (Вышневолоцкое водохранилище). Длина реки – 188 км, площадь водосбора – 6510 км², средний годовой расход – 60 м³/с, доля грунтового питания – 38%, устье реки в черте г. Твери находится в подпоре Иваньковского водохранилища [6]. Тверца играет важную роль в формировании качества воды Иваньковского водохранилища, поскольку привносит в него богатые органикой воды непосредственно со своего водосбора и из Вышневолоцкого водохранилища.

Целью работы было исследование гидрохимического режима и структуры фитопланктона р. Тверцы и её притоков и анализ взаимосвязей между гидрохимическими показателями и характеристиками фитопланктона. Натурные наблюдения проводились ежемесячно с мая по октябрь в 2009-2011 гг. от истока до устья реки на 5 станциях, а также на устьевых участках некоторых её левобережных притоков (рис. 1). Отбор проб и их анализ проводился в соответствии с общепринятыми методиками [2, 5, 7].



Рис. 1. Станции отбора проб на р. Тверце и её притоках

По своему гидрохимическому составу воды Тверцы и её исследованных притоков относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы, по степени минерализации – к ультрапресным (Обрадово и Выдропужск) и пресным (остальные станции), по степени жёсткости – к мягким, по величине рН – к нейтрально-слабощелочным [1]. Для рек водосбора Тверцы характерны

высокие концентрации общего железа и высокие значения перманганатной окисляемости и цветности воды, что соответствует мезо- и полигугозным водам [4] (табл. 1). Средняя за вегетационный период концентрация общего фосфора изменялась на различных станциях от 0.020 до 0.120 мгР/дм³, что позволяет отнести Тверцу и её притоки к эвтрофным водам [4].

Таблица 1. Средние за период исследования значения некоторых гидрохимических показателей вод Тверцы и её притоков

Показатели	Тверца	Притоки
рН, ед.	7.49 – 7.78	7.65 – 7.78
Минерализация, мг/дм ³	131 – 233	346 – 379
Fe _{общ} , мг/дм ³	0.28 – 0.39	0.25 – 0.33
P _{общ} , мгР/дм ³	0.044 – 0.076	0.049 – 0.102
NH ₄ ⁺ , мгN/дм ³	0.25 – 0.34	0.25 – 0.27
NO ₃ ⁻ , мгN/дм ³	0.24 – 0.39	0.23 – 0.85
Цветность, градусы цветности	82 – 105	83 – 93
Окисляемость перманганатная, мгО/дм ³	15.0 – 17.5	14.6 – 15.3

По результатам исследования в альгофлоре планктона Тверцы и её притоков было идентифицировано 423 вида, разновидности, формы и типа водорослей из 9 отделов (табл. 2). Наибольшим богатством фитопланктона отличалась Тверца – 390 таксонов рангом ниже рода. Флора притоков была не столь разнообразна: Логовежь – 153 таксона, Малица – 140, Кава – 155. Основу таксономической структуры формировали диатомовые и зелёные водоросли при незначительном участии эвгленовых и синезелёных водорослей.

Таблица 2. Таксономическое разнообразие фитопланктона Тверцы и её притоков

Отделы	Видов	Разновидностей, форм и типов	Всего	% от общего числа
Зелёные	157	11	168	40
Диатомовые	93	8	101	24
Эвгленовые	38	12	50	12
Синезелёные	31	0	31	7
Криптофитовые	17	0	17	4
Стрептофитовые (Харовые)	12	5	17	4
Золотистые	15	1	16	4
Жёлтозелёные	13	0	13	3
Динофитовые	8	2	10	2
Всего	384	39	423	100

Анализ эколого-географических характеристик водорослей выявил, что основу фитопланктона Тверцы и её притоков формировали космополитные виды (94%), представленные в основном истинно планктонными организмами (48%), планктёрами-обрастателями (19%) и литоральными формами (15%), индифферентами по отношению к pH (70%) и минерализации воды (80%), β-мезосапробами (46%).

Кластерный анализ, проведённый по значениям гидрохимических показателей, позволил выделить 2 кластера (рис. 2). Первый сформировали все станции Тверцы, второй – её притоки. При этом первый кластер разделяется на две группы. В первую вошли станции верхнего течения – Обradoво и Выдропужск, которые характеризовались величинами pH, близкими к нейтральным, ультрапресной водой и высокими концентрациями общего железа. Во вторую группу попали станции среднего и нижнего течения – Паника, Медное и Тверь, где вода была среднеминерализована с величинами pH, близкими к щелочным, более низкими концентрациями общего железа и аммонийного азота, менее цветной водой и более высокими концентрациями общего фосфора. Притоки отличались от Тверцы более минерализованной и жёсткой водой, в них отмечались наибольшие концентрации кремния и нитратного азота. Аналогичные дендрограммы получились при кластеризации станций по значениям pH, сумме главных ионов, содержанию биогенных элементов, величине цветности и значениям перманганатной окисляемости.

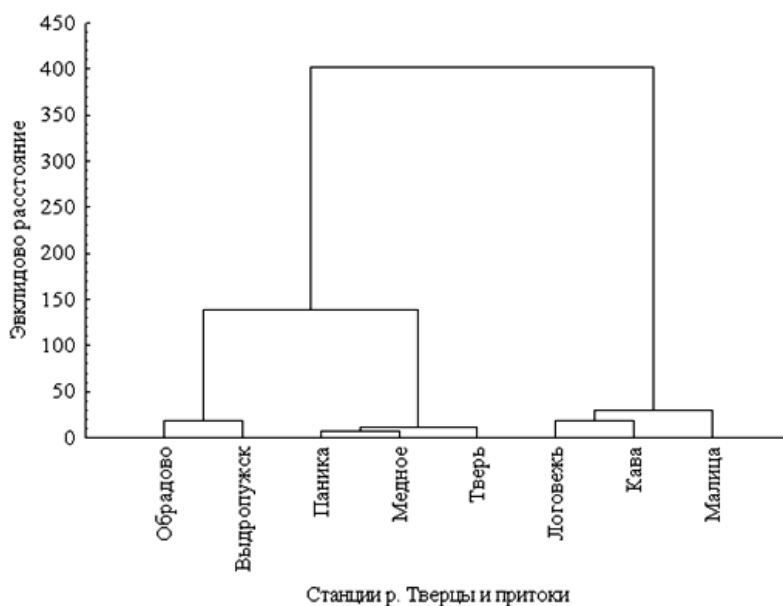


Рис. 2. Дендрограмма различия гидрохимического состава воды между станциями Тверцы и её притоками

Несмотря на различия отдельных участков Тверцы по химическим показателям, прослеживалась континуальность изменения характеристик гидрохимического режима от истока к устью, поскольку расположение станций на дендрограмме повторяло их топографическое положение в русле.

Среди притоков наблюдалась дискретность: в Тверцу последовательно впадают Логовежь, Малица и Кава, однако на дендрограмме Малица и Кава поменялись местами. Малица характеризовалась наибольшими величинами рН и минерализации воды, наибольшей концентрацией нитратов и наименьшей – общего железа.

Кластеризация станций по таксономическому разнообразию фитопланктона также позволила выделить 2 кластера (рис. 3). В первый вошли все станции Тверцы, во второй – её притоки. Первый кластер разделяется на 2 группы, также как и при анализе по гидрохимическим показателям. Первая группа (Обрадово и Выдропужск) характеризуется более высоким богатством жгутиковых форм и стрептофитовых водорослей. Вторая группа (Паника, Медное и Тверь) отличается более высокой долей зелёных и диатомовых водорослей. В притоках был беден состав синезелёных, жёлтозелёных и динофитовых водорослей.

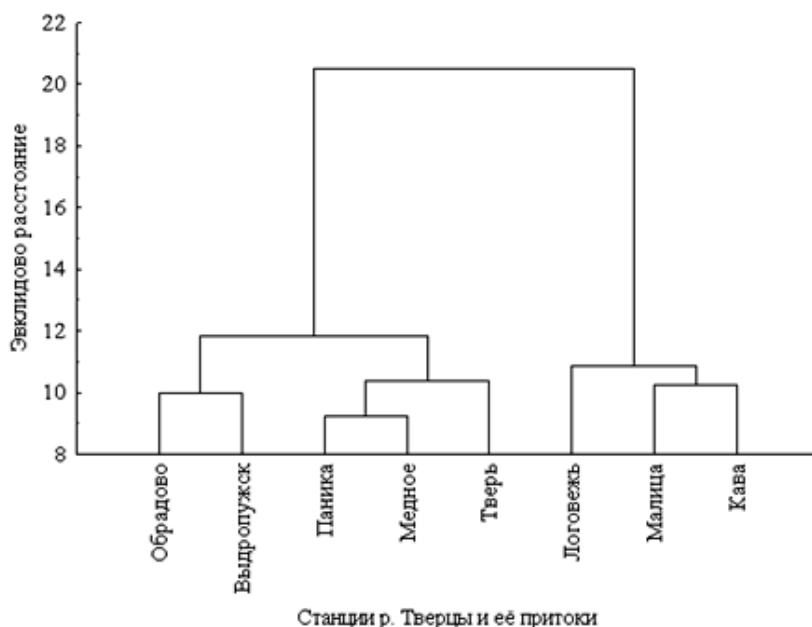


Рис. 3. Дендрограмма таксономического различия фитопланктона между станциями Тверцы и её притоками

Непараметрический анализ связи гидрохимических показателей и характеристик фитопланктона выявил, что при уровне значимости $p < 0.05$ общая численность и биомасса фитопланктона в Тверце достоверно коррелировали с концентрацией нитратов ($r = -0.66$ и $r = -0.60$ соответственно), индекс сапробности был связан с минерализацией воды ($r = 0.40$) и величиной цветности ($r = -0.45$). Для р. Логовежь выявлены взаимосвязи между численностью и биомассой зелёных водорослей и концентрацией нитратов ($r = -0.60$), численностью и биомассой эвгленовых водорослей и концентрацией кремния ($r = -0.76$ и $r = -0.71$ соответственно). Для р. Малица наблюдались зависимости общей численности фитопланктона от концентрации общего фосфора ($r = -0.58$), численности зелёных водорослей от значений перманганатной окисляемости ($r = -0.55$), связь биомассы

синезелёных водорослей с минерализацией ($r=0.52$) и цветностью ($r=0.52$). Для реки Кава выявлены связи между величиной цветности и численностью и биомассой зелёных ($r=-0.54$) и синезелёных водорослей ($r=0.66$), между минерализацией и численностью и биомассой золотистых ($r=0.56$) и синезелёных водорослей ($r=0.52$).

Литература

1. Алекин О.А. Общая гидрохимия. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
2. ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. 35 с.
3. Григорьева И.Л., Ланцова И.В., Тулякова И.В. Геоэкология Иваньковского водохранилища и его водосбора. Тверь, Конаково: Булат, 2000. 248 с.
4. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.
5. Кузьмин Г.В. Фитопланктон: видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов. М., 1975. С. 73-87.
6. Природа и хозяйство Калининской области. Калинин: изд-во КГПИ, 1960. 665 с.
7. Фомин Г.С. Вода: контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам: энциклопедический справочник. М.: Протектор, 1995. 624 с.

ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ АНАЛИЗА ДИАТОМОВЫХ КОМПЛЕКСОВ ИЗ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕРА БОЛЬШОЕ ДЗИТАКУ (ЗАПАДНЫЙ КАВКАЗ)

Разумовский В.Л., Разумовский Л.В.

*ФГБУН Институт водных проблем Российской академии наук
Москва, Россия
nethaon@mail.ru*

К числу озер, признанных информативными для изучения истории позднего голоцена Кавказа, было отнесено оз. Большое Дзитаку (Б. Дзитаку). Оз. Б. Дзитаку (43°45'17" с.ш., 40°23'09" в.д.) расположено на территории Кавказского Государственного биосферного заповедника, в долине Дзитаку. Озеро находится на высоте 1913 м над У.М. и имеет выпукло-вогнутую форму. Длина озера — 195 м, ширина — 190 м, максимальная глубина около 10 м. Озеро возникло в результате лавинного выбивания. Донные осадки были отобраны в юго-восточной части озера, в точке, где были отмечены наибольшие глубины (11.5 м). На диатомовый анализ была отобрана колонка донных отложений (ДО), диаметром 4.5 см, длиной 23 см. Образцы на диатомовый анализ отбирались по традиционной методике [2], с интервалом 1 см, за исключением верхнего интервала 0-2 см. Обработка, изготовление постоянных препаратов, идентификация и подсчет створок диатомей, осуществлялись по стандартным методикам [1, 5]. Всего было идентифицировано более 110 низших таксонов.

Помимо классических методов диатомового анализа был применен метод графического анализа таксономических пропорций в диатомовых комплексах [3, 4]. Анализ по вышеупомянутому методу, в линейной системе координат, позволил сделать вывод о ненарушенной таксономической структуре в диатомовых комплексах из ДО в оз. Б. Дзитаку (рис. 1).

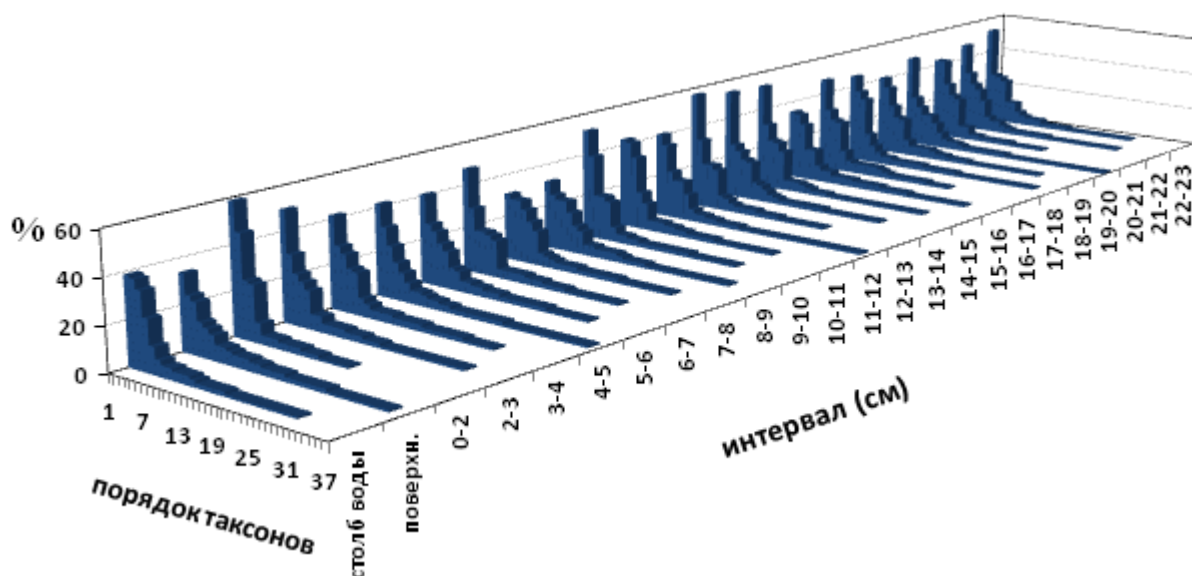


Рис. 1. Таксономическая структура диатомовых комплексов в ДО оз. Б. Дзитаку (линейная система координат).

Результаты, полученные при анализе таксономической структуры диатомовых комплексов в логарифмической системе координат, свидетельствуют о высокой стабильности экосистемы озера (рис. 2).

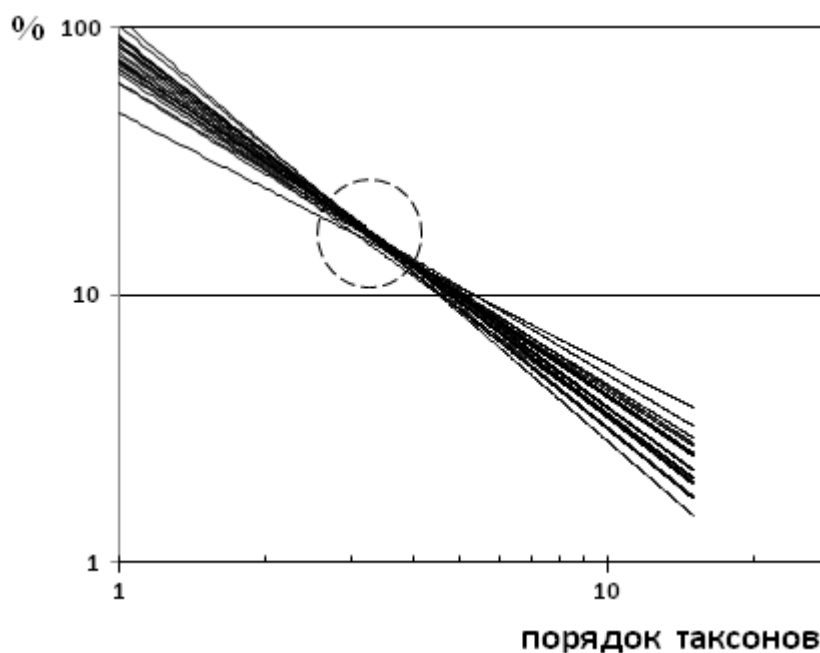


Рис. 2. Трансформация таксономической структуры диатомовых комплексов в ДО оз. Б. Дзитаку (логарифмическая система координат).

Возраст, накопившихся и проанализированных озерных отложений, соответствует (предположительно) 150-200 лет.

Литература

1. Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Л.: Наука, 1985. 244 с.
2. Полякова Е.И. Диатомовый анализ. Методы палеогеографических реконструкций М.: Изд-во МГУ, 2010. С. 126-160.
3. Разумовский Л.В. Оценка трансформации озерных экосистем методом диатомового анализа. М.: Геос, 2012. 200 с.
4. Разумовский Л.В., Моисеенко Т.И. Оценка пространственно-временных трансформаций озерных экосистем методом диатомового анализа // Доклады академии наук. Общая биология. Т. 429. №3, 2009. С 274-277.
5. Renberg I. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores // Journal of Paleolimnology. 1990. Vol. 4. P. 87–90.

ВЛИЯНИЕ ЗАРЕГУЛИРОВАНИЯ НА ВОДНЫЙ РЕЖИМ И ПРЕСНОВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ В БАССЕЙНЕ СРЕДНЕГО АМУРА

Никитина О.И.

*Всемирный фонд дикой природы (WWF России)
ФГБУН Институт водных проблем Российской академии наук
Москва, Россия
onikitina@wwf.ru*

Режим стока формирует местообитания водных и околоводных организмов, поэтому его изменение приводит к переформированию местообитаний. Вариативность гидрологического режима необходима для поддержания биологического разнообразия речной экосистемы и постоянства ее видового состава [12]. Гидробионты эволюционно приспособлены к определенной динамике стока, которая определяет время их размножения, нагула, миграции; нарушение режима стока приводит к сбоям их жизненных циклов [11]. Если изменения гидрологического режима превышают предельно допустимые величины, происходят необратимые процессы в экологических системах и их деградация. Определение этих пределов лежит в основе установления параметров допустимых изменений естественного гидрологического режима при разработке режима экологического стока [4].

Экологический сток определяет количественные, качественные и временные характеристики речного стока, необходимые для поддержания функционирования водных экосистем и обеспечения условий для благополучного проживания населения, которое зависит от состояния этих экосистем [3]. На зарегулированных реках экологический сток называется *экологическим попуском*. Ряд работ посвящен установлению экологически допустимых пределов регулирования стока [4; 9; 10; 13; 14].

Сооружение плотин оказывает негативное влияние на пресноводные экосистемы в верхнем и в нижнем бьефе гидроузла. Крупные гидроузлы

могут изменять пресноводные экосистемы на сотни километров ниже по течению от створа зарегулирования за счет трансформации водного режима и теплового стока, смены гидрохимических и гидробиологических свойств водного объекта, изменения русловых процессов [13]. Степень негативного воздействия гидроузлов зависит от реализации компенсационных мер, одна из которых — включение экологических попусков в режимы работы водохранилищ. Экологический попуск формируется с учетом рыбохозяйственного, руслоформирующего, санитарного и других видов попусков, обеспечивающих устойчивое и безопасное функционирование водных и околоводных экосистем [4].

В бассейне Среднего Амура на реках Зея и Бурей, левых притоков Амура, расположены две крупные плотины: Зейская и Бурейская; достраивается Нижне-Бурейская ГЭС. Трансформация водного режима привела к уменьшению площади и длительности затопления пойменных территорий, утрате естественных пойменных экосистем, деградации прирусловых ивовых, ивово-тополевых, уремных лесов и кустарников [2]. Влияние низких температур воды проявляется на участке главного русла р. Зеи протяженностью не менее 100 км ниже плотины. В результате этого снизилось видовое разнообразие и биопродуктивность участка, уменьшились темпы роста рыб [5]. В нижний бьеф Бурейской ГЭС круглый год поступает холодная вода, что привело к изменению состава ихтиофауны и смещению ее видового соотношения в сторону холодолюбивых видов рыб [8]. Плотины стали преградой для путей миграции: выше по течению от плотин исчезли кета, минога, сиги [7]. Работа Зейского и Бурейского водохранилищ оказывает негативное воздействие на местообитания водоплавающих и околоводных птиц, включая краснокнижные виды: дальневосточный аист, даурский и японский журавль, орлан-белохвост, скопа [1; 7].

К настоящему времени экологические попуски из Зейского и Бурейского водохранилищ не разработаны и не осуществляются. Их реализация находится в противоречии с требованиями гидроэнергетики: экологические попуски предполагают холостые сбросы, нежелательные для оптимальной выработки энергии. В результате режимы работы водохранилищ оказывают негативное влияние на пресноводные экосистемы. Учитывая высокую экологическую ценность бассейна Среднего Амура, правила использования водохранилищ нужно дополнить экологически обоснованными требованиями к водному режиму для снижения нагрузки зарегулирования на водные и околоводные экосистемы.

После прохождения катастрофического паводка 2013г. по распоряжению Президента и Правительства РФ был составлен список противопаводковых ГЭС для дополнительного регулирования стока. К 2015г. в него вошли четыре ГЭС в бассейне Среднего Амура: Гилуйская, Селемджинская, Нижне-Ниманская, Нижне-Зейская. Вопросы проектирования и строительства потенциальных новых гидроузлов требуют дополнительного изучения, стратегической экологической оценки и оценки возможных альтернатив [7], а в случае детальной разработки режимов их работы — учета экологических

попусков, направленных на решение проблем охраны и использования водных ресурсов.

При разработке экологически оптимального водного режима прежде всего следует определить степень изменения гидрологического режима при существующем зарегулировании и рассмотреть экологически значимые гидрологические характеристики: к примеру, максимальные и минимальные уровни/расходы воды, время их наступления, скорость их изменения. В дальнейшем нужно опираться на требования видов-индикаторов состояния пресноводных экосистем (к примеру, виды рыб, водоплавающих и околоводных птиц, растительности) к водному режиму. Итоговый режим экологического попуска должен учитывать эти требования.

Для анализа степени изменения водного режима в бассейне р. Зея использованы данные по суточным расходам воды в створе с. Белогорье за период 1957–2013 гг. Гидрологический пост Белогорье расположен на расстоянии 617 км от створа Зейской ГЭС, в 43 км от впадения Зеи в Амур. Для сравнительного анализа характеристик применялось программное обеспечение «Indicators of Hydrological Alteration». Ряд наблюдений был разделен на два временных промежутка:

- 1) 1957–1975 гг. — период до зарегулирования;
- 2) 1976–2013 гг. — период после зарегулирования.

На графике (см. рис.) указан среднемноголетний гидрограф естественного и зарегулированного стока.

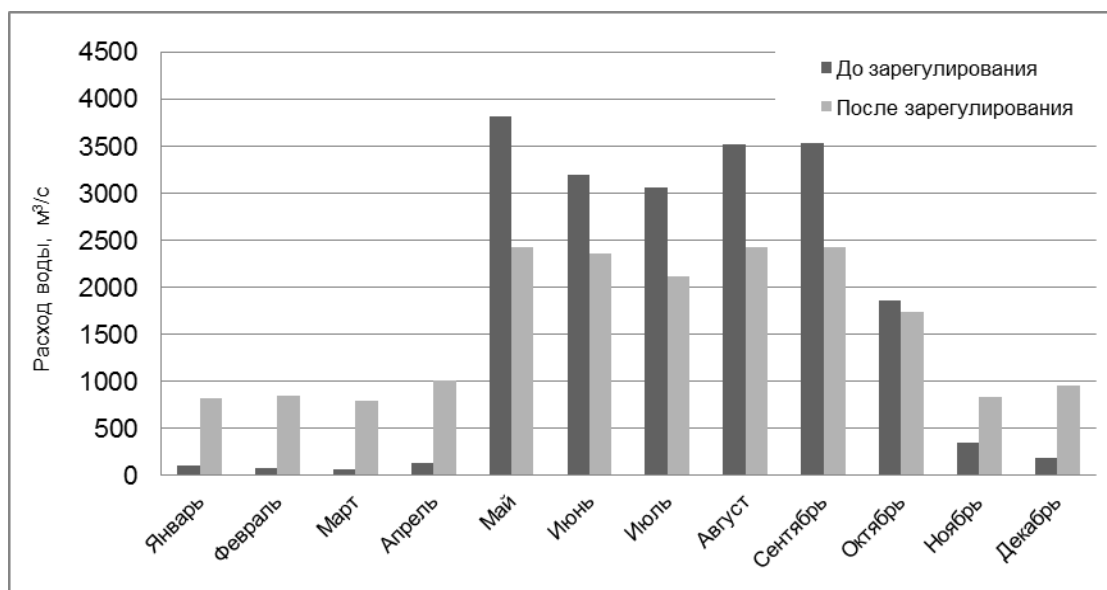


Рис. Среднемноголетний гидрограф р. Зея, створ с. Белогорье при естественном (1957–1975 гг.) и зарегулированном (1976–2013 гг.) режиме стока

В естественных условиях сток за теплый период года (май – октябрь) составлял 95% годового объема; сток за холодный период года (ноябрь – апрель) составлял в среднем 5%. После зарегулирования суммарная доля стока за холодный период увеличилась до 28%. Повышение расходов в холодный период приводит к образованию полыньи и негативному

воздействию на нерестилища. Доля стока за теплый период года снизилась до 72%. Особенно заметно понизились средние расходы за июль и август — в месяцы, важные для нереста ряда видов рыб. В естественных условиях продолжительность периода максимальных расходов (обеспеченность стока 25% и менее) составляла 5–50 дней, после зарегулирования уменьшилась до 1–29 дней. Снижение величин и продолжительности периода прохождения максимальных расходов приводит к деградации пойм и местообитаний, осушению нерестилищ и кормовых участков, изменению состава водной и околоводной растительности. Скорость снижения расходов до зарегулирования составляла 4–54 м³/с в сутки, после зарегулирования увеличилась до 30–70 м³/с в сутки. Быстрое снижение расходов может нарушить ход нереста, изменить условия гнездования.

Заполнение Бурейского водохранилища началось в 2003г., поэтому ряд фактических наблюдений не достаточен для анализа изменения характеристик водного режима. В дальнейшем будут использованы расчетные гидрографы зарегулированного стока в соответствии с водохозяйственным балансом режимов работы Бурейского водохранилища.

Воздействие плотин на сток реки прослеживается и на основном русле Амура (вплоть до устья). Еще до создания Бурейской ГЭС средняя годовая амплитуда колебаний воды на участке Благовещенск – Хабаровск уменьшилась на 1,0–2,3 м, а повышение средних минимальных уровней зимней межени составило 0,3–1,2 м [6].

Литература

1. Антонов А.И., Парилов М.П., Колбин В.А. и др. Оценка воздействия на птиц. В кн.: Бурейская ГЭС – зона высокого напряжения. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2005. С. 47–54.
2. Ахтямов М.Х. Ценотаксономия прирусловых ивовых, ивово-тополевых и уремных лесов поймы реки Амур. Владивосток: Дальнаука, 2001. 138 с.
3. Брисбенская декларация [текст]: [принята и провозглашена на международной конференции по экологическому стоку 6 сен. 2007г.].
4. Дубинина В.Г., Косолапов А.Е., Коронкевич Н.И., Чебанов М.С. Методические указания по нормированию допустимого безвозвратного изъятия речного стока и установлению экологического стока (попуска). Федеральное государственное учреждение «Межведомственная ихтиологическая комиссия». М., 2009.
5. Коцюк Д.В. Формирование ихтиофауны Зейского водохранилища: ретроспективный анализ и современное состояние. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2009. 24 с.
6. Махинов А.Н. и др. Водно-экологические проблемы бассейна р. Амур. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2003. С. 154.
7. Мы и амурские наводнения: невыученный урок? Под ред. А.В. Шаликовского. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2016. 216 с.
8. Новомодный Г.В., Харитонов В.В., Ершов Р.А., Литвинцев А.А., Крушанова А.С. Отчет о выполнении работ по теме «Научный социально-экологический мониторинг и базы данных зоны влияния Бурейского гидроузла» (Ихтиологический мониторинг водохранилища БГЭС и р. Буря в нижнем бьефе) по договорам № 06-

06/4 от 20 марта 2006 и № 06-01/ от 20 марта 2006 г. ХфТИНРО-центр. № 1586. Хабаровск, 2007. 46 с.

9. Фащевский Б.В. Основные принципы экологического нормирования водного режима рек. Всес. конф. «Методол. экол. нормирование», Харьков, 16–20.04. 1990: Тез. докл. 4.1 Секции 1–2. Харьков, 1990. С. 136–137.

10. Хрисанов Н.И., Мереминский М.А. Моделирование попусков гидроузлов с учетом продуктивности пойменных угодий в нижнем бьефе // Вод. ресурсы. 1990. 14. С. 109–115.

11. Bunn S., Arthington A. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity // Environmental Management. 2002. 30(4). Pp. 492–507.

12. O’Keeffe J.H. Sustaining river ecosystems: balancing use and protection // Progress in Physical Geography. 2009. 33(3). Pp. 339–357.

13. Richter B.D., Thomas, G.A. Restoring environmental flows by modifying dam operations // Ecology and Society. 2007. 12(1).

14. Tharme R.E. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers // River Research and Applications. 2003. 19. P. 397–441.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МАЛЫХ РЕК ИВАНОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Марченко Т.А., Извекова Т.В., Гушин А.А., Борова Ю.Г.

Ивановский государственный химико-технологический университет

г. Иваново, Россия

marchenkotany@yandex.ru

В России свыше 2,5 млн. малых рек. Они формируют около половины суммарного объема речного стока, в их бассейнах проживает около половины городского населения. Малые реки в значительной степени выполняют функции регулятора водного режима ландшафтов, поддерживая равновесие и перераспределение влаги. Сеть малых рек определяет своеобразие физико-химического состава воды, водных биоценозов, гидрологический, гидрохимический и гидробиологический режим, а также качество воды в средних и крупных реках.

На территории Ивановской области насчитывается около 2000 рек, в том числе 50 – длиной 25 км и более, 120 – длиной 10–25 км и свыше, 1500 – длиной менее 10 км. Все реки принадлежат бассейну самой крупной реки - Волги, которая пересекает северо-восточную часть области и с расположенным на ней Горьковским водохранилищем [1].

В качестве объектов исследований были выбраны 5 малых рек Ивановской области: Сунжа, Мера, Казоха, Кинешемка и Елнать. Карта Ивановской области с указанием исследуемых рек представлена на рисунке. Исследуемые малые реки Ивановской области в значительной степени загрязнены тяжелыми металлами (средние значения концентраций меди, марганца и железа превышают показатель ПДК_{р.х.} во всех реках) [2].

Современные технические методы позволяют определять практически все ингредиенты, входящие в состав природных вод. Однако эти методы из-за

сложности аппаратуры, трудоемкости выполнения анализа и значительных материальных затрат используются пока весьма ограниченно. Общим требованием к качеству воды водных объектов любой категории является не превышение фактически наблюдаемого содержания загрязняющих веществ (ЗВ) над величиной предельно-допустимой концентрации (ПДК). Так как природные воды характеризуются многокомпонентным составом, то при загрязнении воды несколькими ЗВ используются комплексные оценки качества воды [3].



Рис. Карта Ивановской области

Состав поверхностных вод динамично изменяется во времени, происходит взаимодействие загрязнителей между собой с образованием новых, зачастую более токсичных веществ, чем анализируемые показатели. Все это делает проблематичным установление степени токсичности вод для биоценозов водных объектов. Таким образом, настоящая система контроля качества вод не обеспечивает природоохранных функций.

Повышение эффективности контроля за состоянием водных объектов возможно с помощью применения качественно новых подходов к оценке токсичности воды. Комплексная оценка загрязненности поверхностных вод дает представление о ее качестве. Она однозначно отражает через систему показателей определенным образом ограниченную совокупность характеристик состава и свойств воды относительно нормативов для определенного вида водопользования или водопотребления. Комплексная оценка относится к числу наиболее радикальных приемов, отвечающим водоохранным целям.

Биотестирование является комплексным методом контроля качества объектов окружающей природной среды, в том числе и водных объектов. Традиционно применяемые для эколого-токсикологической оценки химико-аналитические методы дают как бы «моментальный снимок» картины загрязненности определенных объектов конкретными токсикантами. Они не могут оценить весь спектр загрязнителей и их взаимодействие [2].

Для интегральной оценки качества воды была проведена оценка острой токсичности воды с использованием тест-культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для рек Мера и Сунжа. Кроме того, была проведена

оценка острой токсичности воды р. Кинешемка с использованием тест-объекта *Daphnia magna Straus*. Одновременно были проведены эксперименты по определению хронической токсичности воды для рек Казоха, Кинешемка, Сунжа и Елнать.

Результаты проведенных исследований показали, что пробы воды, отобранные в районах устьев рек, не обладают острой токсичностью, однако пробы воды из рек Сунжа, Казоха, Елнать и Кинешемка обладают хронической токсичностью и являются слаботоксичными (более 96 ч).

По результатам химического исследования была проведена оценка потенциальной токсичности (ПТ) природных вод расчетным методом. Сравнение результатов расчета ПТ и биотестирования показывает, что реки Казоха и Елнать имеют самый высокий процент гибели тест-объектов в эксперименте биотестирования, что подтверждает данные расчета потенциальной токсичности [2].

Таким образом, метод биотестового анализа позволяет дать объективную характеристику качества воды в водотоках, поскольку позволяет определить интегральную токсичность, обусловленную совокупностью всех присутствующих в пробе опасных химических веществ и их метаболитов. Кроме того, биотестирование выполняет функцию тактического контроля происходящего загрязнения, нацеленного на получение быстрого сигнала о токсичности. Поэтому использование метода биотестирования необходимо на первом этапе мониторинга природных вод, так как, если качество воды соответствует требованиям нормативной документации, то прибегать к химическим анализам нет необходимости. Напротив, если биотестирование не дало положительных результатов, тогда необходимы дополнительные исследования, которые покажут причину этого явления.

Литература

1. Министерство природных ресурсов и экологии РФ. Электронный ресурс: <http://www.mnr.gov.ru/maps/?region=37#info>.
2. Гуцин А.А., Марченко Т.А., Извекова Т.В., Гриневич В.И., Головкина Е.А. Качество воды в притоках р. Волга в акватории Горьковского водохранилища // Известия высших учебных заведений. Серия «Химия и химическая технология». 2016. Т. 59. Вып. 5. С. 89-94.
3. Марченко Т.А., Гуцин А.А., Извекова Т.В., Гриневич В.И. Комплексная оценка качества вод малых рек Ивановской области. Сб. докл. III Межд. молодежной науч. конф. «Экология и рациональное природопользование агропромышленных регионов» 10–11 ноября 2015 г. Белгор. гос. технол. ун-т. Белгород: Изд-во БГТУ, 2015. Ч. 1. С. 46-49.

ОСОБО ОПАСНЫЕ ЭКОТОКСИКАНТЫ В РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ЮГА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ¹

Решетняк В.Н.¹, Решетняк О.С.^{1,2}

¹*Институт наук о Земле Южного федерального университета*

г. Ростов-на-Дону, Россия

vnresh3@gmail.com

²*Гидрохимический институт Росгидромета*

г. Ростов-на-Дону, Россия

olgare1@mail.ru

Экотоксикант - устойчивое (персистентное) в условиях окружающей среды токсическое вещество, способное накапливаться в тканях живых организмов (в исходном или измененном в результате метаболизма виде) и передаваться от низших звеньев пищевой цепи к высшим [5]. Контроль за глобальными экотоксикантами на фоновом уровне осуществляется в зонах, удаленных от локальных источников, например в биосферных заповедниках, а также на уникальных природных объектах [4]. Среди металлов-токсикантов выделена приоритетная группа: кадмий, медь, мышьяк, никель, ртуть, свинец, цинк и хром как наиболее опасные для здоровья человека и животных. Из них соединения ртути, свинца и кадмия являются наиболее токсичными.

Учитывая высокую токсичность ртути, кадмия и свинца, высокую способность их сорбироваться на взвешенных веществах, способность к биоаккумуляции по пищевой цепи, присутствие в следовых количествах даже в незагрязненных (фоновых) природных экосистемах [1], соединения этих металлов включены в список приоритетных загрязняющих веществ, обязательных к определению в компонентах окружающей среды во многих странах мира. Это и обуславливает важность исследований по оценке изменчивости содержания экотоксикантов в речных водах.

В ранее опубликованных работах [2, 3] показано, что высокая частота встречаемости высоких и аномально высоких концентраций опасных тяжелых металлов, обуславливающая возникновение чрезвычайных экологических ситуаций, негативно сказывается на экологическом состоянии речных экосистем, вызывая усиление процессов экологического регресса сообществ водных организмов. Это еще раз подтверждает актуальность данного исследования и обосновывает необходимость изучения распределения особо опасных экотоксикантов в речных экосистемах.

Исследование проведено с использованием многолетней (1990-2012 гг.) гидрохимической информации государственной системы наблюдений за состоянием окружающей среды (ГСН) Росгидромета, в качестве объектов исследования выбраны отдельные участки рек (речные экосистемы), расположенные на юге Европейской части России.

Содержание опасных загрязняющих веществ в воде водоёмов и водотоков должно быть минимальным, а в идеальном случае – полное отсутствие токсиканта в водной экосистеме. В тех случаях, когда определение

¹ *Исследование выполнено за счет гранта РФФИ (инициативный проект № 14-05-00144).*

концентрации тяжёлого металла не может быть выполнено с заданной степенью достоверности, содержание вещества выражается через предел обнаружения метода (или минимально определяемую концентрацию). Обобщенные данные о содержании опасных экотоксикантов (ртути, кадмия и свинца) в воде речных экосистем юга Европейской части России за многолетний период представлены в таблице 1. Содержание соединений ртути в воде исследуемых рек меняется от значений ниже предела обнаружения метода ($<0,005$ мкг/дм³) до 1,56 мкг/дм³, при этом медианные значения практически для всех речных экосистем $<0,005$ мкг/дм³. Концентрации кадмия и свинца меняются в более широких пределах. Так содержание соединений кадмия варьирует от значений ниже предела обнаружения метода ($<0,10$ мкг/дм³) до 29,4 мкг/дм³ (р. Сок), свинца – от предела чувствительности метода определения металла ($<1,0$ мкг/дм³) до 120,0 мкг/дм³ (р. Чапаевка).

Таблица 1. Содержание опасных экотоксикантов в воде речных экосистем юга Европейской части России (за период 1990-2012 гг.)

Река	Пункт наблюдений	Содержание соединений, мкг/дм ³		
		ртути	кадмия	свинца
Самара	г. Самара	$<0,005 - 1,56^*$ $<0,005$ (260)**	$<0,10-28,5$ $<0,10$ (228)	$<1,0-38,4$ $<1,0$ (286)
Свияга	г. Ульяновск	нет данных	$<0,10$ (30)	$<1,0-9,2$ $<1,0$ (30)
Кондурча	с. Красный Яр	нет данных	$<0,10-29,4$ $<0,10$ (95)	$<1,0-112,0$ $<1,0$ (119)
Сок	с. Красный Яр	$<0,005^{***}$ (55)	$<0,10-16,4$ $<0,10$ (97)	$<1,0-64,0$ $<1,0$ (123)
Большой Кинель	пгт. Тимашево	$<0,005-0,52$ $<0,005$ (33)	$<0,10-7,8$ $<0,10$ (95)	$<1,0-25,2$ $<1,0$ (121)
Чапаевка	г. Чапаевск	$<0,005-0,32$ $<0,005$ (261)	$<0,10-12,0$ $<0,10$ (95)	$<1,0-120,0$ $<1,0$ (120)
Северский Донец	р.п. Усть-Донецкий	$<0,005$ (9)	$<0,10$ (12)	нет данных
Волга	с. Цаган-Аман	$<0,005$ (14)	$0,03-0,30$ 0,14 (14)	$0,4-9,2$ 1,8 (14)
	г. Астрахань	$<0,005$ (218)	$0,02-11,3$ 0,12 (107)	$0,4-20,8$ 1,66 (74)

*Примечания: *в числителе – диапазон концентраций, в знаменателе – медианное значение; ** в скобках – количество определений; *** одно значение приведено в тех случаях, когда все значения концентраций одинаковые (ниже предела обнаружения).*

Представленные выше значения концентраций по максимальным значениям намного превышают предельно допустимые и фоновые значения для поверхностных вод суши (табл. 2), но эти значения фиксировались эпизодически за многолетний период.

В целом можно отметить, что исследуемые речные экосистемы незначительно загрязнены особо опасными токсикантами, поскольку статистическая обработка временных рядов данных показала, что наиболее

часто встречаемые значения их концентраций, как правило, не превышают ПДК и фоновый уровень. Однако наблюдения за их содержанием в компонентах окружающей среды проводить необходимо с той же регулярностью, что и сейчас, а может быть и чаще.

Таблица 2. Фоновые концентрации экотоксикантов в поверхностных водах крупнейших стран мира [составлено по 4]

Страна	Содержание экотоксиканта (ПДК), мкг/дм ³		
	ртуть (0,01)	кадмий (1,0)	свинец (6,0)
Россия (СССР)	0,02-0,40	0,07-1,90	0,20 – 4,5
США (реки, озера)	0,04 – 1,0	0,20	<1,0 – 6,0
Канада	0,01	–	2,5 – 6,2

Примечание: прочерк означает отсутствие достоверных данных.

В заключение хотелось бы отметить, что в современных условиях антропогенного воздействия на компоненты окружающей среды присутствие в речных водах опасных тяжелых металлов, в том числе ртути, кадмия и свинца, неизбежно. Многие речные экосистемы испытывают повышенную антропогенную нагрузку за счет поступления недостаточно очищенных сточных вод, диффузионного стока с водосборных площадей и других источников загрязнения. Поступающие в водные экосистемы экотоксиканты включаются в геохимические потоки, миграционные и внутриводоемные процессы, оказывая при этом негативное воздействие на биотическую и абиотическую составляющие экосистемы. Присутствие соединений ртути, кадмия и свинца в водных экосистемах не только ухудшает качество воды и состояние водных экосистем, но и нарушает функционирование гидробионтов. Поэтому результаты оценки многолетней изменчивости содержания в водной среде наиболее опасных экотоксикантов могут быть использованы при разработке водоохраных мероприятий, направленных на улучшение качества воды и восстановление состояния речных экосистем.

Литература

1. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния: Пер. с англ. М.: Мир, 1987. 288 с.
2. Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Решетняк О.С. Реки России в условиях чрезвычайных экологических ситуаций. Ростов-на-Дону: НОК, 2012. 308 с.
3. Решетняк О.С., Брызгалов В.А., Косменко Л.С. Зональная динамика состояния бентосных сообществ речных экосистем в условиях токсического загрязнения опасными тяжелыми металлами // Живые и биокосные системы. 2015. № 13. URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-13/article-10>.
4. Ровинский Ф.Я., Бурцева Л.В., Петрухин В.А., Черханов Ю.П., Чичева Т.Б. Фоновое содержание свинца, ртути, мышьяка и кадмия в природных средах (по мировым данным) // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л.: Гидрометеоиздат, 1982. Вып. 1. С. 14-36.
5. Экотоксиканты: учебно-методическое пособие для лекционного курса «Химия в экологии». Под ред.: Н.А. Улахович, М.П. Кутырева, Э.П. Медянцева, С.С. Бабкина. Казань: Изд-во Казанского гос. у-та, 2010. 56 с.

ГИДРОЛОГО-ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЛАХАРОВЫХ ДОЛИН ПОЛУОСТРОВА КАМЧАТКА²

Льюмменс Л., Ефимов В.А., Ломов В.А.

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова

Москва, Россия

Roxifixat@yandex.ru

Экспедиция студентов и сотрудников кафедры гидрологии суши географического факультета МГУ по исследованию опасных гидрологических процессов на реках Камчатки проходила с 12 августа по 1 сентября 2016г. Объект исследования - реки Кабеку, Сухая Елизовская и их лахаровые долины. Полуостров Камчатка - один из крупнейших районов современного вулканизма. Хотя территория полуострова слабо освоена, поблизости от активных вулканов располагаются объекты транспортной инфраструктуры и населённые пункты. Значительную опасность для них представляют лахаровые потоки. Лахар это грязевой поток на склонах вулкана, возникающий при смешивании высокотемпературного вулканического материала с водами и состоящий из смеси воды, вулканического пепла, пемзы и горных пород. Он имеет высокую плотность и вязкость, что позволяет ему разрушить практически любую конструкцию на своем пути. Так же опасность представляют пирокластические потоки - смесь высокотемпературных вулканических газов, пепла и камней. Лахаровые и пирокластические потоки часто проходят по долинам рек и ручьёв, стекающих со склонов вулканов. Они аккумулируют большое количество материала в долине. Перекрытие им русел водотоков приводит к формированию уникальной системы водотоков и подрусловых потоков в этих долинах. Сход и аккумуляция продуктов вулканизма может способствовать изменению химического состава вод.

Исследованию гидрологических объектов в лахаровых долинах и посвящена представленная работа. Р. Кабеку имеет длину 38 км и берёт начало на южном склоне вулкана Шивелуч. Р. Сухая Елизовская имеет длину 20 км и стекает с Юго-Западного склона вулкана Аваченский. Обе реки в нижнем течении фильтруются в лахаровые отложения и поступают в приёмные водотоки в качестве грунтовых вод. Замыкающий створ рек постоянно перемещается вверх и вниз по долине.

Целью экспедиции было изучение гидрологического и гидрохимического режима рек лахаровых долин. В ходе экспедиции решались следующие задачи: рекогносцировочное обследование речных долин, режимные наблюдения на временных гидропостах на р. Кабеку (русловой, водный, гидрохимический, уровенный режим, измерения мутности вод), изучение внутрисуточной изменчивости стока, гидрохимических показателей и мутности р. Кабеку, топографическая съёмка долины, исследование фильтрационных характеристик грунтов, георадиолокационные исследования, изучение толщи русловых и лахаровых отложений, ландшафтное описание долин, создание ГИС-проекта, изучение литературных источников. В ходе экспедиции было отобрано: 79 проб воды и взвешенных наносов для изучения

² Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, грант №16-35-0056 мол_а.

концентраций тяжёлых металлов методом ICP-MS, 36 проб воды для анализа концентраций различных форм фосфора и кремния, 34 пробы для определения концентраций SO_4 , Cl и Ca, Na, Mg, K, 18 проб для определения концентраций фтора, 20 проб донных отложений и влекомых наносов.

В долине р. Кабеку было организовано пять временных гидрологических постов. На третьем poste ежедневно пять раз в сутки определялись электропроводность, pH, температура, оптическая мутность, уровень воды. Определялись скорости течения для вычисления расходов методом поплавков. Один раз в день отбирались пробы воды для гидрохимических исследований, определения весовой мутности и гранулометрического состава взвешенных наносов. Максимальный измеренный расход составил $1,7 \text{ м}^3/\text{с}$. Амплитуда колебания уровня не превышала 1 см. Четвёртый пост располагался в зоне фильтрации потока в лахаровые отложения. В его окрестностях происходило постоянное переформирование разветвлённого русла реки. В те же сроки, что и на третьем посту, здесь происходила фиксация положения и глубины рукавов реки и измерение скоростей в наиболее крупных рукавах. В результате были получены данные об интенсивности переформирования русла. На остальных постах проводилась фотофиксация уровней и эпизодические гидрологические наблюдения. Дважды были выполнены определения суточного хода электропроводности, pH, температуры, оптической мутности и уровня воды на гидропостах 1 и 4. По всей длине долины проводилась георадарная съёмка русла и поймы реки, по результатам которой определялся уровень грунтовых вод. По этим данным, а также по данным об интенсивности фильтрации вод сквозь толщу отложений будет рассчитан подрусловый поток. Исследования концентраций биогенных элементов показали широкую изменчивость концентраций $P_{\text{вал}}$ по длине реки. В верховьях концентрации достаточно высоки ($P_{\text{вал}}$ до 383 мкг/л), что связано с поступлением из мелководного хорошо прогреваемого озера, где активно развиваются гидробионты, однако ниже по долине они постепенно снижаются до $150\text{--}160 \text{ мкг/л}$ в результате разбавления водой из притоков. Концентрации Si в верховьях (6 мг/л) ниже, чем в нижнем течении (8 мкг/л). Воды слабощелочные. Значения pH в районе поста 3 составили $8,5 - 9,32$. Электропроводность изменялась с 450 до 750 мкСМ/м . В районе постов 3 и 4 были заложены шурфы глубиной $2,5 \text{ м}$ для отбора проб лахаровых отложений разного возраста. Максимальная мутность вод наблюдалась в районе поста 4 и составила 175 г/л . В среднем на poste 3 мутность воды составила $0,03\text{--}0,04 \text{ г/л}$. Кратковременные увеличения мутности на poste 3, вероятно, были связаны с горизонтальными и вертикальными русловыми деформациями выше по течению.

Работы на р. Сухая Елизовская были направлены на определение интенсивности подрусловых потоков с помощью георадарной съёмки и мониторинг гидролого-гидрохимических характеристик на репрезентативных станциях. Максимальный измеренный расход составил $0,5 \text{ м}^3/\text{с}$. Концентрации $P_{\text{вал}}$ варьируются от $1,43 \text{ мкг/л}$ в ручье-притоке, который стекает со снежника, до 27 мкг/л в замыкающем створе. Концентрации Si изменяются

незначительно 7-8 мг/л. Мутность вод в ручьях-притоках в среднем 0,008-0,01 г/л и увеличивается к замыкающему створу до 0,1 г/л.

На данный момент обработана только часть полученной информации. Результаты экспедиции играют важную роль в исследовании опасных гидрологических процессов на реках Камчатки, так как дают возможность изучить режим рек и провести мониторинг качества вод, стекающих с вулканов. Изучение лахаровых долин будет продолжено.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ НАПРАВЛЕНИЯ ЭВОЛЮЦИИ НАРУШЕННОЙ БОЛОТНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ПОСРЕДСТВОМ ОЦЕНКИ ИЗМЕНЕНИЙ В ФИТОЦЕНОЗЕ

Кравец К.Ю.

*ФГБУН Институт геохимии и аналитической химии РАН
имени В.И. Вернадского*

Москва, Россия

Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова

Москва, Россия

Gildules@gmail.com

Болота играют важную роль в гидрологическом балансе рек и озер. На территории Европейской части России болота являются истоками таких рек, как Волга, Днепр, Западная Двина, а также более мелких рек, как Бужа, Польша и другие. На обширных площадях европейских болот имеются озера с пресной и чистой водой, которые можно рассматривать как резерв в случаях чрезвычайной ситуации [1, 4, 6, 7]. В связи с этим, изучение и охрана болот от истощения, загрязнения и пожаров являются для России, несомненно, важной задачей.

Исследование регенерации болот также является чрезвычайно важной задачей. Данное исследование направлено на изучение экологического развития бывшего торфяного болота «Галицкий мох», расположенного в Тверской области, в Конаковском районе, вблизи поселка Радченко, ранее подверженного сильнейшему антропогенному влиянию в форме активной торфоразработки, а также дополнительно трансформированного пожарами неизвестного происхождения. В ходе торфоразработок данная территория была полностью осушена, что привело к нарушению существовавшей ранее анаэробной обстановки, а, вследствие этого произошли нарушения процессов торфообразования и создались условия, которые способствовали пожару. В свою очередь, пожар нарушил существующую растительность, а также перевел часть иммобилизованных питательных элементов в доступный для растений и микроорганизмов вид. Данные происшествя нарушили существующий экологический баланс и послужили толчком для перехода исследуемой экосистемы из климакса в менее устойчивое состояние [3]. Ю. Одум [5] отмечает, что дополнительное высвобождение минеральных элементов из органического материала способствует кратковременному

ускорению увеличения биомассы на данной территории. Теоретически, это может привести не столько к тому, что будет восстановлен существовавший до этого болотный геобиоценоз, сколько к развитию геобиоценоза, не подразумевающего непрерывной консервации органического вещества. В целом, данную ситуацию можно отразить следующими схемами (см. рис.).

Представленные схемы отображают изменение потребности системы в энергии в течение времени. На графиках присутствуют три ключевых промежутка. Промежуток до точки I отображает существование устойчивой болотной экосистемы. Данное состояние не требует большого притока энергии, так как, по сути, поддерживает себя самостоятельно. Промежуток от I до II подразумевает период разрушения экосистемы, посредством осушения и пожаров. В данном промежутке увеличение энергии обеспечивается человеческим влиянием.

Промежуток с II до III характеризует переход системы из неустойчивого состояния в устойчивое. В этот период система может развиваться по двум вариантам: в первом случае, система будет меняться, исходя из наличия или отсутствия притока вещества. В первом случае (рис., а), дополнительный приток отсутствует и в момент прекращения человеческой деятельности система начинает двигаться в направлении, которое требует наименьшее количество энергии. Второй вариант (рис., б) подразумевает некий внешний энергетический приток, которым и поддерживается развитие системы.

В условиях отсутствующего человеческого влияния, система будет двигаться по первому пути, но нам не известно, соответствует ли превращение в болотную систему изучаемой нами местности принципу наименьшей энергии. Таким образом, у нас есть следующая нулевая гипотеза: данная система движется в сторону болотного геобиоценоза. В случае если данная гипотеза отвергается, то принимается альтернативная: данная система движется в сторону геобиоценоза иного типа. Определение существующего направления эволюции экосистемы также является целью данной работы.

Критерием в данном исследовании выбрана структура фитоценоза за 2011-2015 гг. Причиной этому служит то, что болотная экосистема имеет достаточно четкие растения индикаторы, доминирование которых стабильно отображает характерные для болота условия. На момент начала наблюдения (лето 2010г., пожар), исследуемый участок был полностью выжжен. На протяжении последующих пяти лет четко наблюдалась тенденция заселения выжженных пространств травянистой растительностью. Следует отметить, что первыми данную территорию начали заселять растения, отображающие высокое содержание азота в почве: *Urtica dioica* L. – крапива двудомная, *Galium verum* L. – подмаренник настоящий, *Rubus idaeus* L. – малина обыкновенная. Помимо этого, с ними прорастают *Carex acuta* L. – осока острая и *Carex dioica* L. – осока двудомная, но при этом они не являются доминирующими видами даже в своем ярусе. В последующие годы увеличивается видовое разнообразие, получают распространение представители астровых (сем. *Asteraceae*), а также широкое распространение получают злаки (сем. *Gramineae*). Помимо этого, важно отметить появление рогоза широколистного (*Typha latifolia* L.), который, в большинстве случаев,

типичен для водоемов, болот, а также обводняемых стоков и канав. Тем не менее, его нельзя четко охарактеризовать, как растение, которое служит индикатором развивающегося болота [2], так как его распространение можно объяснить не постоянным увлажнением, а периодическим.

Помимо этого, стоит отметить, что типичные для болот растения - печеночные (*Marchantia polymorpha*), гипновые (*Pleurozium Schreberi*) и сфагновые (*Sphagnum fuscum*) мхи отсутствуют, а осоковые (*Eriophorum vaginatum*) так и не стали фоновым семейством.

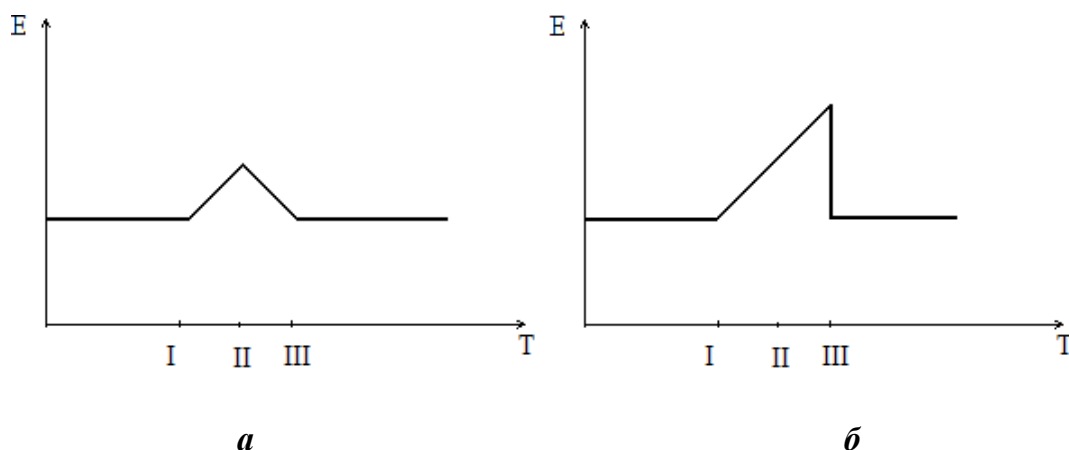


Рис. 1. Энергия системы (Е) в ходе эволюционных процессов (Т); *а* – вариант с внешним притоком энергии в систему, *б* – вариант с отсутствием притока энергии

В итоге данного исследования можно заключить следующее: исследуемая территория не движется в сторону образования болотного фитоценоза. Существующие в данном фитоценозе растения, присущие болотам, не являются доминирующими, а их наличие вполне соответствует периодически увлажняемой территории.

Данный фитоценоз характеризуется как разнотравно-злаковый луг и переход его в болотный фитоценоз, при условии сохранения существующих физико-химических условий, является слабо вероятным.

Литература

1. Ахметьева Н.П., Белова С.Э., Джамалов Р.Г., Куличевская И.С., Лапина Е.Е., Михайлова А.В. Естественное восстановление болот после пожаров // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 4. С. 343–354.
2. Баландин С.А., Березина Н. А., Абрамова Л. И. Общая ботаника с основами геоботаники. – М.: Академкнига, 2006.
3. Разумовский С.М. Закономерности динамики биоценозов. – М.: Наука, 1981.
4. Инишева Л.И. Болотоведение, Томск: Изд-во ТГПУ, 2009.
5. Одум Ю. Экология. В 2-х т. Т. 1. М.: Мысль, 1986.
6. Сукачев В.Н. Болота, их образование, развитие и свойства. – 1926.
7. Сукачев В.Н. Идея развития в фитоценологии // Сов. ботаника. 1942. Т. 1. №. 13. С. 5–17.

ПРИРОДНЫЙ ФАКТОР В ИНТЕРПРЕТАЦИИ ДАННЫХ ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ КАРЕЛИИ

Слуковский З.И.

Институт геологии Карельского научного центра РАН

г. Петрозаводск, Россия

slukovsky87@gmail.com

Анализ содержания тяжелых металлов и других опасных для живых организмов химических элементов в геологической среде является неотъемлемой частью современных эколого-геохимических исследований и геоэкологической оценки состояния того или иного природного объекта. Основным фактором, влияющих на формирование вещественного состава донных отложений различных водных объектов, расположенных в пределах антропогенно нарушенных территорий, зачастую является фактор техногенного воздействия на водоем/водоток. При этом, накопление потенциально экологически опасных элементов в пресноводных осадках может происходить более интенсивно, чем в воде, в почве и в других геологических (осадочных) формациях. Кроме того, велик риск попадания указанных веществ и их соединений в организмы гидробионтов, чья деятельность тесно связана со средой донных отложений, и миграции этих элементов по пищевым сетям.

На условно-фоновых территориях, где техногенное воздействие сведено к минимуму, распределение химических элементов в гидросфере и в верхней части литосферы почти полностью подчинено природному, в первую очередь геологическому, фактору. Тяжелые металлы (Pb, Cd, As, Ni, V и т.д.) и другие потенциально экологически опасные элементы (U, Cs) входят в качестве примесей в различные минеральные образования, имеющие магматический, метаморфический, гидротермальный или какой-либо другой генезис и таким образом выступают основными источниками указанных выше микроэлементов в поверхностные воды, донные отложения и почвы. Подобные исследования особенно актуальны, когда речь идет о проведении эколого-геохимических работ на техногенно нарушенных, в том числе урбанизированных территориях и в промышленных зонах [7], так как аномально высокие концентрации того или иного элемента могут иметь двойственную природу, связанную как с геологическим, так и с антропогенным фактором (рис. 1). С точки зрения экологической интерпретации результатов описанных исследований разными авторами используются процедуры биоиндикации [4], связанной с выявлением реакции повышенных концентраций элементов на жизнедеятельность определенных организмов, нормирование по фоновому содержанию изучаемого элемента или по концентрации индикационных элементов, в роли которых могут выступать Fe, Al, Ca, Li, Cs [1, 2, 13, 14], а также определение форм нахождения элементов, в первую очередь легко растворимых (водорастворимых, подвижных и связанных с карбонатами и образованиями железа и марганца) [15].

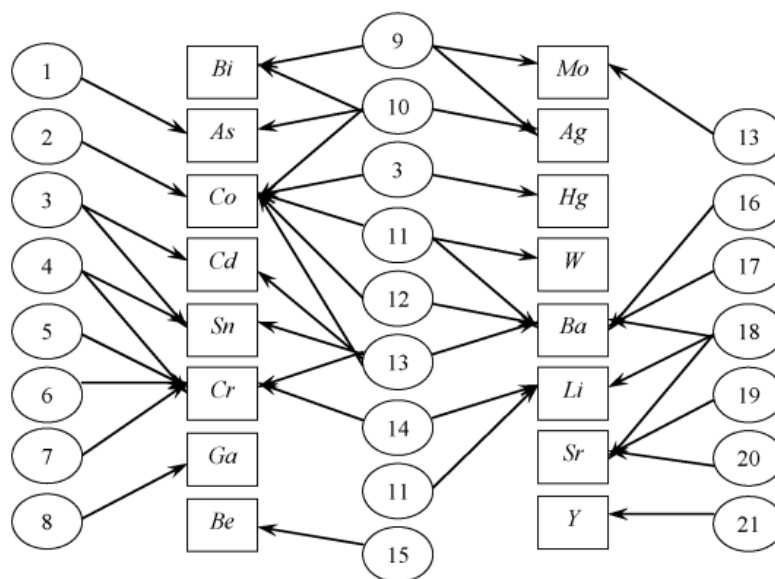


Рис. 1. Микроэлементы, поступающие с примесями минералов в донные осадки урбанизированных аквасистем Подмосквья: 1 - марказит, 2 - доломит, 3 - сфалерит, 4 - ратовкит, 5 - ильменит, 6 - магнетит, 7 - галлуазит, 8 - гиббсит, 9 галенит, 10 - пирит, 11 - вад, 12 - асболан, 13 - минералы семейства кремнеземы, 14 - турмалин, 15 - алмандин, 16 – полевые шпаты, 17 - каолинит, 18 - гидробиотит, 19 - ангидрит, 20 - кальцит, 21 – монациты [7]

Природные геохимические аномалии элементов, имеющих особый интерес с точки зрения геоэкологических исследований, встречаются не часто и обычно приурочены к крупным рудным объектам или зонам повышенной геологической активности (гидротермальные источники, вулканическая деятельность и т.д.). В таком случае роль техногенного фактора, даже если речь идет об объектах, расположенных вблизи источников антропогенных выбросов, может быть совершенно незаметной при формировании концентрации того или иного химического элемента или вещества. Так, например, обстоит дело с формированием экстремально высоких аномалий Cd в донных отложениях Тихого океана, связанных с зонами со значительной вулканической и гидротермальной активностью [8] и аналогичным явлением в почвах штата Калифорнии в США, где повышенный фон Cd определяется содержанием этого металла в сланцах, подстилающих почвенный покров [12]. Интересно отметить, что более 60% всего природного Cd, поступающего ежегодно в атмосферу Земли от различных источников, связано с современным вулканизмом планеты [16].

Чаще всего природный Cd входит в состав сфалерита (рис. 1), где изоморфно замещает цинк (Zn), однако наши исследования [5] донных отложений отдельных участков литорали Ладожского оз. выявили тесную связь Cd с цирконием (Zr) (рис. 2). Учитывая тот факт, что большинство аномально высоких концентраций Cd в осадках Ладожского оз. относятся к районам выхода на дневную поверхность ледниковых отложений, являющихся продуктами разрушения древних магматических и

метаморфических пород Карелии, то налицо связь Cd-аномалий Ладожского оз. с вулканизмом возрастом 1-3 млрд. лет, поскольку основной минерал Zr циркон из пород береговой линии крупнейшего водоема Европы имеет магматический и гидротермальный генезис. Стоит также отметить, что на территории Карелии (в южной части региона) был обнаружен уникальный минерал – самородный кадмий, также являющийся продуктом геологической активности прошлого [6].

Подобное поведение Cd установлено также для речных и озерных отложений территории г. Петрозаводска, где природный фон этого тяжелого металла полностью «заглушает» антропогенный вклад в накопление Cd в современных четвертичных образованиях урбанизированной среды [10]. С подобным явлением столкнулись в другом районе Севера России – Республике Коми. В отложениях рек бассейна верхнего и среднего течений р. Печоры концентрации Cd достигают 30 мг/кг, притом большинство проб отобрано на территории заповедника, что исключает антропогенный генезис столь высоких концентраций этого металла [3].

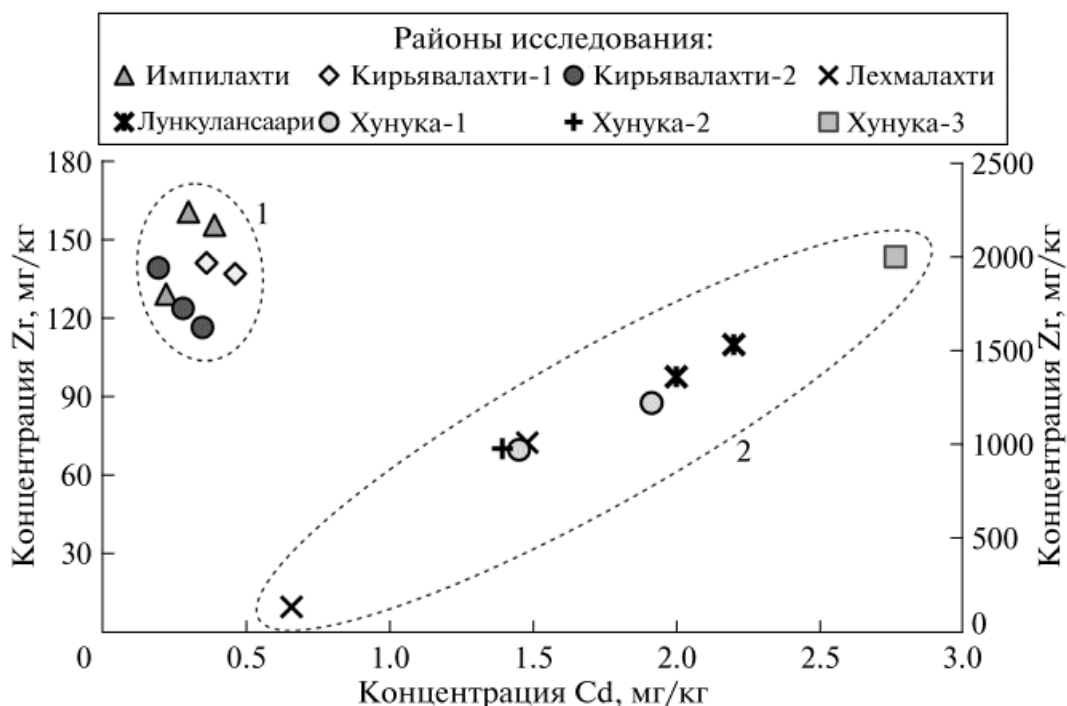


Рис. 2. Бинарная диаграмма Cd–Zr, иллюстрирующая различия в химизме двух групп донных отложений литорали оз. Ладожского (левая шкала концентраций Zr для точек из области 1, правая – из области 2) [5]

В оз. Четырехверстном, расположенном на окраине г. Петрозаводска, исследование колонки донных отложений на глубину до 1 м выявило аномально содержание As, концентрации которого варьируют от 31 до 40 мг/кг, причем максимальное значение этого элемента отмечено в самой нижней точке изученного разреза (рис. 3) [11]. Вероятно, столь аномально высокие концентрации мышьяка в донных отложениях городского водоема

связано с геохимией песчаников Петрозаводской свиты, концентрация As в которых равна 10 мг/кг [11].

Скальные выходы этих пород имеются на территории г. Петрозаводска в 2 км на север от района исследований. Кроме того, аномально высокие содержания As (до 156 мг/кг) обнаружены в почвенном покрове г. Петрозаводска [9] и приурочены к ненарушенным антропогенным ландшафтам (чаще всего к пограничным районам города).

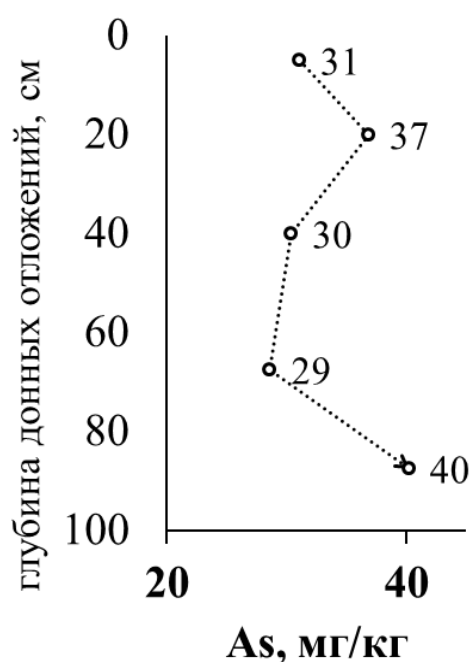


Рис. 3. Вертикальное распределение концентраций мышьяка в донных отложениях оз. Четырехверстного (г. Петрозаводск, Республика Карелия) [11]

Детальное изучение колонки донных отложений оз. Мыльное до глубины 28 см методом XRF (рис. 4), расположенного в черте г. Медвежьегорска (Карелия), выявило аномально высокие концентрации V, достигающие 355 мг/кг.

Скорее всего, содержание этого тяжелого металла в изучаемых осадках определяется близостью к району эколого-геохимического исследования нескольких месторождений и проявлений ванадиевых и ванадий-содержащих руд, разработка которых в настоящий момент не ведется. В этих же месторождениях отмечаются повышенные концентрации U, Mo и Cu.

Таким образом, проведенные и проводимые на данный момент исследования геохимической специфики донных отложений водных объектов, расположенных на территории Республики Карелии, позволяют судить о значительном влиянии природного фактора на формирование концентраций некоторых тяжелых металлов и других потенциально экологических элементов.

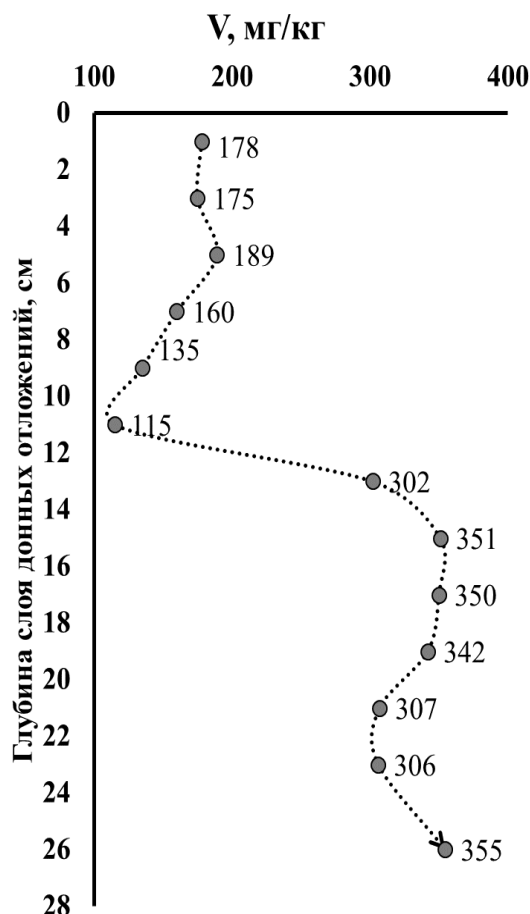


Рис. 4. Распределение концентраций ванадия в донных отложениях озера Мыльное (г. Медвежьегорск, Республика Карелия)

Наиболее изученным вопросом является анализ происхождения Cd-аномалий, которые прослеживаются в нескольких районах Карелии, а также в соседнем регионе – в Республике Коми.

Причиной экстремально высоких содержаний As и V в озерных отложениях двух малых городских озер Карелии, по-видимому, является повышенный фон этих тяжелых металлов в коренных образованиях, расположенных вблизи исследованных водных объектов.

Литература

1. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 2008. 164 с.
2. Гапеева М.В., Законнов В.В., Гапеев А.А. Локализация и распределение тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги // Водные ресурсы. 1997. № 2. С. 174-180.
3. Доровских Г.Н., Мазур В.В. // Вода: химия и экология. 2013. № 9. С. 11-18.
4. Ивантер Э.В., Медведев Н.В. Экологическая токсикология природных популяций птиц и млекопитающих Севера. М.: Наука, 2007. 229 с.
5. Ивантер Э.В., Слуковский З.И., Дудакова Д.С., Медведев А.С., Светов С.А. Свидетельства цирконовой природы кадмиевых аномалий в донных отложениях

литорали северной части Ладожского озера // Доклады Академии наук. 2016. Т. 468. № 5. С. 562-565.

6. Лавров О.Б., Кулешевич Л.В. Самородный кадмий Северо-Гирвасского рудопоявления (Центральная Карелия) // Записки Российского минералогического общества. 2013. № 1. С. 64-74.

7. Латушкина Е.Н., Рассказов А.А. Минералогический генезис микроэлементов современных донных осадков рек урбанизированных территорий, испытывающих высокую техногенную нагрузку (на примере Москвы-реки и малых рек Московской области) // Вестник Бурятского гос. у-та. 2013. № 4. С. 16-24.

8. Орешкин В.Н. Распределение кадмия в поверхностном слое донных осадков Тихого океана // Океанология. 1977. № 4. С. 666-671.

9. Рыбаков Д.С., Крутских Н.В., Шелехова Т.С., Лаврова О.Б., Слуковский З.И., Кричевцова М.В., Лазарева О.В. Климатические и геохимические аспекты формирования экологических рисков в Республики Карелия. СПб.: Изд-во ООО «ЭлекСис», 2013. 130 с.

10. Слуковский З.И., Медведев А.С. Содержание тяжелых металлов и мышьяка в донных отложениях озер Четырехверстного и Ламбы (г. Петрозаводск, Республика Карелия) // Экологическая химия. № 1. 2015. С. 56-62.

11. Слуковский З.И., Медведев А.С. Вертикальное распределение микроэлементов в донных отложениях малого озера в условиях урбанизированной среды // Вода: химия и экология. № 3. 2015. С. 77-82.

12. Burau R.G. National and local dietary impact of cadmium in south coastal California soils // Ecotoxicology and environmental safety. 1983. № 7. P. 53-57.

13. Loring D.H. Lithium – a new approach for the granulometric normalization of trace metal data // Marine Chemistry. 1990. Vol. 29. P. 155-168.

14. Song Y., Choia M.S., Leec J.Y., Janga D.J. Regional background concentrations of heavy metals (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Pb) in coastal sediments of the South Sea of Korea // Science of The Total Environment. 2014. Vol. 482-483. P. 80-91.

15. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals // Analytical chemistry. 1979. Vol. 51, № 7. P. 844-851.

16. Traina S.J. The Environmental Chemistry of Cadmium // Cadmium in Soils and Plants; Springer Science+Business Media Dordrecht. 1999. P. 11-37.

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ БИОДЕГРАДАЦИИ ГУМУСОВЫХ ВЕЩЕСТВ ПОД ДЕЙСТВИЕМ КУЛЬТУРЫ *PLEUROTUS PULMONARIUS* В УСЛОВИЯХ ПОГРУЖЕННОГО КУЛЬТИВИРОВАНИЯ.

Губернаторова Т.Н.¹, Дьяков М.Ю.²

¹ФГБУН Институт водных проблем Российской академии наук
Москва, Россия

tatiana.ivp.ran@gmail.com

²Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова
Москва, Россия

max_fungi@mail.ru

В наши дни, антропогенная нагрузка на природные водные экосистемы внушительна и проблемы изучения кинетических особенностей и механизмов

биотрансформации стойких природных органических веществ (ОВ) весьма актуальна. Одним из ярких примеров такого рода соединений являются трудноразлагаемые гумусовые вещества (ГВ), которые являются основным компонентом водного и почвенного гумуса, входят в состав донных отложений, торфа, бурых углей, компоста, канализационных стоков и ряда других источников.

Отличительной особенностью такого рода веществ является низкие скорости биоразложения, не достаточно или вовсе неизученные механизмы биodeградации, отсутствие четких представлений о кинетических закономерностях этих процессов.

Общая характеристика гумусовых веществ и их фракций – качественный и количественный состав, молекулярный вес, размеры макромолекул, особенности строения и 3D-структуры проанализированы в [1].

Наиболее важные группы грибов-деструкторов, принимающие активное участие в процессах биоразложения стойких ОВ, за счет действия комплекса лигнолитических окислительных экзоферментов, а так же их каталитические циклы, предполагаемые механизмы и основные принципы действия на различные субстраты подробно проанализировано в [2].

Использование в экспериментальных исследованиях природных «живых» ГВ заведомо закладывает ряд методических этапов по выделению фракции ГВ из образца почвы и исследований физико-химических параметров выделенного образца для каждой серии экспериментов, в силу того, что каждый конкретный образец обладает своим уникальным набором характеристик. Система пробоподготовки почвы и выделения ГВ и фракций более детально описана в [3].

Ранее, в качестве рекогносцировочных исследований, проведена серия опытов по выявлению действия ферментов на субстрат при непосредственном прямом внесении с последующим анализом полученных результатов. «Прямое» действие ферментов на субстрат отражает лишь короткий этап, который соответствует пику роста культуры, когда проявляется максимальная ферментативная активность в оптимальных физико-химических условиях. Процесс деструкции при непосредственном влиянии ферментов протекает быстро, так как задействованы только химические механизмы взаимодействия без биологического компонента. Результаты исследований изложены в [4].

При сотрудничестве с биологическим факультетом МГУ, на лабораторной базе кафедры микологии и альгологии, в период с февраля по август (включительно) 2016 года проведены экспериментальные исследования по изучению процессов трансформации стойкого ОВ в водной среде – на примере природных ГК под действием ферментных систем культуры *Pleurotus pulmonarius* в условиях погруженного культивирования. Использование «живой системы» заведомо закладывает ряд методологических трудностей при постановке эксперимента, что требует подбора, проработки и корректировки стандартных методик культивирования с учетом выбранного субстрата и культуры.

На основе анализа современной литературы семейство устричных *Pleurotaceae* наиболее часто используется в исследованиях посвященных

изучению биодеструкции различных классов природных ОБ, промышленных отходов и прочих опасных токсикантов. Как правило, в исследованиях используют вид *Pleurotus ostreatus* или *Pleurotus pulmonarius*. Экспериментальное сравнение темпов роста биомасс перечисленных видов выявило, что для культивирования вида *Pleurotus pulmonarius* требуются меньшие время затраты, кроме того для инициации более активного роста вида *Pleurotus ostreatus* требуется «термический шок», что методически усложняет эксперимент.

Сравнительный анализ при культивировании в лабораторных условиях, показал, что вид *Pleurotus pulmonarius* (вешенка легочная) отличается простотой получения инокулята, быстрым ростом (6-8 суток), неприхотливостью в отношении источников питания, внешних условий культивирования (рН, температурный и кислородный режимы), устойчив к воздействию болезнетворных микроорганизмов и бактерий. Кроме того, данный вид, так же обладает способностью вырабатывать основные наиболее важные ферменты лигнолитического комплекса – не только наиболее действенные лигнинпероксидаза и марганецпероксидаза, но и пероксидазы широкого спектра действия (versatile peroxidases — VP).

Мицелий вешенки получают в несколько этапов. Музейную культуру продуцента пересевают на чашки Петри, среда агар-агар с добавкой пивного не охмеленного сусла и выращивают в термостате до обильного спорообразования (при 25-28 С°). Отслеживают линейный рост культуры. Как правило, через 21-28 дней среда на чашках Петри покрывается мицелием и их можно использовать для следующего этапа. Параллельно для сохранения культуры в коллекции – продуцент пересевают в пробирки на скошенную агаризованную среду с добавками сусла и хранят в холодильнике не более полутора лет, по истечении срока – делают повторный посев.

Далее делают забор с чашки Петри путем вырезания с помощью пробойника из зоны роста два цилиндрических блока мицелия диаметром 8-10 мм и переносят в колбы с жидкой питательной средой. В качестве питательной среды использовалась среда Чапека-Докса, но без добавления агара, в этом случае среда остается в жидком виде. Среда имела следующий состав (г/1000мл дистиллированной H₂O): сахароза – 30,0 г/л; NaNO₃ – 2,0 г/л; MgSO₄*7H₂O – 0,5 г/л; KCl – 0,5 г/л; FeSO₄*7H₂O – 0,01 г/л; KH₂PO₄ - 1,0 г/л; измельченные пшенично-ржаные отруби 20,0 г/л в соотношении 1:1. Добавка смеси пшенично-ржаных отрубей использовалась как дополнительный источник азота и питательных микроэлементов. Колбы помещают в термостатируемый шейкер-инкубатор при температуре 25-28 С° со скоростью вращения платформы 150 об/мин. Колбы с такой средой используют в качестве «посевного» материала для экспериментов с субстратом ГК. Отслеживают динамику накопления биомассы в жидкой среде. В среднем, на 7-8-ой день инкубации размер мицелиальных пеллет достигает 3-5 мм в диаметре, после чего колбы убирают в холодильник.

Следующий этап – перенос «посевной» культуры из жидкой фазы в колбы с субстратом ГК. Количество вносимого «посевного» мицелия – 10% от общего объема субстрата на каждую колбу. Внесение «посевного» мицелия

осуществляется лабораторным дозатором переменного объема, для каждого переноса используется отдельный стерильный наконечник. Так же в колбы с субстратом ГК перед этапом стерилизации вносятся только минеральная составляющая среды Чапека-Докса в соотношении, которое указано выше.

Все питательные среды, лабораторная посуда, инструментарий предварительно стерилизуются автоклавированием. Все перечисленные процедуры и манипуляции совершаются в стерильном боксе над пламенем горелки. Так как все процессы должны протекать в стерильных условиях, то субстрат ГК требует предварительной стерилизации. В качестве основного метода стерилизации ГК используется метод «холодной стерилизации» γ -облучением на следующих установках: радиохимическая Рх-ж-30 с мощностью облучения 0,5 Мрад/ч или универсальная кобальтовая установка К-200000. Необходимая доза облучения – 2,5 Мрад.

Кроме того экспериментально было доказано, что в качестве метода стерилизации можно использовать метод многократной пастеризации. Проверка проб субстрата ГК на «чистоту» после использования метода пастеризации показала удовлетворительные результаты. В 70% случаев чашки Петри с агаризованной средой и нанесенным на их поверхность простерилизованным по данному методу субстратом ГК оставались «чистыми» после 7-10 дневной выдержки. Пастеризация субстрата ГК осуществляется в сушильном шкафу при температуре 60°C в течении 2-4ч после чего колбы с субстратом выдерживают сутки и проводят повторную пастеризацию.

Использование стандартных методов стерилизации автоклавированием для ГК не подходит, т.к. при температуре выше 60-65°C происходит термодеструкция макромолекул по периферии, а при температуре выше 75-80°C идет термодеструкция и ядра макромолекулы. Повышенное давление оказывает аналогичные эффекты.

Колбы с субстратом ГК и внесенным «посевным» мицелием помещают в термостатируемый шейкер-инкубатор, температура 28°C, скоростью вращения платформы 150 об/мин. Первый пробоотбор осуществляется через 14 дней, далее 1 раз в 7 дней. Проба отбирается в трехкратном повторе. Параллельно готовятся три колбы «контроля» содержащие только субстрат ГК и без «посевого» мицелия. Условия инкубации – аналогичные. Далее пробы отфильтровывают через предварительно взвешенные фильтры (синяя лента) для отделения мицелия от культуральной жидкости. Фильтр с отделенным мицелием высушивают в сушильном шкафу при температуре 60°C до постоянной массы и взвешивают. В исходный момент посева аналогичный объем «посевого» мицелия наносится на предварительно взвешенные фильтры, которые затем высушиваются до постоянной массы и взвешиваются. Таким образом, отслеживается динамика накопления биомассы весовым методом. В каждую отфильтрованную пробу вносятся необходимое количество 0,1М раствора NaOH до достижения pH 7-8, так как сдвиг pH в щелочную сторону стабилизирует остаточное количество субстрата ГК и дезактивирует «следовые» количества ферментов. Пробы помещают в герметичные стеклянные контейнеры и хранят в холодильники,

при необходимости пробы можно консервировать путем заморозки. Перед проведением первичного физико-химического анализа пробы сушат в эксикаторе безводным Na_2SO_4 . Для ИК-, ЯМР- спектроскопии пробы сушат в эксикаторе над H_2SO_4 не менее 3-х месяцев.

Для решения главной задачи – выявления кинетических закономерностей и механизмов деструкции ГВ под действием окислительного ферментативного комплекса грибов в водной среде проведен ряд экспериментальных исследований 1-го этапа. А именно – отработана методика выделения, фракционирования и очистка ГВ и их фракций; на основе физико-химических исследований фракций ГК различных образцов почв произведен подбор оптимального субстрата ГК. Проведены экспериментальные исследования непосредственного влияния ферментов лигнолитического комплекса на субстрат ГК при прямом внесении, что позволило произвести оценку происходящих изменений в структуре ГК и оценить химическое влияние ферментов в период приближенный к условиям максимальной ферментативной активности культуры *Pleurotus pulmonarius*.

Отработана микробиологическая составляющая экспериментальных исследований 2-го этапа. Произведен подбор, проработка и корректировка стандартных методик культивирования с учетом выбранного субстрата и культуры. Произведена постановка основного эксперимента по исследованию биодegradации ГК при участии культуры *Pleurotus pulmonarius* в условиях погруженного культивирования. Произведен пробоотбор и предварительная пробоподготовка. При сотрудничестве с ГЕОХИ РАН, производится физико-химический анализ проб.

Полученные результаты анализа послужат для моделирования кинетических закономерностей биодеструкции ГК в водной среде, что в дальнейшем поможет оценить потенциал самоочищения водных экосистем и оптимизировать мониторинг водных объектов.

Литература

1. Губернаторова Т.Н. Исследование биодegradации гумусовых соединений при моделировании кинетики разложения органического вещества для оптимизации стратегии мониторинга водных экосистем. Сборник статей по итогам Девятой межд. конф. «Управление развитием крупномасштабных систем» (MLSD'2016). М.: Изд-во Института проблем управления имени В.А. Трапезникова РАН. 2016 г. (в печати).
2. Долгонос Б.М., Губернаторова Т.Н. Механизмы и кинетика деструкции органического вещества в водной среде. М.: КРАСАНД/URSS. 2011. 208 с.
3. Губернаторова Т.Н., Дину М.И. Изучение процессов биотрансформации стойкого органического вещества, определяющих потенциал самоочищения водной среды (на примере гумусовых соединений). Мат-лы Всерос. науч. конф. «Водная стихия: опасности, возможности прогнозирования, управления и предотвращения угроз». Новочеркасск.: ЛИК. 2013. С. 303-309.
4. Губернаторова Т.Н., Дину М.И. Экспериментальные исследования биодеструкции гумусовых соединений под действием ферментативного окислительного комплекса грибов // Вестник ТГУ. 2014. № 12. С. 72-78.

ВЛИЯНИЕ ЗАСТРОЙКИ ВОДООХРАННОЙ ЗОНЫ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА КАЧЕСТВО ВОДЫ

***Кирпичев И.А., **Чекмарева Е.А., **Григорьева И.Л.**

**Государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования Московской области Университет «Дубна»*

Московская область, г. Дубна

il.kirpi4iov@yandex.ru

*** ФГБУН Институт водных проблем Российской академии наук
Москва, Россия*

Работа посвящена исследованию влияния коттеджной застройки береговой зоны Иваньковского водохранилища на качество воды в пределах его акватории. Актуальность данной проблемы обусловлена резким увеличением количества застроенных участков в пределах водоохранной зоны, являющейся буферной системой, задерживающей загрязняющие компоненты.

Иваньковское водохранилище, известное как Московское море, расположено в 130 км от Москвы, занимает 12% площади Конаковского района. В настоящее время на берегах водоема стихийно развернулись крупномасштабные процессы застройки. Большое количество застроенной береговой территории приводит к нарушению экологического равновесия и принципов устойчивого развития. Стихийная застройка является наиболее опасной, если ведется в зонах санитарной охраны водоемов. Строительство на такой территории может привести к разрушению берегов и смыву загрязняющих веществ в водоемы [2], что недопустимо, особенно в случае Иваньковского водохранилища, являющегося источником питьевого водоснабжения г. Москвы.

Согласно статье 65 Водного Кодекса РФ от 03.06.2006г. [3] для Иваньковского водохранилища установлена водоохранная зона в размере двухсот метров, площадь которой, по нашим подсчетам, равна 101,7 км². Застроены – 3,436 км², что составляет 3,4 % всей территории зоны. Наиболее застроен правый берег водохранилища, на котором в частности располагаются: с. Городня, комплекс отдыха «Завидово» ГлавУпДК при МИД РФ, с. Свердлово, деревни Терехово, Городище, Плоски, пос. Энергетик, Карачарово, дачные кооперативы, а также города Конаково и Дубна. Согласно диаграмме (рис. 1), наиболее застроена водоохранная зона водохранилища у с. Свердлово, деревень Плоски и Малое Новоселье, на территории СНТ «Мошковский Залив». Постройки здесь находятся наиболее близко к водоему и расположены весьма хаотично.

Объемы стоков с территории значительны, т.к. далеко не все дворы оборудованы канализацией и имеют коммуникации. Многие из них используют выгребные ямы и колодцы, в которых накапливаются продукты жизнедеятельности человека. Просачиваясь в грунтовые воды, а также смываясь с дождевыми стоками, они могут попадать в водохранилище, загрязняя его различными веществами и элементами. Основными среди них

являются фосфаты (PO_4^{3-}), нитраты (NO_3^-), ионы аммония (NH_4^+). Рассмотрим графики изменения концентрации этих элементов в воде водохранилища летом 2006г. (рис.2) и летом 2016г. (рис. 3).

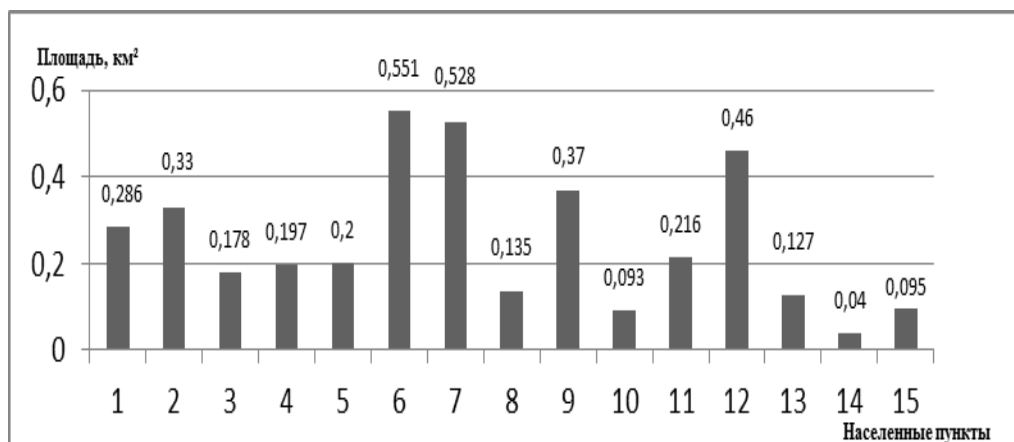


Рис. 1. Площадь застройки водоохранной зоны в пределах населенных пунктов: 1 – Завидово, 2 – Городище, 3 – Терехово, 4 – Щелково, 5 – Весна, 6 – Свердлово, 7 – Плоски, 8 – Конаково, 9 - СНТ «Мошковский залив», 10 – Заборье, 11 - Заборье (Ривер Клаб), 12 - Малое Новоселье, 13 – Осиновка, 14 – Глинники, 15 – Городище (ниже по течению)

В 2016г. был проведен учащенный отбор проб воды на участке д. Старо-Мелково – д. Плоски с целью более подробного изучения влияния коттеджной застройки на качество воды Иваньковского водохранилища. На данный момент, эта территория является наиболее антропогенно-загрязненной. Рассмотрим значения концентраций иона аммония (NH_4^+) в водоеме. Согласно графикам, увеличение концентраций наблюдается в створах с. Городня, д. Плоски и СНТ «Мошковский залив» в 2006г. и створах п. Безбородово, устье р. Терехова в 2016г. Резкое увеличение значений в 2016г. наблюдалось в пробах, отобранных 12 июля. Увеличение концентрации NH_4^+ указывает на «свежее» загрязнение водоема, так как растворенный аммиак под действием нитрифицирующих бактерий быстро окисляется до неустойчивой нитритной (NO_2^-), а затем - до устойчивой нитратной (NO_3^-) формы [4].

В 2006г. заметно повышение концентрации NO_3^- на участке д. Юрьевское – о. Низовка. Ниже его по течению концентрации снижаются и изменяются в небольшом диапазоне.

Для 2016г. характерны более высокие концентрации нитрат - иона на участке д. Старое Мелково – с. Завидово и скачкообразно повышающиеся в створах Дунькина Гора – д. Плоски. Более высокие концентрации наблюдались в пробах, отобранных 16 августа 2016г. Наличие в природных водах нитрат - иона указывает на давнее, устойчивое загрязнение водоема азотсодержащими соединениями.

Фосфат-ион является информативным индикатором антропогенного загрязнения, которому способствует широкое применение фосфорных удобрений (суперфосфат и др.) и полифосфатов (как моющих средств) [1]. В

2006 году резкий скачок концентраций фосфат-иона отмечен в устье Мошковичского залива. В 2016г. наблюдались скачки концентраций в створах д. Безбородово, устье р. Терехова, с. Свердловлово, д. Плоски.

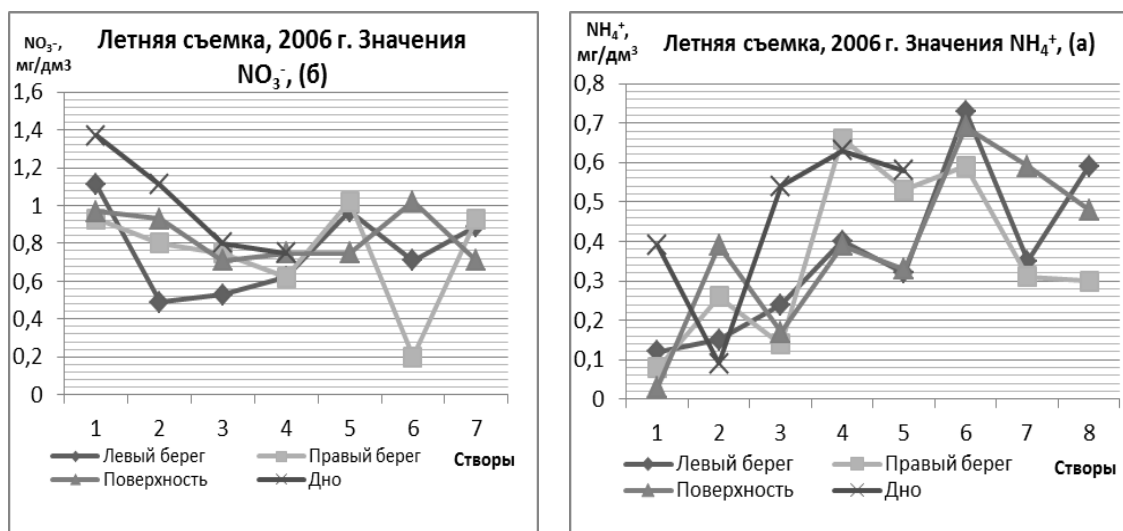


Рис. 2. Летняя съемка 2006 г., концентрации: а – иона аммония (NH_4^+), б – нитрат-иона (NO_3^-), в – фосфат-иона (PO_4^{3-}). Створы: 1 - д. Юрьевское, 2 - с. Городня, 3 - о. Низовка-Волга, 4 - д. Плоски, 5 - д. Заборье, 6 – Мошковский залив, 7 – ур. Корчева, 8 – Ивановская ГЭС

В результате исследований было отмечено увеличение концентраций загрязняющих веществ в 2016 г. по сравнению с 2006г., что является следствием увеличения количества застроенных участков в береговой зоне Ивановского водохранилища.

Усиление влияния загрязняющих веществ часто характерно для участков с более плотной береговой застройкой, что может говорить о её влиянии на состояние водоема. Кроме этого, может происходить загрязнение грунтовых вод, почвенного покрова застроенной территории с изменением экологических систем.

Таким образом, можно сделать вывод об отрицательном влиянии застройки водоохранной зоны на качество воды водохранилища.

Результатом дальнейших исследований должна стать количественная оценка выноса загрязняющих веществ с территории коттеджной застройки, оценка загрязнения грунтовых вод и почв на участках плотной застройки, что может стать весомым аргументом для принятия природоохранных и административных решений по стабилизации экологического состояния Ивановского водохранилища.

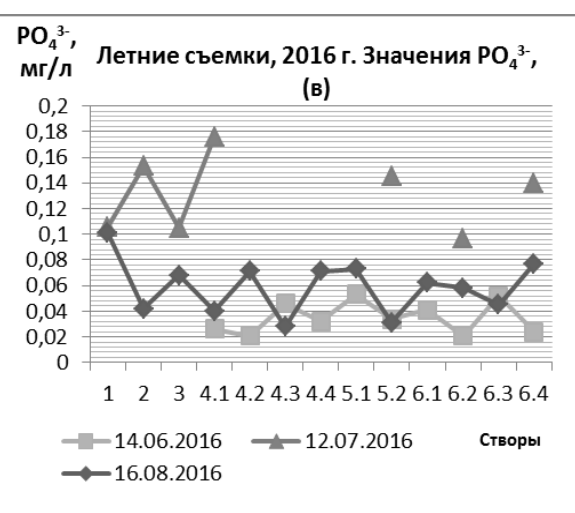
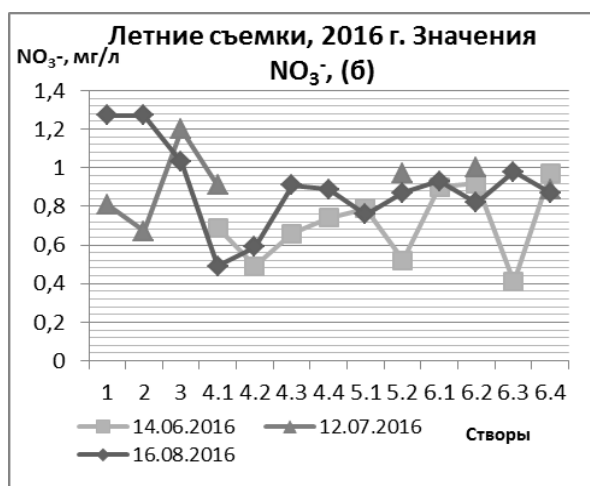
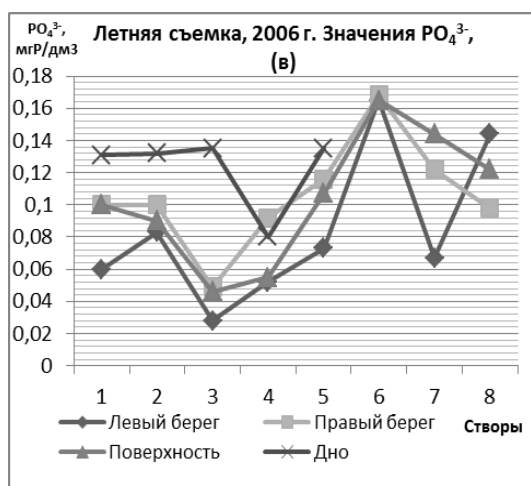


Рис. 3. Летние съемки 2016 г., концентрации: а – иона аммония (NH_4^+), б – нитрат-иона (NO_3^-), в – фосфат-иона (PO_4^{3-}). Створы: 1 - д. Старое-Мелково, 2 - п. Безбородово, 3 - с. Завидово (гостиница), 4.1 – «Дунькина гора», устье р. Терехова, 4.2 – «Дунькина гора», начало, 4.3 – «Дунькина гора», кладбище, фарватер, 4.4 – «Дунькина гора», кладбище, у берега, 5.1 - с. Свердлово, скотомогильник, фарватер, 5.2 - с. Свердлово, скотомогильник, у берега, 6.1 - д. Плоски, станция, фарватер, 6.2 - д. Плоски, станция, у берега, 6.3 – д. Плоски, пляж, рядом с «Долиной Иволга», фарватер, 6.4 - д. Плоски, пляж, рядом с «Долиной Иволга», у берега

Литература

1. Двинских С.А., Максимович Н.Г., Малеев К.И. Экология лесопарковой зоны города. СПб.: Наука, 2011. 60 с.
2. Челноков А.А., Ющенко Л.Ф., Григорьева Е.Е. Экология городской среды: учебное пособие. – Минск: Вышэйшая школа, 2015. 368 с.
3. Водный кодекс Российской Федерации от 03.06.2006 N 74-ФЗ (ред. от 28.11.2015) (с изм. и доп., вступ. в силу с 01.01.2016).

4. Вода озера Байкал. В кн.: Охрана озера Байкал, 2010. – URL: <http://geol.irk.ru/baikal/baikal/water/anno/pokaz.htm>. Режим доступа: свободный. Дата обращения: 21.10.16.