

МИНОБРНАУКИ РОССИИ
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего
профессионального образования «Ярославский государственный университет
им. П.Г. Демидова»

ГРНТИ 87.01.11, 78.01.29
Инв. № 910

УТВЕРЖДАЮ:
Ректор
д.с.н., профессор

А.И.Русаков
«11» декабря 2012 г.



ОТЧЕТ
О НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОЙ РАБОТЕ
ИЗУЧЕНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ
ОСОБЕННОСТЕЙ ОЗЕРА НЕРО

Государственный контракт № 11 от 26 июня 2012 г.

(заключительный)

Руководитель проекта
к.б.н., доцент


«10» декабря 2012 г.

О.В. Бабаназова

г. Ярославль

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	3
I. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ.....	5
II. АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ.....	9
Температура прозрачность и электропроводность воды.....	9
Содержание кислорода.....	10
Биогенные элементы.....	15
Растворенные формы аммонийного и нитратного азота.....	15
Растворенный и общий фосфор.....	17
Анализ многолетних данных уровней воды в оз. Неро, стоков р. Сара и количества осадков.....	21
Климатическая характеристика бассейна.....	21
Уровень.....	23
Водный баланс и водообмен.....	27
III. БИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ.....	30
Фитопланктон.....	30
Количественный анализ фотосинтетических пигментов как показателей трофического состояния озера и “цветения” воды.....	39
Содержание микроцистинов в воде оз. Неро.....	46
Картирование и анализ распределения макрофитов в 2012 году.....	50
IV. МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА УРОВНЯ ВОДЫ И СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА НЕРО.....	60
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	73
ЛИТЕРАТУРА.....	79

ВЕДЕНИЕ

Экосистема озера Неро в настоящее время достаточно хорошо изучена исследователями ИБВВ РАН и ЯрГУ им. П.Г.Демидова, особенно по структуре и функционированию ключевого биотического звена – фитопланктона (Современное состояние..., 1991; Бикбулатов и др., 2003; Состояние экосистемы..., 2008; Бабаназарова, 2003; Babanazarova, Lyashenko, 2007; Бабаназарова и др., 2011; Сиделев, Бабаназарова, 2008; Сиделев, Бабаназарова, 2011 и др.). Состояние экосистемы ко второму десятилетию 21 века достаточно подробно проанализировано в отчете прошлого года (Отчет, 2011).

Установлено, что озеро приблизилось к конечной стадии олиготрофно-эвтрофной сукцессии водных экосистем - к стадии гипертрофного водоема. Это подтверждают абиотические характеристики водоема: высокая внешняя и особенно внутренняя биогенные нагрузки, низкая прозрачность воды и перенасыщение кислородом за счет высокой продуктивности фитопланктона в летний период, высокие значения рН в это время и практически полное отсутствие кислорода в конце ледостава. О переходе водоема к гипертрофному статусу свидетельствует также и биотическая составляющая: высокая биомасса фитопланктона, доминирование тонких нитчатых синезеленых водорослей, состав зоопланктона и его низкое обилие, характер трофических взаимоотношений в планктонном сообществе, деградирующая структура рыбного населения и др. Для оз. Неро характерно продуцирование органического вещества в северной и центральной части по «фитопланктонному» типу (примерно 70-75% акватории), а в южной по «макрофитному» типу (около 20-25% по площади).

Выявлено, что в первичном продукционном звене ключевую роль играет сообщество фитопланктона. Оно быстро реагирует на изменение показателей окружающей среды, влияя на остальные трофические звенья, индуцирует вторичное загрязнение и отражает «здоровье» экосистемы.

В отчете 2011 г. были определены научно-исследовательские направления:

- Построение гидрологической модели водоема, с уточнением объема питания грунтовыми водами и влияния климатических флуктуаций;
- Изучение азотного и фосфорного балансов в системе «озеро – водосбор»;
- Продолжение мониторинга экосистемы по фитопланктону;
- Мониторинг развития макрофитов (высшей водной растительности).

Для каждого из направлений сформулированы научные задачи. Рекомендован переход первоочередных работ в регулярные комплексные исследования экосистемы.

В настоящем исследовании поставлена задача оценки состояния экосистемы по ряду гидрохимических и гидробиологических показателей в 2012 году. Важным аспектом анализа многолетнего ряда данных является оценка влияния уровня воды в озере на биотические сообщества.

В соответствии с техническим заданием к работе были привлечены:

ФГБУ Ярославский ЦГМС – предоставление данных по уровню воды в оз. Неро, объем стока р. Сары, объем осадков в районе г. Ростова за 1999-2012гг.

Сотрудники ИБВВ РАН, Борок – д.геогр.н., ведущий научный сотрудник А.С. Литвинов – анализ гидрологических данных; д.б.н., зав. лаб. высших водных растений В.Г. Папченков – съемка распределения макрофитов по акватории водоема в 2012 г., анализ ситуации;

АИЦ ОХТОС АНО СЦУ “ЯрТест” – гидрохимический анализ проб воды,

Сотрудники ЯрГУ им. П.Г.Демидова каф. экологии и зоологии – руководитель проекта, к.б.н, доцент О.В. Бабаназарова, к.б.н., доцент А.А. Зубишина, к.б.н., ст. преп. С.И. Сиделев – организация и проведение экспедиций на оз. Неро в 2012 г., анализ абиотических показателей, обработка проб фитопланктона и пигментов сестона, анализ биотических показателей и оценка связей с гидрологическими показателями, написание обобщенного отчета. В экспедициях, обработке проб пигментов сестона, организации первичных данных принимали участие студенты четвертого курса ЯрГУ А. Овсеенко, О. Мартьянов, магистрант 1-го года обучения Р. Рахмангулов.

I. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Материал собирали с марта по октябрь 2012 года на 3-х стандартных станциях в сезонной динамике (№ 3,5,8) в открытой части озера Неро, прилегающей к городу Ростову. В июле 2012 г. обследовалась вся акватория озера на 11 станциях, расположенных по стандартной сетке станций, которая использовалась Институтом биологии внутренних вод в 1987–1989 годах (рис. I.1).

Характеристика станций:

Ст. 1. Река Сара в районе пос. Поречье-Рыбное.

Ст. 2. В 1 км от места впадения р. Сара.

Ст. 3. У Городского острова, в 50м.

Ст. 4. Примерно в 1.5 км от ст.3, между островом и местом добычи сапропеля – центр открытой части озера, самая глубокая станция отбора проб.

Ст. 5. Место добычи сапропеля.

Ст.7. Напротив предприятия Рольма, в 100м от берега.

Ст.8. Напротив предприятия Русь-квас, в прибрежной зоне, в 100м от берега.

Ст. 9. В месте впадения р. Ишня, в 100м от берега.

Ст. 10. Напротив пос. Львы, в 500м от берега, сильно заросшая макрофитами часть водоема.

Ст. 13. Напротив п. Воржа. Открытый плес.

Ст. 15 Прибрежье возле села Угодичи.

Пробы воды для качественного и количественного анализа фитопланктона, измерения содержания пигментов и цианотоксина микроцистина отбирали батометром или пластмассовым ведром объёмом 10 литров из верхнего полуметрового слоя. Одновременно с отбором проб на станциях определяли температуру воды, прозрачность по диску Секки, электропроводность и минерализацию, концентрацию кислорода с использованием портативных приборов HANNA (Германия). Калибровка приборов производилась перед каждой серией измерений согласно инструкции фирмы-производителя.



Рис. 1.1. Карта-схема расположения станций отбора проб.

Производили отбор проб на содержание биогенных элементов (минеральных форм азота и фосфора, общего фосфора). Пробы фиксировали хлороформом и обрабатывали сразу после доставки в лабораторию. Анализ производился в Аналитическом испытательном центре объектов химической технологии и окружающей среды “Сертификационный центр «Яртеста»” в соответствии с нормативной документацией на методики измерения (Приложение 1).

Пробы зоопланктона собирали ежемесячно со станции № 3 с использованием малой сети Джеди, через которую профильтровывали 50 литров воды. Сборы зафиксированы 4%-ным формалином и хранятся в холодильнике при температуре + 5°C.

Количество фотосинтетических пигментов измеряли стандартным спектрофотометрическим методом (Сигарёва, 1993). Биомассу водорослей определяли счётно-объёмным методом (Кузьмин, 1975; Садчиков, 2003). Предварительно, сразу же после отбора проб воды фитопланктон фиксировали фиксатором Утермёля и концентрировали осадочным способом из объёма 0,5 литров. Объёмы клеток вычисляли, приравнивая их к объёмам геометрических фигур. Принимая удельную массу водорослей равной единице, исходя из объёма клетки, определяли её массу. Перемножая численность клеток на их массу, получали биомассу популяции. Суммированием последних находили биомассу всего фитопланктонного сообщества (Садчиков, 2003). Данные количественного и качественного анализа фитопланктона в сезонной динамике представлены в Приложении 3. Концентрации цианотоксина микроцистина в воде оз. Неро устанавливались иммунохимическим методом с использованием коммерческого набора

ELIZA kit (Abbraxis Ltd., USA) и планшетного спектрофотометра согласно инструкции фирмы-производителя. Вода до анализов хранилась в замороженном виде в криопробирках при -20°C .

Гидрометеорологические данные по уровням воды в оз. Неро, расходу р. Сара и годовому количеству осадков были получены от Ярославского центра гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды (Приложение 2). Анализ данных был проведен д.г.н, ведущим научным сотрудником Института биологии внутренних вод РАН А.С. Литвиновым. Динамика уровня воды в оз. Неро и количества осадков проанализированы согласно техническому заданию на основании данных за период с 1930 до 2012 гг.; анализ динамики стока реки Сара проведен на основании данных за период с 1981 до 2012 гг.

Картирование и анализ распределения макрофитов в 2012 году были проведены д.б.н, профессором Папченковым В.Г. Установление характера распределения сообществ водных и воздушно-водных растений на акватории озера проводилось методом глазомерного картирования (Папченков, 2001, 2003), которое выполнялось в процессе сплошного обследования с лодки зарастающих мелководий водоема. Для уточнения характера распределения растительных сообществ на наиболее заросших участках южной части водоема был использован имеющийся в сети Интернет космоснимок участка поверхности земли с акваторией оз. Неро. По результатам полевого картирования составлена картосхема зарастания с обозначением площадей, занятых воздушно-водными растениями, растениями с плавающими на поверхности воды листьями и погруженными в воду гидрофитами. По ним сделан подсчет величины этих площадей. На основе дневниковых записей выявлена доля в общей площади зарастания каждого из доминантов фитоценозов и, таким образом, рассчитана площадь, занимаемая их сообществами. На основании ранее полученных данных по биомассе и продукции каждого из доминантов (Папченков, 2001), подсчитаны запасы их абсолютно-сухой надземной массы и чистая первичная годовая продукция.

Математическую обработку данных проводили с использованием стандартных статистических методов (Сиделев, 2012) в электронных таблицах MS Excel и программе Statistica 6.0.

Исследования были выполнены в полном объеме согласно техническому заданию (табл. I.1)

Таблица I.1

Техническое задание на выполнение работ по изучению гидрохимических и гидробиологических особенностей озера Неро

№	Мероприятия	Количество	Выполнено
1	Предоставление результата анализа многолетних данных уровней воды в оз. Неро, стоков р. Сара и количества осадков.	1 справка	1 справка (приложение 2, раздел II отчета)
2	Получение данных о химическом составе воды в оз. Неро по 3 ингредиентам.	15 протоколов анализов	15 протоколов анализов (приложение 1)
3	Экспедиционное обследование акватории оз. Неро вблизи г. Ростова	21 обследование	проведено 21 обследование
4	Экспедиционное обследование всей акватории оз. Неро	9 обследований	проведено 11 обследований
5	Измерение прозрачности воды, электропроводности, минерализации и растворенного в воде кислорода в оз. Неро	30 замеров	выполнено 30 замеров (приложение 1)
6	Отбор проб зоопланктона в период открытого водоёма	7 отборов	отобрано 7 проб
7	Отбор проб и количественный анализ фотосинтетических пигментов как показателей трофического состояния озера и цветения воды	30 анализов	проведено 57 анализов (приложение 3)
8	Качественный анализ форм фитопланктона, способных ухудшать органолептические характеристики воды и выделять токсины	30 анализов	проведено 30 анализов (раздел III отчета)
9	Количественный анализ фитопланктона (определение численности и биомассы)	7 анализов	проведено 7 анализов (приложение 3)
10	Отбор проб и проведение иммунохимического анализа на содержание в воде токсинов сине-зеленых водорослей (микроцистинов)	15 анализов	проведено 16 анализов (раздел III отчета)
11	Картирование и анализ распределения макрофитов в 2012 году	1 справка	1 справка (раздел III отчета)
12	Предоставление обобщённого отчёта по результатам изучения гидрохимических и гидробиологических особенностей оз. Неро	1 отчёт	1 отчёт

II. АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ

Температура прозрачность и электропроводность воды

Температурный режим водной массы оз. Неро практически повторяет ход атмосферной температуры, что типично для мелководных водоемов. Температурная стратификация озера в период открытой воды практически невозможна, т.к. мелководность водоема обеспечивает полное перемешивание даже при средней силе ветра. Однако весной при штиле наблюдается краткая стратификация.

Прозрачность воды в весенне-летний период колеблется от 30 до 50 см по диску Секки. Это связано с мелководностью и обильным развитием планктона. Наименьшее светопропускание водной толщи оз. Неро характерно для периода с июня по сентябрь (Ривьер, 1991).

В исследованиях 2012 г. температура и прозрачность воды озера представлены на рисунке II.1. Все измеряемые и анализируемые первичные данные по абиотическим показателям представлены в приложении 1.

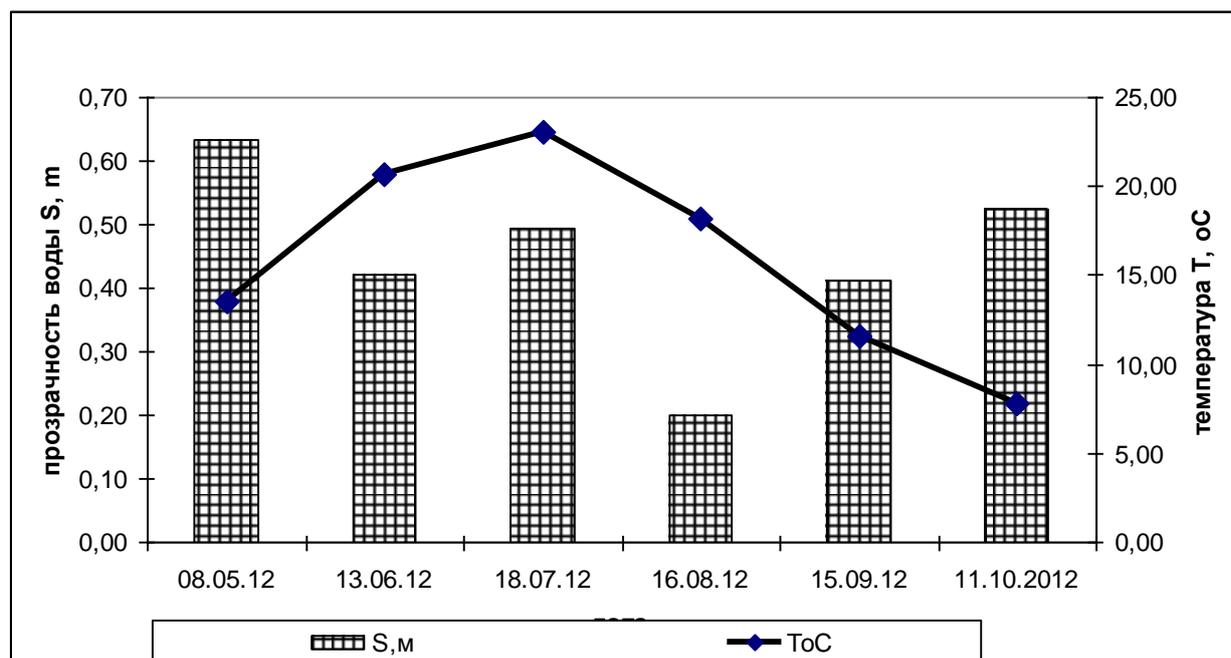


Рис. II.1. Показатели температуры и прозрачности воды по диску Секки, усредненные по трем станциям наблюдения (ст.3, 5, 8) в 2012 г.

Для сравнения на рисунке II.2. приведены усредненные значения и ошибка среднего температуры воды за 2005-2009 гг. Максимальные значения исследуемого параметра за этот период достигали +25°C в июле, что характерно для данного водоёма (Ривьер, 1991). Значения температуры колебались в 2010 г. от +12,6°C до +27,4°C с

максимальными значениями в июле-августе, что перекрывает наибольшие значения показателей предыдущих лет (за исключением 2002 г.). В наблюдениях 2012 г. ход летне-осенних температур был достаточно обычен для озера и для умеренной зоны в целом. В многолетнем ряду наблюдений было зафиксировано возрастание усредненной по месяцам температуры воды в период наблюдений 2004-2008 гг. по сравнению с 1999-2003 гг. (Сиделев, 2010).

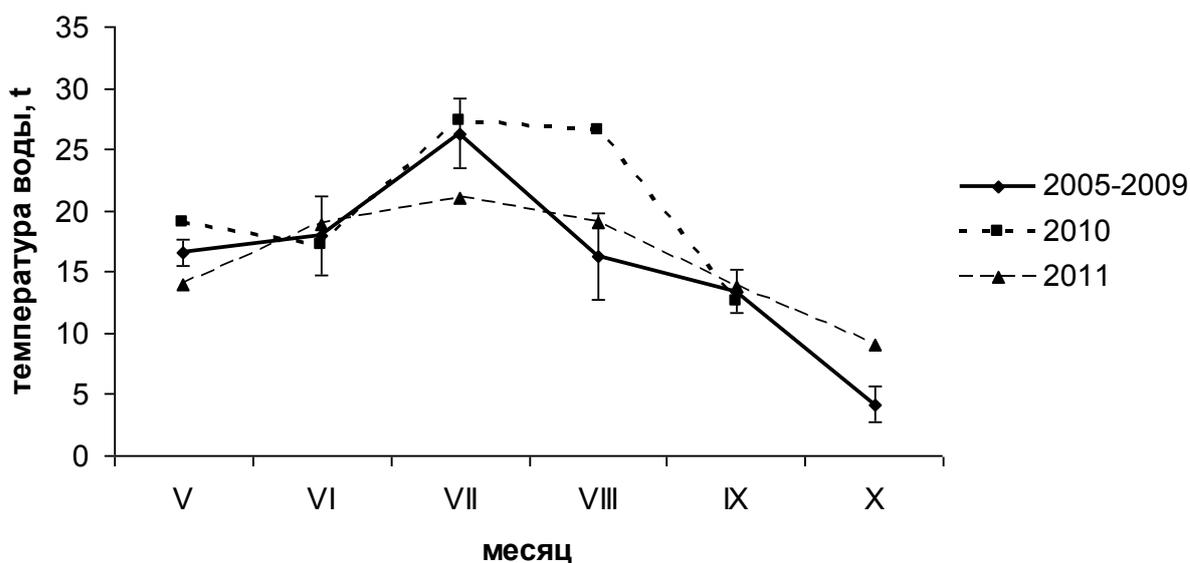


Рис. П.2. Динамика показателей температуры воды в периоды наблюдений (май-октябрь 2005-2011 гг.)

Максимальные значения исследуемого параметра за 2005-09 гг. достигали 0,9м в мае, минимальные – 0,3м в августе, что характерно для данного водоёма (Ривьер, 1991). Прозрачность озера во время обильного развития фитопланктона невелика, что так же связано с мелководностью озера. Значения прозрачности колебались в течение 2010 г. от 0,7м до 0,2м с максимальным значением в мае, и минимальным – в августе; в 2011 г. - от 0,6м до 0,35м с максимальным значением в мае, и минимальным – в июле-октябре. В наших наблюдениях можно говорить о снижении обычных величин прозрачности в июле 2012 г. до величин, наблюдаемых в 2010 г. Электропроводность воды в мае-октябре 2012 г. варьировала от 235 до 352 мкСм/см (Приложение 1), что в целом характерно для водоема и соотносится с его минерализацией летом-осенью (Бикбулатов и др., 2003).

Содержание кислорода

Кислород является одним из важнейших растворенных газов, постоянно присутствующих в поверхностных водах, режим которого в значительной степени определяет химико-биологическое состояние водоемов.

Главными источниками поступления кислорода в поверхностные воды являются процессы абсорбции его из атмосферы и продуцирование в результате фотосинтетической деятельности водных организмов. Абсорбция кислорода из атмосферы происходит на поверхности водоема. Скорость этого процесса повышается с понижением температуры, повышением атмосферного давления и зависит от степени насыщения воды кислородом. Продуцирование кислорода в процессе фотосинтеза протекает в поверхностном слое водоема, толщина которого зависит от прозрачности воды и колеблется от нескольких десятков сантиметров до нескольких десятков метров. Кислород может также поступать в водоемы с дождевыми и снеговыми водами, которые обычно им перенасыщены. Аэрация — обогащение глубинных слоев воды кислородом — происходит в результате перемешивания, в том числе ветрового, водных масс, вертикальной температурной циркуляции и т. д. Потребление кислорода в воде связано с химическими и биохимическими процессами окисления органических и некоторых неорганических веществ, а также с дыханием водных организмов. Скорость потребления кислорода увеличивается с повышением температуры, количества бактерий и других водных организмов и веществ, подвергающихся химическому и биохимическому окислению.

В озере Неро кислородный режим летом (как и температурный режим) определяется мелководностью водоема. Летом, за исключением штиля, содержание кислорода достаточно для жизнедеятельности гидробионтов. Днем, в солнечную погоду за счет интенсивного фотосинтеза фитопланктона и макрофитов часто наблюдается значительное перенасыщение кислородом. Зимой быстро развивается дефицит кислорода так, что перед вскрытием регистрируются лишь следы O_2 и вода имеет запах сероводорода. Развиваются заморы рыб. Еще в начале 20 века было предпринято фундаментальное исследование кислородного режима водоема Б.С. Грезе (1929). «Основной чертой кислородного режима озера является почти полное насыщение кислородом всей водной толщи в течение лета (часто и пересыщение) и резкий дефицит к концу зимы, вызывающий, как правило, ежегодный замор. Распределение кислорода в вертикальном направлении более или менее однородно, что очень хорошо согласуется с описанной выше гомотермией, и возникает как следствие одной и той же общей причины. Летние условия кислородного режима являются очень хорошими; кислород почти всегда имеется в максимуме; зимний же дефицит играет роль фактора «минимума», ограничивающего годовую продукцию биомассы - в том числе рыбы. Виднейшую роль в обогащении озерных вод кислородом в летнее время играют процессы фотосинтеза - как со стороны фитопланктона, чрезвычайно богатого протококковыми водорослями (вызывающими, как правило, мутность воды в течение всего лета), так и со стороны

макрофитных ассоциаций, главным образом рдестов, распространенных по всему озеру. Высокая подвижность вод озера под влиянием ветров и ветровых течений способствует быстрому выравниванию содержания O_2 во всех слоях, в том случае, если начинают намечаться какие-нибудь различия; однако в некоторых случаях движение воды в озере под влиянием ветра само вызывает некоторые характерные явления в распределении O_2 . Окислительные процессы в илу являются в условиях озера Неро очень мощным фактором потребления O_2 ; однако летом этот процесс в общем полностью компенсируется за счет O_2 , поступающего из атмосферы и выделяющегося при фотосинтезе; лишь в условиях подледного режима потребление O_2 дном дает очень сильный эффект» (цитировано по Бикбулатов и др., 2003). Подробно изучался кислородный режим в комплексном исследовании озера в 1987-89 гг. ИБВВ РАН. Было показано быстрое наступление кислородного голодания в водоеме, до образования сероводорода в конце зимы, подчеркнута важность одновременного отбор проб на содержание кислорода, подвижность суточного режима содержания кислорода, высказана гипотеза о связи между развитием макрофитов “тарнавы” местное название рдестов и зимними заморами (Бикбулатов и др., 2003).

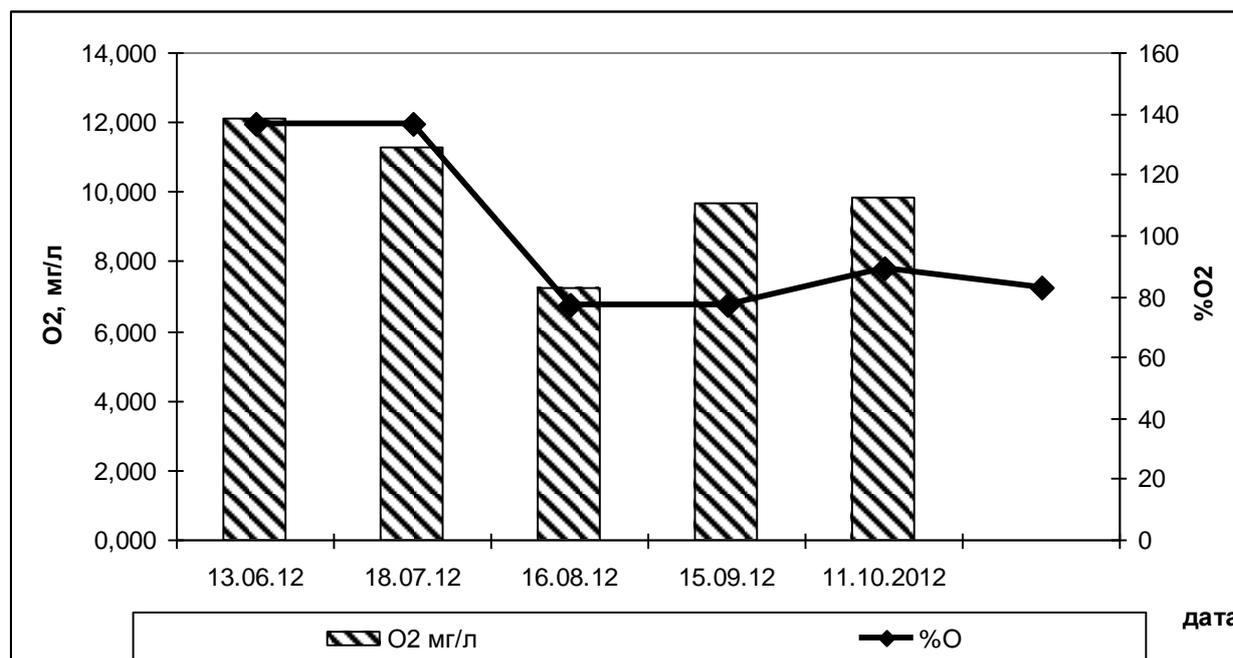


Рис. II.3. Содержание (мг/л) и насыщение воды кислородом (%) в воде озера Неро, усредненное по станциям отбора проб 2012 г.

Результаты наблюдений за содержанием кислорода в воде оз. Неро отображены на рисунке II.2 и в приложении 1. В июне и июле концентрации кислорода как в абсолютных, так и относительных единицах измерения были велики, достигая в среднем 130 – 135%), в августе показатели резко снижались не превышая 77% насыщения, в

сентябре – октябре абсолютное содержание кислорода возрастало вследствие понижения температуры воды, относительное же не достигало полного насыщения.

Для показателей кислорода в водоеме в целом характерны сезонные изменения. Разбросы значений концентрации кислорода в озере значительны. На рисунке П.4 приведены усреднённые значения и ошибка среднего насыщенности воды кислородом за 2005-2009 гг. и распределение показателей в 2010 и 2011 гг.

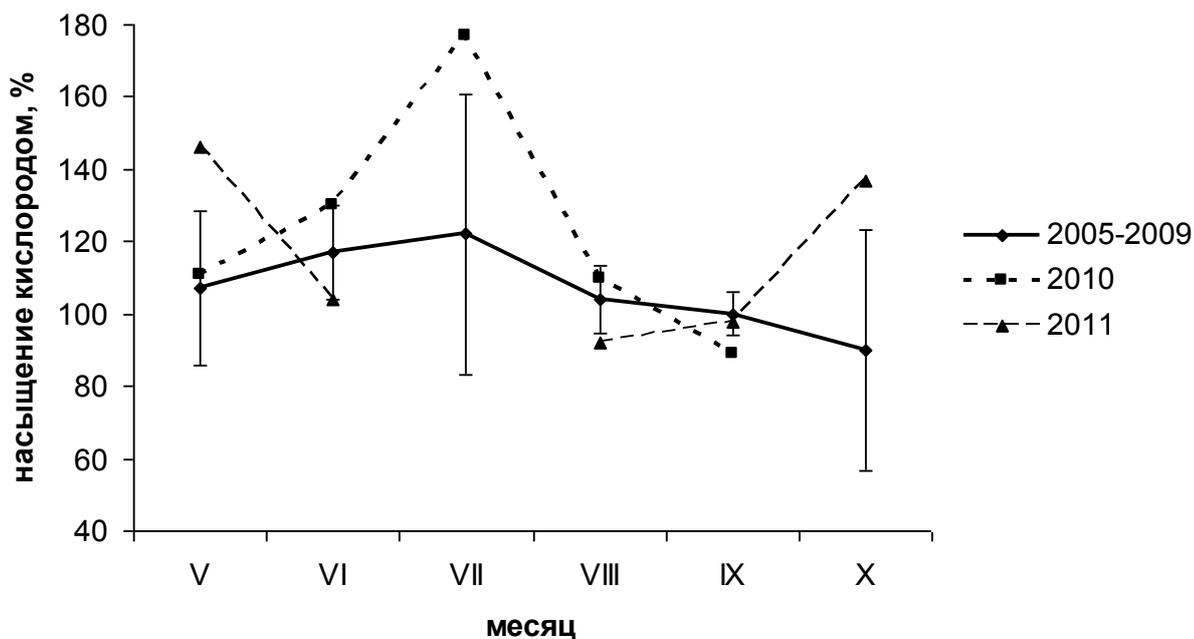


Рис. П.4. Динамика показателей насыщенности кислородом в периоды наблюдений (май-октябрь 2005-2011 гг.).

В наших исследованиях прошлых лет было показано флуктуации за пределы варьирования среднестатистических значений содержания кислорода в июле 2010 г. и октябре 2011 г. Была высказана гипотеза о разбалансировке продукционно-деструкционных процессов. Результаты, полученные в 2012 г., укладываются в широкий размах значений, характерный для июня-июля и несколько ниже значений августа и сентября (Рис. П.3., П.4.). Столь резкое снижение насыщенности воды кислородом в августе мы наблюдаем уже не первый год. Причиной может быть отмирание водорослей и макрофитов. Возможно влияние снижения уровня воды в августе 2010-12 гг. (Приложение 2) за счет сброса через плотину, что вызывает перемешивание водной толщи. Более низкие значения содержания кислорода осенью в целом характерны для водоема за счет снижения процессов продуцирования органического вещества водорослями и роста потребления кислорода на окисление органического вещества (Бикбулатов и др., 2003).

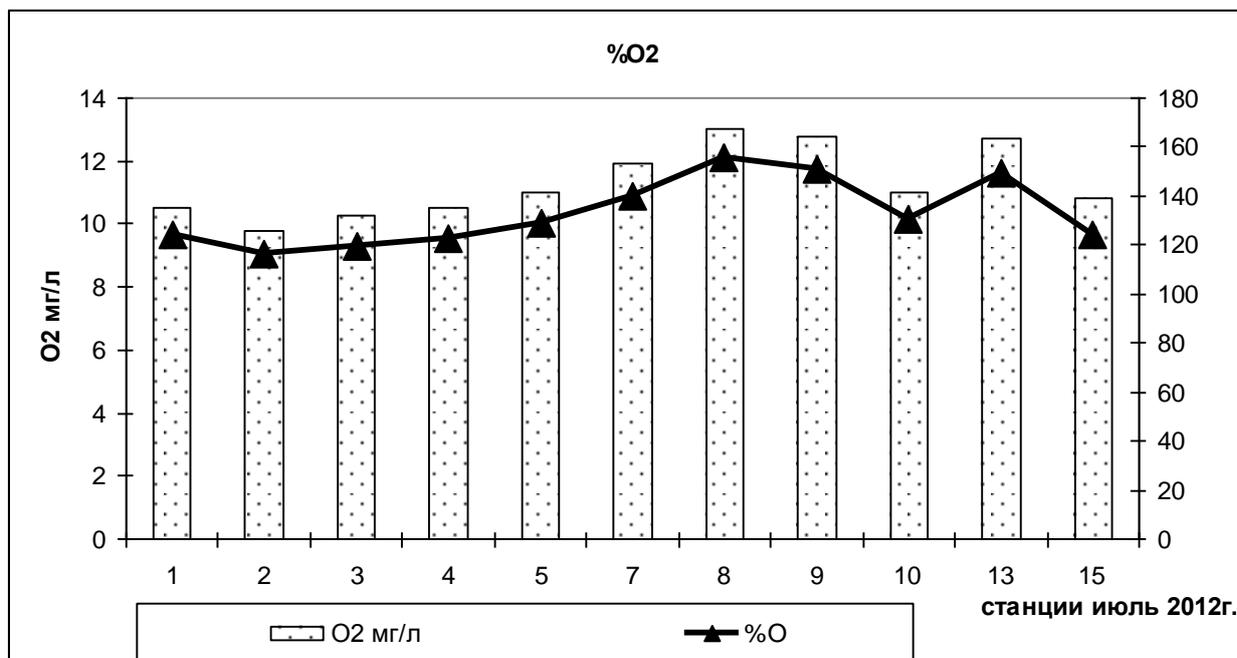


Рис. П.5. Содержание (мг/л) и насыщение воды кислородом (%) по отдельным станциям в июле 2012 г.

Пространственное распределение кислорода по отдельным станциям в июле 2012 г. представлено на Рис. П.5. На всех станциях содержание кислорода было высоко как по абсолютным, так и относительным показателям, отражая высокие скорости продукционных процессов. Наибольшие концентрации были характерны для станций заросших макрофитами (ст. 8, 9, 13 на рис. П.5., рис. I.1). Данное пространственное распределение содержания кислорода в воде отражает благоприятные условия для обитания гидробионтов.

В целом содержание кислорода в летне-осенние месяцы в озере Неро в 2012 г. отвечало основным тенденциям, характерным для этого гипертрофного водоема. Высокое, до перенасыщения содержание кислорода в июне – июле и спад в осенние месяцы. Особенностью следует считать резкое снижение содержания кислорода в августе. В последние три года нами уже был отмечен факт понижения содержания кислорода в воде оз. Неро. Вопрос требует дальнейшего разрешения. В качестве гипотез выдвинуты – отмирание водорослей и большой объем сброса воды через плотину в августе месяце в последние три года.

Биогенные элементы

Растворенные формы аммонийного и нитратного азота

К биогенным веществам относятся соединения кремния, азота, фосфора и железа. Обеспеченность азотом и фосфором оказывает определяющее влияние на развитие и фотосинтез фитопланктона.

В многолетней динамике ряда абиотических показателей оз. Неро с конца 1980-х гг. по 2008 г. наблюдается тенденция к увеличению в воде концентраций нитратного азота и минерального фосфора и снижению значений прозрачности на фоне повышения среднего уровня воды. Отмеченная тенденция увеличения концентраций минерального фосфора и нитратного азота в воде оз. Неро в последние годы должна рассматриваться как негативный процесс, усиливающий первичное продуцирование органического вещества. Важнейшей задачей является выяснение природы данного повышения, определение источника дополнительного поступления данных веществ.

Динамика содержания аммонийного и нитратного азота в воде озера Неро в 2012 г. представлена на рисунке II.6.

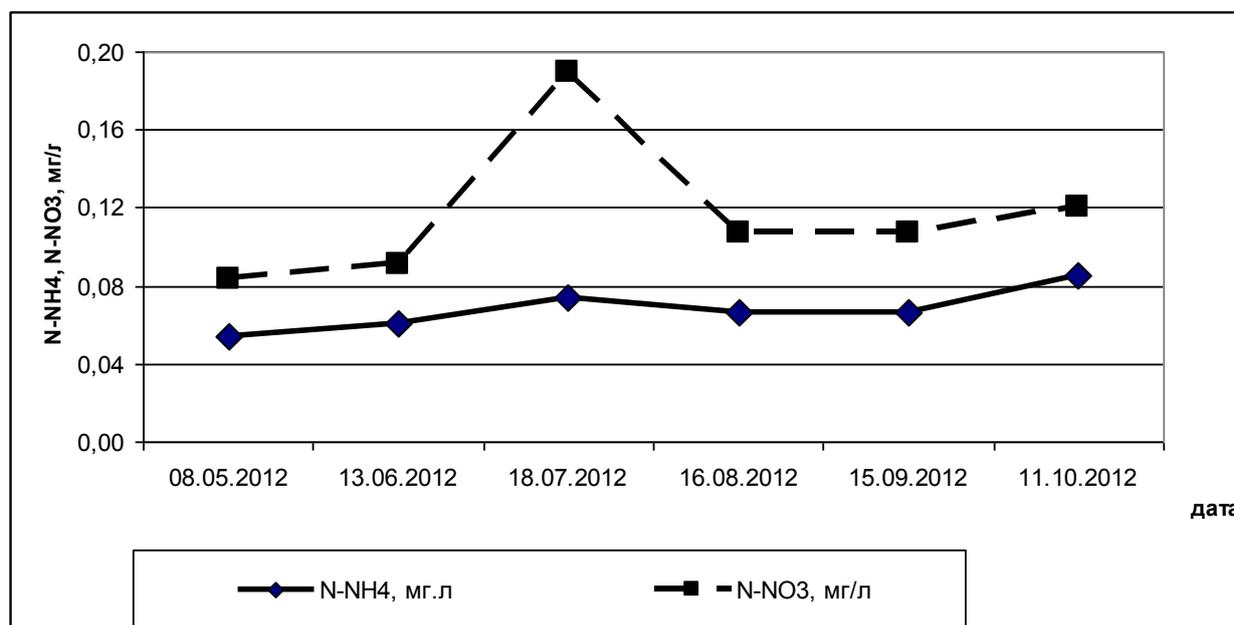


Рис. II.6. Содержание аммонийного (N-NH₄) и нитратного (N-NO₃) азота (мг/л) в воде озера Неро, усредненное по станциям отбора проб 2012 г.

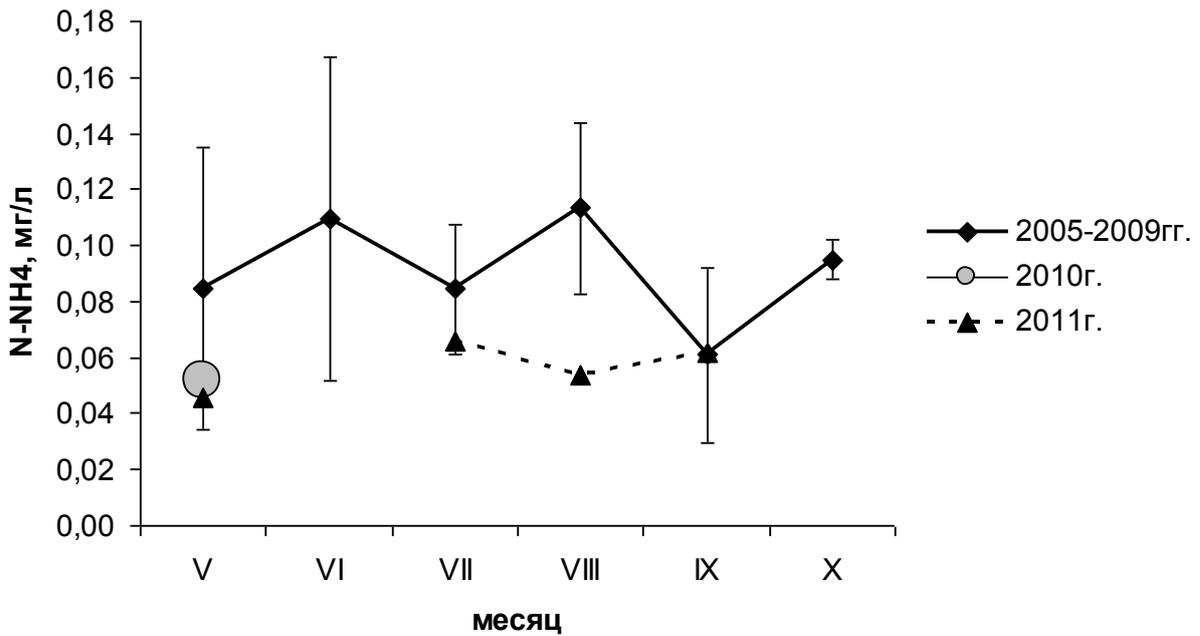


Рис. П.7. Динамика показателей концентраций аммонийного азота в периоды наблюдений (май-октябрь 2005-2011 гг.)

На рисунке П.7. приведены усреднённые значения и ошибка среднего концентраций аммонийного азота за 2005-2009 гг. В наших наблюдениях 2012 г. можно говорить о концентрациях аммонийного азота не выше средних величин для данного периода и в пределах величин, отмечаемых в 2010-11 гг.

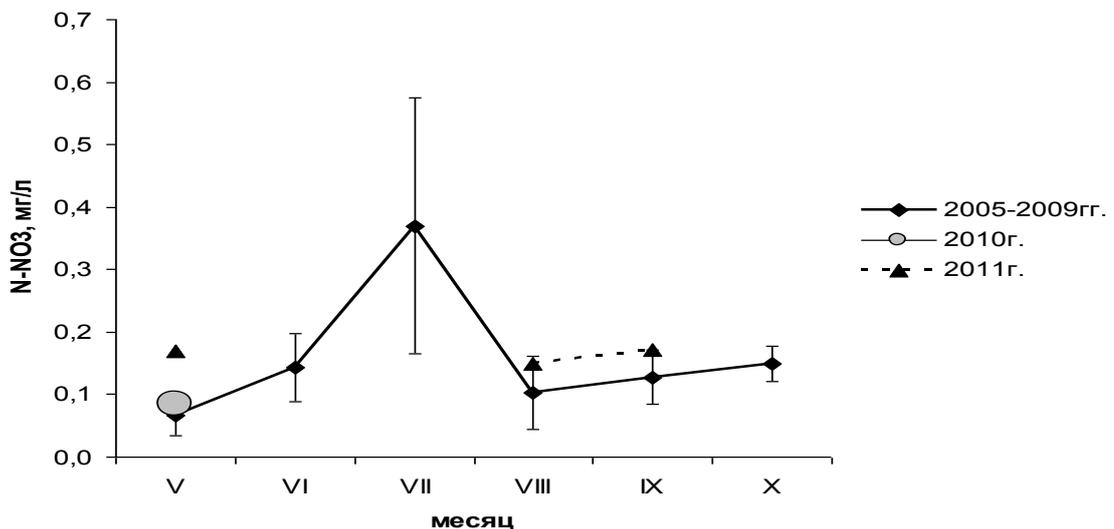


Рис. П.8. Динамика показателей концентраций нитратного азота в периоды наблюдений (май-октябрь 2005-2011 гг.)

На рисунке Рис. П.8. приведены усреднённые значения и ошибка среднего концентраций нитратного азота за 2005-2009 гг. Максимальные значения исследуемого параметра достигали 0,4 мг/л, что характерно для эвтрофных водоемов. В наших

наблюдениях 2012 г. можно говорить о концентрациях нитратного азота в пределах нижних границ характерного диапазона.

Таким образом, содержание как аммонийного, так и нитратного азота не превышало концентраций характерных для периода наблюдений 2005-11 гг., концентрации последнего были даже несколько ниже средних величин, что можно отметить как положительную тенденцию.

Растворенный и общий фосфор

Выделяют до 8 взаимосвязанных между собой фракций, формирующих общий фонд фосфора в водоеме. В наиболее общем виде они могут трактоваться как растворённый и взвешенный фосфор. Биологически доступный фосфор включает органический растворённый фосфор, коллоидальный фосфор и ортофосфаты. Основная масса общего фосфора в водоёме существует в виде взвешенной органической фракции. Во многих системах неорганические соединения фосфора часто составляют менее 10% от общего содержания фосфора. Подавляющее число озёр мира лимитировано по фосфору. Это удалось выяснить при изучении и разработке методов восстановления Великих озёр Америки. В озере Эри в 1973-1974 гг. за уменьшение количества фитопланктона на 50 % было ответственным снижение содержания общего фосфора.

В наших исследованиях 2004-2008 гг. концентрации минерального фосфора ($P-PO_4^{3-}$) с марта по октябрь варьировали в пределах 0,004-0,42 мг/л. Среднее значение за период открытой воды (с апреля по октябрь) составило $0,033 \pm 0,003$ мг/л. Значения попадают в пределы 0,02–0,05 мг/л, указываемые как достаточные для развития фитопланктона. Говорить о лимитировании не приходится. О чем свидетельствует и содержание общего фосфора: с марта по октябрь 2004-2008 гг. оно изменялось от 0,023 до 0,83 мг/л. В среднем, за период открытой воды, составив $0,113 \pm 0,005$ мг/л, что соответствует высокотрофным водоемам.

Результаты наблюдений 2012 г. представлены на рисунке II.9.

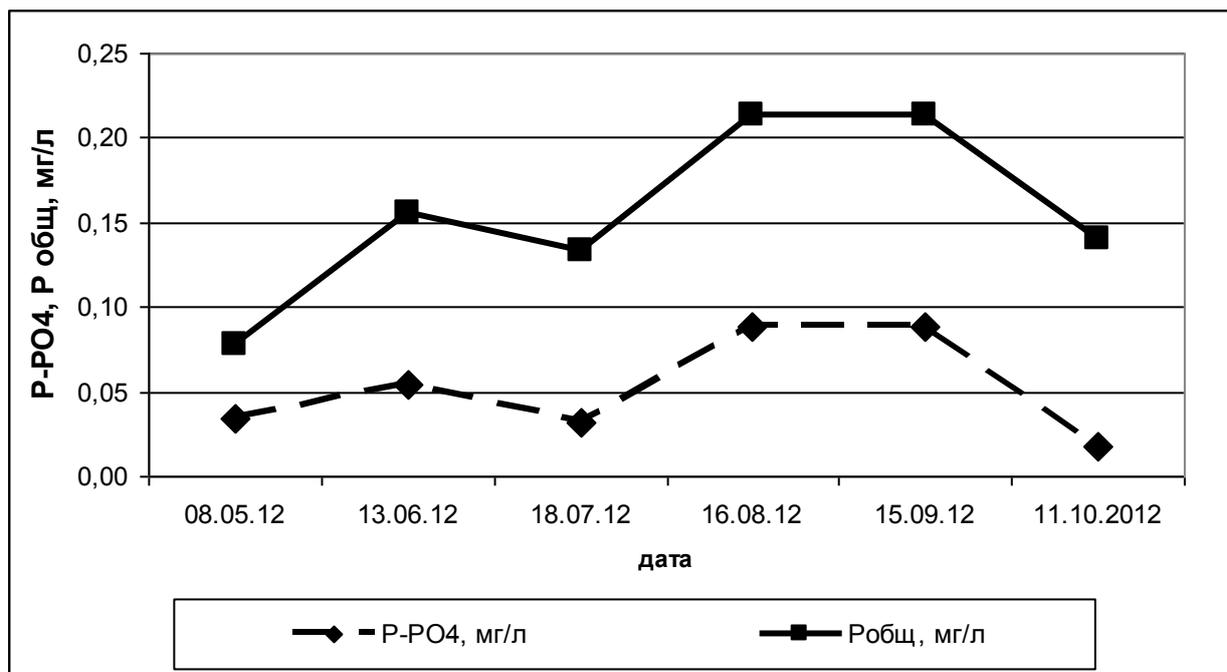


Рис. П.9. Содержание фосфатного (P-PO₄) и общего (Робщ) фосфора (мг/л) в воде озера Неро, усредненное по станциям отбора проб 2012 г.

На рисунке П.10. приведены усреднённые значения и ошибка среднего концентраций фосфатного фосфора за 2005-2009 гг. Максимальные значения исследуемого параметра достигали 0,1 мг/л, что характерно для эвтрофных водоемов (Vollenweider, 1989), в среднем же колебались в пределах 0,04 мг/л, что свидетельствует об отсутствии лимитирования развития водорослей по фосфатному фосфору в большем числе наблюдений на водоеме. В наблюдениях 2012 г., можно говорить о концентрациях фосфатного фосфора выше обычных величин в августе и сентябре. На рисунке П.11. приведены усреднённые значения и ошибка среднего концентраций общего фосфора за 2005-2009 гг. Максимальные значения исследуемого параметра достигали 0,18 мг/л, что характерно для эвтрофных водоемов (Vollenweider, 1989). В наших наблюдениях 2012 г., можно говорить о большом превышении обычных величин концентраций общего фосфора за все месяцы, значения были сопоставимы с максимальными. В целом концентрации как минерального, так и общего фосфора в 2012 г. были выше обычных, последний находился в пределах максимальных величин, отмечаемых для водоема в 2005-11 гг.

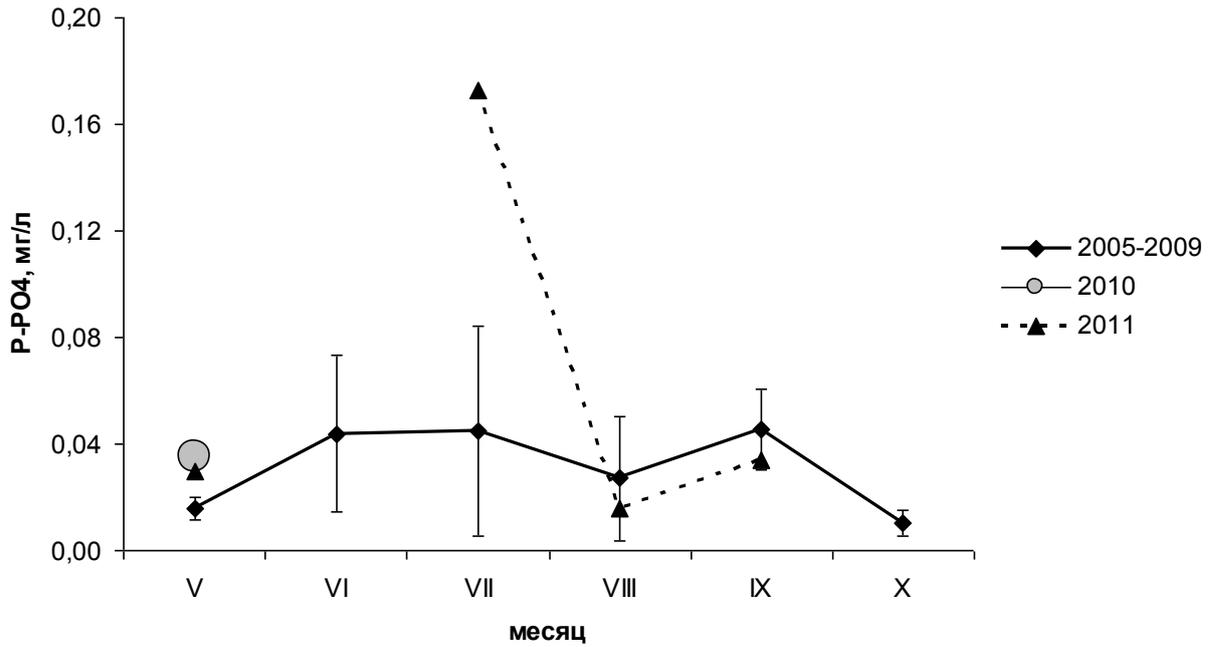


Рис. П.10. Динамика показателей концентраций фосфатного фосфора в периоды наблюдений (май-октябрь 2005-2011 гг.)

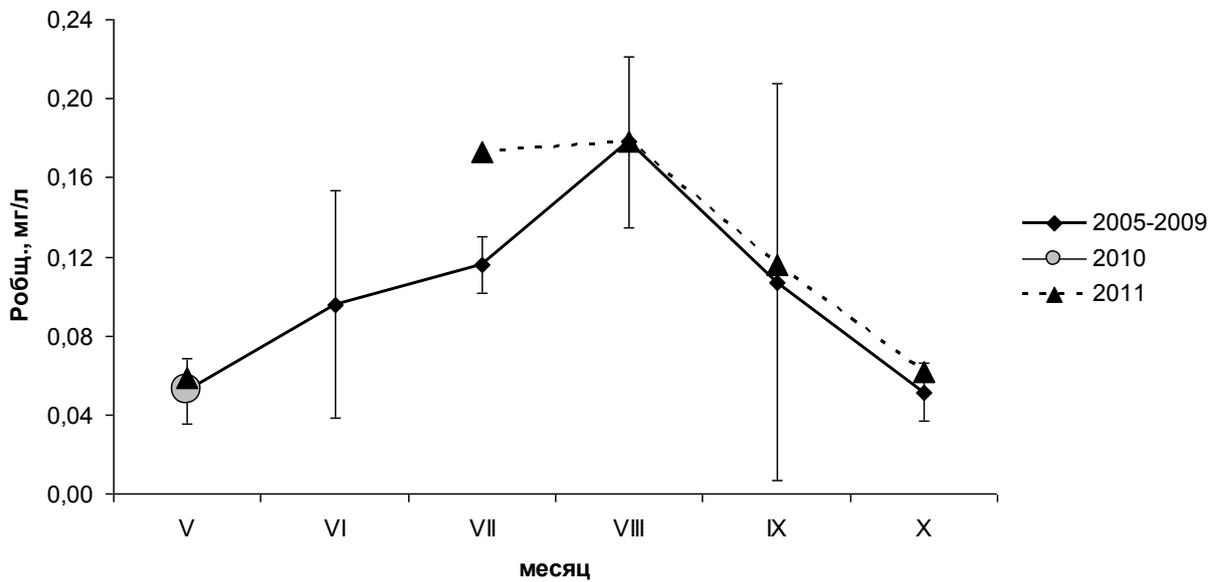


Рис. П.11. Динамика показателей концентраций общего фосфора в периоды наблюдений (май-октябрь 2005-2011 гг.)

Таблица П.1.

Содержание биогенных элементов (мг/л), прозрачность воды по диску Секки S (м), в оз.

Неро в межгодовой динамике (числитель: среднее значение \pm ошибка среднего;
знаменатель: пределы варьирования)

Период (VI-IX)	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	P _{общ.}	S
1999- 2004	$0,166 \pm 0,02$ $\overline{0,02-0,29}$	$0,056 \pm 0,006$ $\overline{0,0003-0,17}$	$0,015 \pm 0,003$ $\overline{0,0001-0,07}$	$0,089 \pm 0,02$ $\overline{0,017-0,176}$	$0,400 \pm 0,01$ $\overline{0,2-0,6}$
2005- 2007	$0,090 \pm 0,01$ $\overline{0,03-0,21}$	$0,130 \pm 0,016$ $\overline{0,045-0,24}$	$0,030 \pm 0,009$ $\overline{0,004-0,085}$	$0,130 \pm 0,012$ $\overline{0,06-0,19}$	$0,330 \pm 0,02$ $\overline{0,28-0,5}$
2009- 12	$0,07 \pm 0,008$ $\overline{0,05-0,08}$	$0,104 \pm 0,06$ $\overline{0,06-0,19}$	$0,041 \pm 0,02$ $\overline{0,001-0,08}$	$0,127 \pm 0,04$ $\overline{0,07-0,18}$	$0,36 \pm 0,12$ $\overline{0,2-0,6}$
2012	$0,076 \pm 0,004$ $\overline{0,07-0,08}$	$0,14 \pm 0,04$ $\overline{0,11-0,19}$	$0,063 \pm 0,02$ $\overline{0,04-0,08}$	$0,156 \pm 0,02$ $\overline{0,14-0,18}$	$0,38 \pm 0,12$ $\overline{0,2-0,5}$

Суммируя результаты 2012 г. и предшествующих наблюдений (Таблица П.1.) прежде всего, необходимо отметить, что по содержанию биогенных элементов показатели этого года соотносятся с периодом после 2005 г. Аммонийный азот остается в концентрациях несколько ниже, нитратный азот выше значений, характерных для 1999-2004 г. Фосфатный фосфор и общий фосфор характеризуется максимальными величинами, отмеченными после 2005 г. и они значимо выше относительно периода 1999-2004 гг. Прозрачность воды сопоставима для всех лет наблюдений 1999-2012 гг. По содержанию кислорода в 2012 г. отмечено резкое снижение в августе-сентябре относительно других лет наблюдений.

Анализ многолетних данных уровней воды в оз. Неро, стоков р. Сара и количества осадков

Климатическая характеристика бассейна. Климат территории, в пределах которой расположен бассейн озера Неро, умеренно континентальный. Своеобразное географическое расположение бассейна способствует достаточно большим скоростям ветра. Среднегодовая температура воздуха в бассейне озера составляет $3,4^{\circ}\text{C}$. Самый теплый месяц – июль со среднемесячной температурой $20,2^{\circ}\text{C}$, наиболее холодные – январь и февраль, со средними температурами соответственно – 18°C и $10,8^{\circ}\text{C}$. Продолжительность периода с положительными температурами 242 дня. В зависимости от климатических условий года сезонный ход метеорологических характеристик может существенно изменяться.

Среднегодовое количество осадков на зеркало озера по метеостанции «Ростов» за период с 1926 по 2011 г. составляет 548 мм с колебаниями от 337 и 350 мм в маловодных 1938 и 1972 годах до 732 и 778 мм в 2003 и 1991 г. При этом, за период инструментальных наблюдений наметился систематический рост осадков. Период с наиболее высоким количеством осадков (620 мм/год) наблюдался в последние 20 лет прошлого века с 1978 по 2000 г. (Рис. II.12).

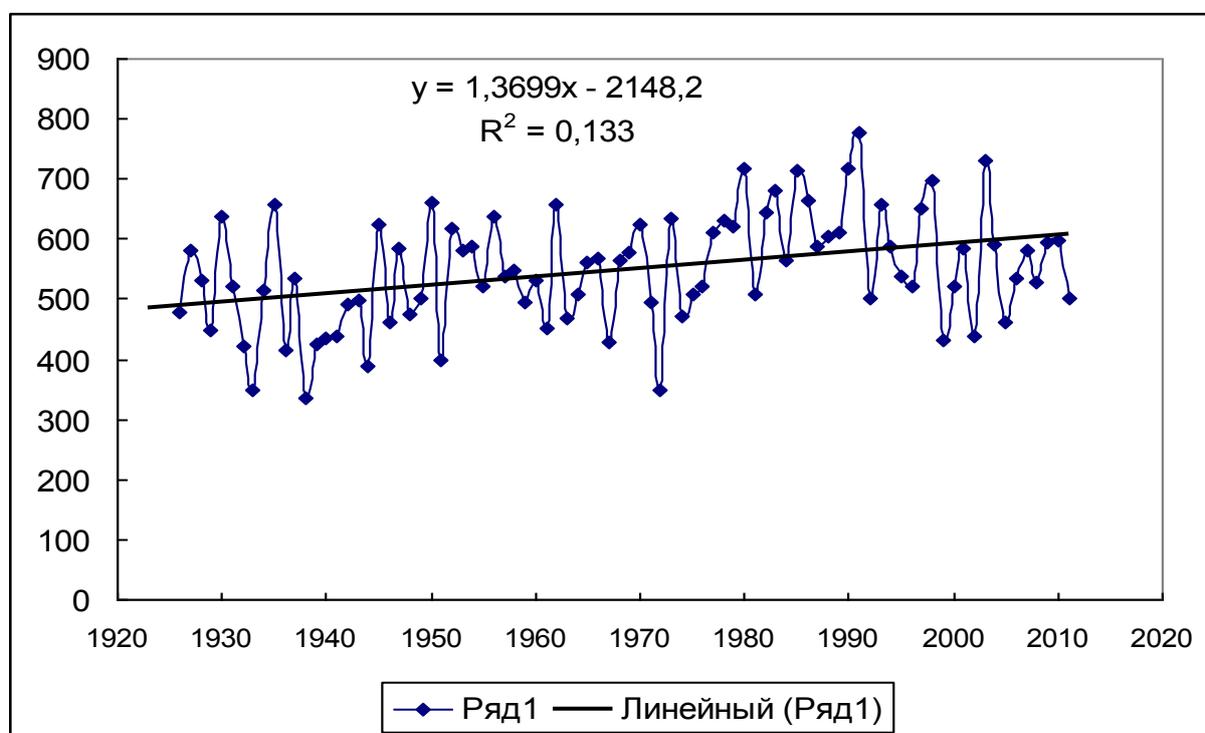


Рис. II.12. Среднегодовые осадки на метеостанции «Ростов»

Наряду с общим ростом количества осадков за период инструментальных наблюдений отмечается длиннопериодная изменчивость, обусловленная климатическими факторами. Это изменчивость с периодами около 30 лет. С 1940 г. по 1955 г. наблюдался рост осадков. Затем до 1972 г. понижение среднегодового количества осадков и с 1972 г. до 1997 г. вновь увеличение количества осадков (Рис. II.13). С 1998 г. по 2011 г. количество осадков находилось близко к средней многолетней величине с незначительными колебаниями. Исключение составляют 2003 г., когда количество выпавших осадков (732 мм) было близко к максимальной величине, маловодные 1999 и 2002 гг., когда количество осадков было меньше средней величины (432 и 438мм). Среднее количество осадков за 1999-2011 гг. составило 546 мм, что соответствует среднему количеству за весь период инструментальных наблюдений таблица II.2.

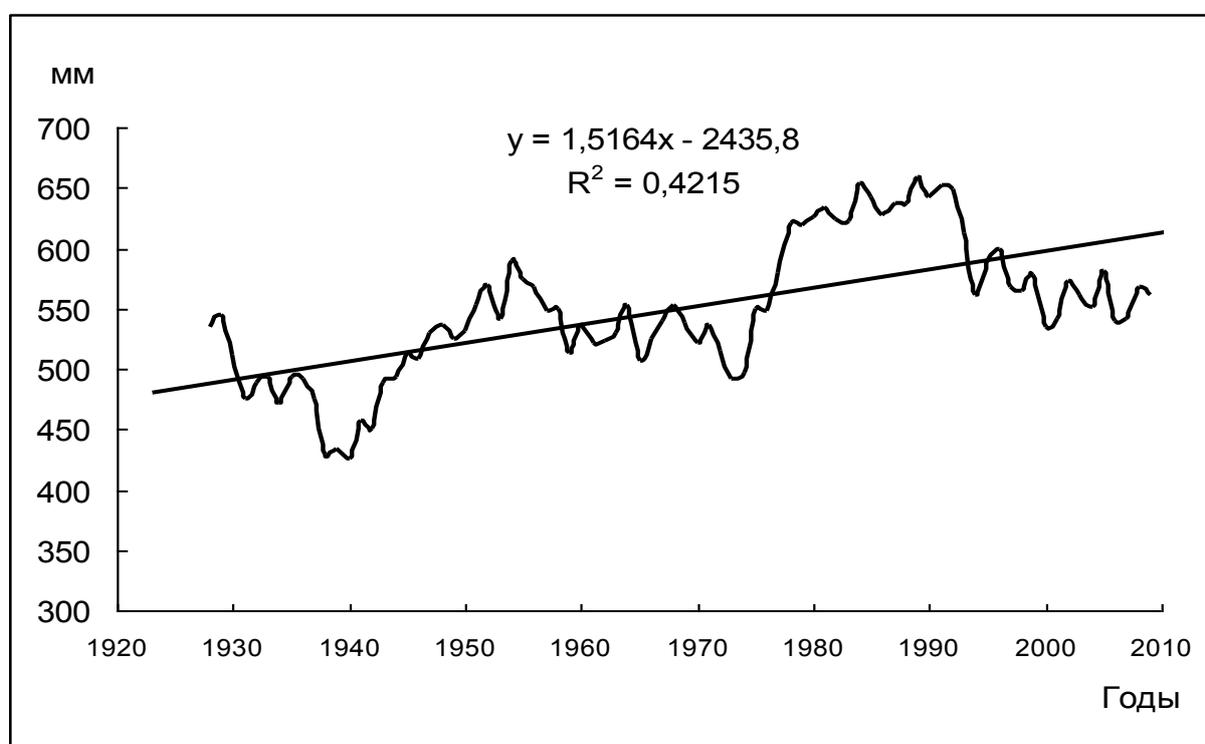


Рис. II.13. Среднегодовые осадки на метеостанции «Ростов» сглаженные данные с периодом 5 лет.

Испарение с поверхности озера в зависимости от климатических условий года может существенно изменяться. В сухие и теплые годы может превышать количество выпавших осадков на зеркало озера в 2,4 раза.

Среднегодовое количество осадков на акваторию озера по данным метеостанции «Ростов»

Год	Осадки,мм	Км ³
1999	432	0,025
2000	523	0,030
2001	584	0,034
2002	438	0,025
2003	732	0,042
2004	590	0,034
2005	462	0,027
2006	536	0,031
2007	585	0,034
2008	529	0,031
2009	595	0,034
2010	598	0,034
2011	500	0,029
среднее	546	0,031

Анализ 50-летнего ряда температуры воздуха на территории Ярославской области показал устойчивое ее повышение в период глобального потепления, официальное начало которого принято с 1976 г. Наиболее интенсивное повышение температуры отмечалось в зимний период и составило 1,7°С.

Уровень. Сезонный ход уровня в озере типичен для озер средней полосы. Весенний подъем начинается в третьей декаде марта. Наибольших отметок уровень достигает при прохождении пика весеннего половодья на реках (в конце апреля – начале мая). Интенсивность подъема уровня в апреле может достигать 10-20 см /сутки. Максимальный уровень держится в течение 2-3 дней, а затем начинает постепенно понижаться.

За период регулярных наблюдений экстремально высокие уровни в озере наблюдались в многоводном 1955 г. и в 1995 г. с отметками 96,27 и 96,39 мБС. Экстремально низкие уровни в эти же годы были 93,09 и 93,59 мБС, соответственно. Отсюда максимальная амплитуда в разности уровней составила 3,18 и 2,80 м. В средние по водности годы амплитуда колебаний уровня составляет 1,0-1,3 м. В годы с большим количеством осадков в летне-осенний период в сезонном ходе уровня может наблюдаться два пика – весенний и осенний (Бикбулатов и др., 2003). За период с 1930 по 2011 г. амплитуда среднегодовых уровней составила 0,80м.

В многолетнем ходе уровня озера наблюдалось два четко выраженных периода – с 1930 по 1976 г., когда наблюдалась тенденция к его понижению, отрицательный линейный тренд. Второй период с 1976 г. по настоящее время с положительным линейным трендом

(Рис. П.14.). Второй период совпал с официально отмеченным периодом глобального потепления с 1976 г.

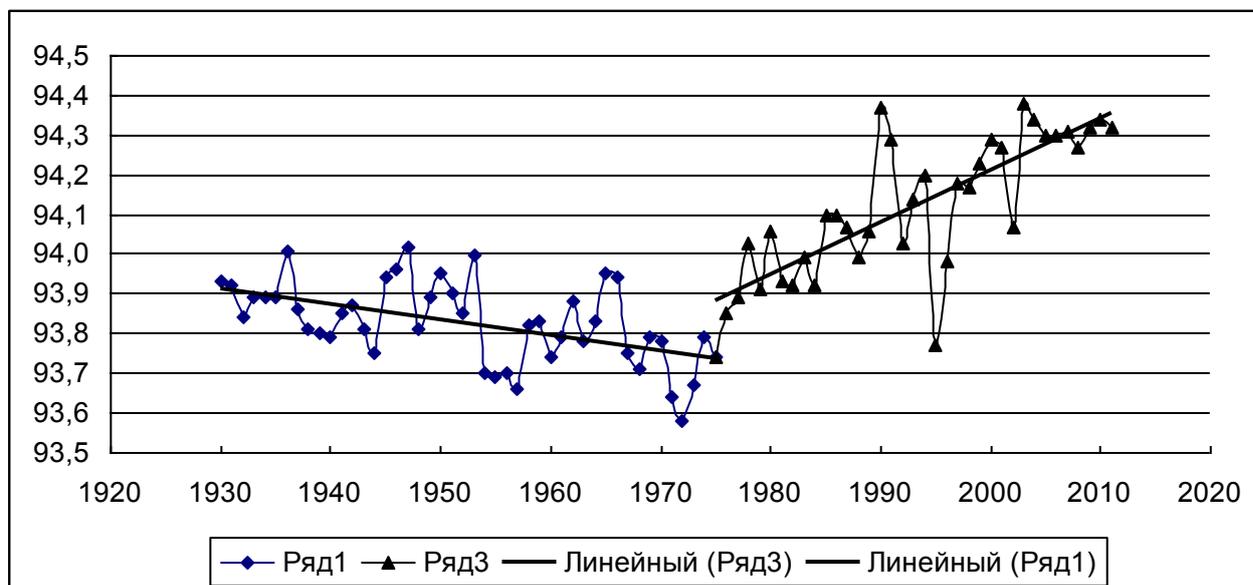


Рис. П.14. Линейный тренд уровня в озере Неро: ряд 1 до потепления период 1930-1975 гг.; ряд 3 в период потепления 1976-2011 гг.

Наряду с изменениями уровня, обусловленными глобальным потеплением в изменениях уровня озера наблюдаются колебания, обусловленные климатическими факторами. Наиболее четко эти колебания проявляются в период до потепления (Рис. П.15).

Максимальный среднегодовой уровень за период с 1999 по 2011 гг. наблюдался в 2003 г. с отметкой 94,38 мБС, в год с максимальным количеством осадков, минимальный в маловодном 2002 г. с отметкой 94,07 мБС. Таким образом, амплитуда среднегодовых уровней составляла только 0,31м. В тоже время амплитуда среднемесячных уровней изменялась от 0,51м в 2006 г. до 1,26м в 1999 г. Максимальный среднемесячный уровень наблюдался в апреле 1999 г. и достигал отметки 95,08 мБС, а наименьший – 93,80 в сентябре 2002 г. В 2012 г. уже к 1 мая уровень в озере достиг отметки 95,44м., т.е. был близок к максимальным отметкам.

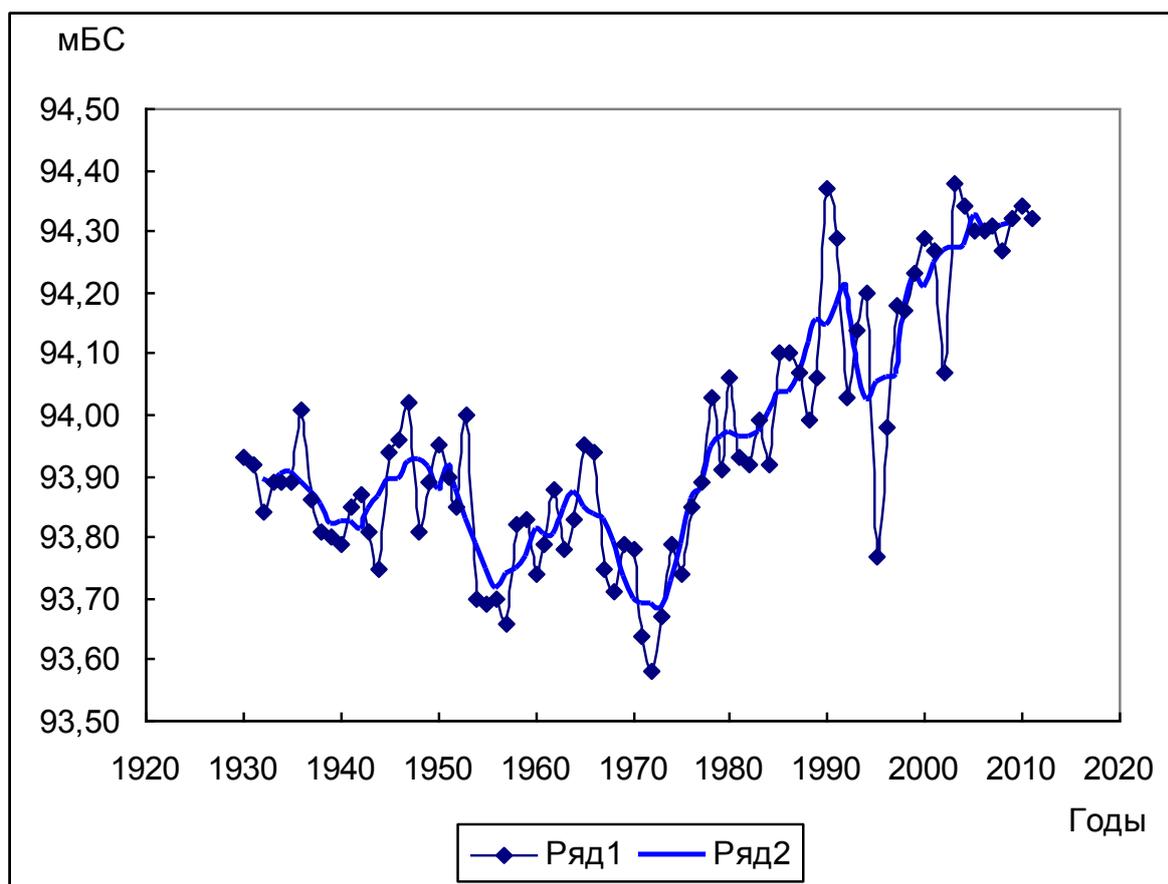


Рис. 11.15. Среднегодовые колебания уровня озера Неро (ряд 1), (ряд2) сглаженные с периодом 5 лет.

В большинстве случаев максимальный среднемесячный уровень наблюдается в апреле, реже в мае (Таблица 11.3.). В июне уровень уже понижается, что очевидно связано со сбросом воды через плотину. Понижение среднемесячного уровня от мая к июню изменяется от 13 до 57 см, что определяется характером весны и интенсивностью половодья и антропогенными факторами (регулированием уровня). В тоже время разница между максимальным среднемесячным уровнем и уровнем в июне составляет 36-85см. Как правило, минимальные уровни наблюдаются в августе – сентябре. В октябре – декабре за счет осенних осадков в 2003, 2007, 2009, 2010 гг. среднемесячный уровень воды вновь повышается на 8-30см.

На фоне сезонных колебаний уровня озера в период действия сильных ветров в водоеме могут возникать кратковременные сгонно-нагонные явления приводящие к повышению или понижению уровня воды в отдельных участках озера (Бикбулатов и др., 2003).

Среднемесячные уровни воды в озере Неро (1999 – 2012 гг.)

год	месяц											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1999	145	142	150	236	187	151	142	128	110	122	142	160
2000	174	180	169	202	192	145	140	148	134	118	134	154
2001	159	170	176	223	194	146	115	115	122	136	148	152
2002	149	147	147	174	144	109	116	109	108	129	145	143
2003	149	158	167	203	211	156	142	149	188	166	150	157
2004	166	176	183	225	199	146	143	128	131	131	154	160
2005	162	163	135	203	207	167	156	130	140	147	137	144
2006	152	150	146	186	189	168	151	150	155	138	146	159
2007	173	188	192	179	151	138	136	143	151	158	154	148
2008	143	144	155	211	173	149	154	155	143	139	143	155
2009	155	155	154	170	198	162	147	140	144	162	174	163
2010	149	143	139	224	208	187	147	116	145	159	170	162
2011	150	145	145	200	219	172	155	139	147	151	148	151
2012	154	148	144	192	231	180	147	130	138	158	-	-
средний	156	159	158	199	194	156	142	135	140	144	150	154
мин	143	143	135	170	173	109	115	109	108	118	134	143
макс	174	188	192	236	231	187	156	155	188	166	174	163

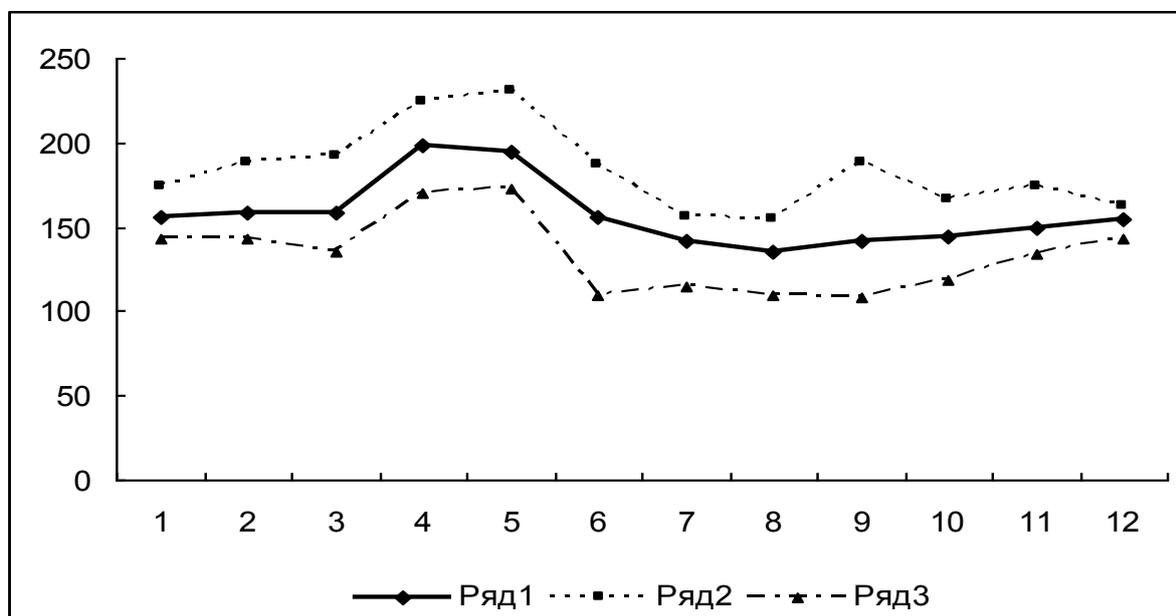


Рис. П.16. Рис.5. Уровни воды озере Неро за 1999- 2012 гг. Ряд 1 – среднемесячные значения, ряд 2 – максимальные месячные значения, ряд 3 – минимальные месячные значения.

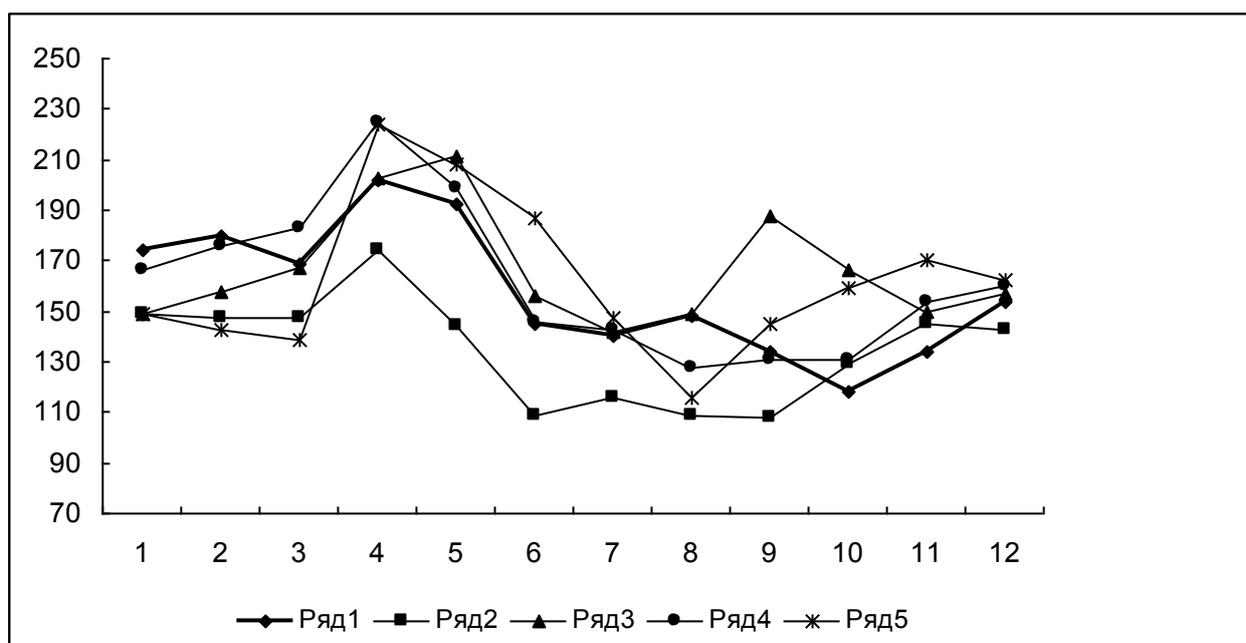


Рис. II.17. Среднемесячные уровни воды в озере Неро: ряд 1 – 2000 г., близкий по водности к среднему; ряд 2 – 2002 г. маловодный; ряд 3,4,5 - в годы по водности выше среднего 2003, 2004, 2010.

В январе 2012 г. среднемесячный уровень в озере был равен среднему за период 1999-2012 гг. В марте он понизился на 10см. Наполнение озера началось в апреле и среднемесячный уровень повысился на 0,48м. В мае среднемесячный уровень достиг максимальной отметки за 13 лет 21 века (95,03 мБС). В июне он был на 0,24м выше средней величины за 13 лет. Дальнейшие его изменения были близки к средним многолетним.

Водный баланс и водообмен. Приходная часть водного баланса озера Неро складывается из притока р. Сары и притока 20 небольших рек и ручьев. Общая площадь водосбора р. Сара составляет около 63%: площади водосбора озера. Площадь водосбора в створе измерения расходов (пгт. Петровское) 42% общей площади водосбора (Отчет Тасис, 1999). Доля весеннего стока р. Сара около 42%, летне-осеннего – 30%, зимнего – 19%. В разные по водности годы распределение стока реки может существенно изменяться (таблица II.3.). По данным В.Л. Рохмистрова (Рохмистров, 1970) поверхностный приток в озеро 70,5%, подземный 21,2% и осадки на зеркало 8,3%. расход воды из озера осуществляется через р. Вексу (92,6%) и испарение (7,4%) от суммы расхода.

Исходя из отчета Тасис (Отчет Тасис, 1999), существенный объем притока грунтовых вод маловероятен в виду мощного отложения сапропеля имеющего низкую проницаемость. В виду этого при оценке водного баланса приток через ложе озера не учитывался.

Средний годовой расход р. Сара за 1981-1998 гг. был $9,29\text{м}^3/\text{с}$ (данные приведены по Отчет Tasis, 1999). Средний годовой расход р. Сара за 1999-2011 гг. равен $3,41\text{м}^3/\text{с}$ (табл. II.4.). Суммарный годовой поверхностный приток за 1999-2011 г. составил $0,235\text{км}^3/\text{с}$ с изменениями от $0,195\text{ км}^3$ в маловодном 2002 году до $0,276\text{ км}^3$ в 2011 г. с водностью выше средней. За период 1999-2011 гг. с водностью выше средней было 7 лет и 6 лет с водностью ниже средней. Среднее количество осадков на поверхность озера за год в среднем 546 мм, что составляет около 9% от притока в озеро. Осадки практически равны испарению, что позволяет их не рассматривать. В связи с изложенным водный баланс озера практически определяется притоком и стоком из озера. Изменение среднегодовых объемов озера говорит о накоплении или расходе воды между двумя рассматриваемыми годами (табл. II.4.).

Таблица II.4.

Среднегодовые расходы воды р. Сара - ПГТ Петровское, объем притока в озеро Неро и среднегодовой объем озера

Год наблюдений	Средний расход р. Сара, $\text{м}^3/\text{с}$	Объем притока р. Сара за год, км^3	Суммарный приток за год, км^3	Средний за год объем озера, км^3	Средний за год, Кв
1999	3,41	0,108	0,338	0,128	2,0
2000	3,05	0,096	0,300	0,134	1,7
2001	3,34	0,105	0,328	0,132	1,9
2002	2,61	0,0823	0,257	0,113	1,7
2003	3,33	0,105	0,328	0,142	1,8
2004	3,06	0,096	0,300	0,138	1,7
2005	3,35	0,1056	0,330	0,135	1,8
2006	2,90	0,0914	0,285	0,135	1,6
2007	2,87	0,0905	0,283	0,135	1,6
2008	3,27	0,1031	0,322	0,132	1,9
2009	2,75	0,0867	0,271	0,136	1,5
2010	3,16	0,0996	0,312	0,138	1,7
2011	3,67	0,116	0,362	0,136	2,0
среднее	3,14	0,0988	0,309	0,134	1,8

Вызывают сомнение данные по расходам р. Сара за период с 1981 по 1998 гг. приведенные в отчете Tasis, раздел А 2.3 (Отчет Tasis, 1999). По представленным данным средний расход воды за отмеченный период в Tasis составил $9,46\text{м}^3/\text{с}$, тогда как за 1999 – 2011 гг. по данным ПГТ Петровское только $3,41\text{м}^3/\text{с}$. Сильно различаются между собой по расходам и два соседних года: 1998 и 1999; расходы в эти годы равны соответственно – $9,6$ и $3,41\text{ м}^3/\text{с}$, т.е. разница почти в 2,8 раза. Такое различие в расходах приведет к различиям в водообмене в 2,5-3 раза. В связи с этим, оценка водообмена за период с 1981 по 1998 гг. не проводилась. Данные за этот период требуют уточнения.

Соотношение между уровнем, объемом и площадью поверхности озера Неро

Уровень озера ,м	Объемозера,млн.м ³	Площадь озера, км ²
90,0	2,0	4
91,0	7,0	5
91,5	12,1	15
92,0	21,7	23
92,5	35,6	32
93,0	54,0	41
93,5	77,6	53
94,0	107,0	64
94,5	153,0	78

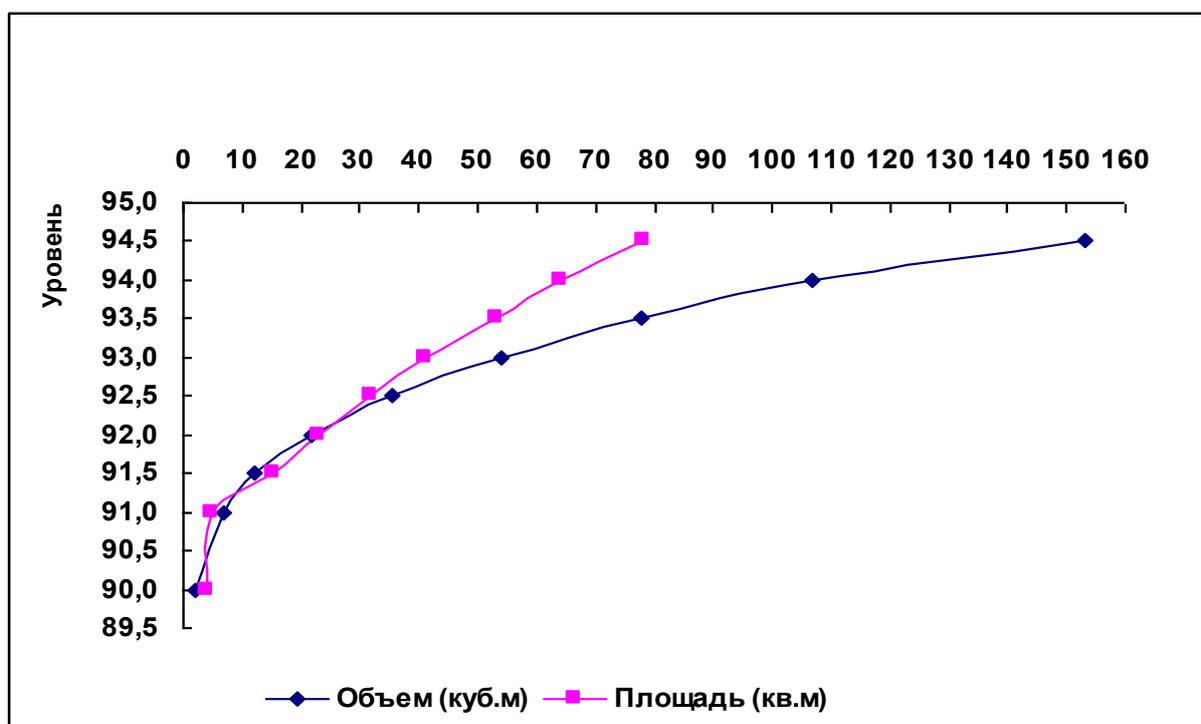


Рис. II.18. Объемная и батиграфическая кривые озера Неро, мл. м³

Объемом притока, стока и объемом озера определяется и водообмен водоема. По данным таблицы II.5 построена объемная и батиграфическая кривые озера. Исходя из таблицы II.4. среднегодовой коэффициент водообмена (K_B) в озере за 1999-2011 гг. равен 1,8, т.е. полный объем озера сменяется за 6,7 месяца или около двух раз в год (табл. II.4.). Существенно изменяется интенсивность водообмена в отдельные месяцы в течение года. Максимальный водообмен отмечается в период весеннего половодья – апреле - мае, коэффициент равен 0,62, т.е. в этот период объем озера меняется больше чем на половину. За 10 месяцев 2012 г. коэффициент водообмена составил 1,4.

III. БИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ

Фитопланктон

Растительные компоненты планктона играют важную роль в круговороте вещества и в газовом режиме, являясь не только структурным элементом экосистемы, но и средообразующим фактором. Поэтому при оценке биологического потенциала озера необходимо иметь объективное представление о фитопланктоне - первом звене трофической цепи водных организмов. Как было показано в исследовании биомассы и продукции планктона оз. Неро 2004 года, на фитопланктон приходится более 80% органического вещества летом и осенью, это ключевое звено планктонного сообщества данного водоема (Состояние ..., 2008).

В целом, фитопланктон озера Неро хорошо изучен в таксономическом отношении. На данный момент выявлено 800 видов водорослей рангом ниже рода (Сиделев, Бабаназарова, 2011). В исследованиях последних трех лет нами было определено еще 6 новых для водоема видов и форм: Отдел Cyanophyta – *Anabaena flos-aquae* f. *intermedia* (Woronich.) Elenk., *Anabaena sphaerica* Born. et Flah.; Отдел Bacillariophyta – *Rhizosolenia eriensis* H. L. Sm.; Отдел Chrysophyta – *Chrysopyxis ascendens* Wisl.; Отдел Euglenophyta – *Trachelomonas conica* Playf., *Euglena mutabilis* Schmitz.

Виды, отмеченные в 2009-2012 гг., в целом, известны для водоема, тем не менее, некоторые из них в последние годы стали проявлять себя как доминанты и субдоминанты фитопланктонного сообщества. Особое внимание обращают на себя инвазийные чужеродные виды термофильных синезелёных водорослей. К ним относятся - *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (*Cylindrospermopsis*), *Anabaena bergii* f. *minor* (Kissel.) Kossinsk. и *Aphanizomenon issatschenkoj* (Issatch.) Pr.–Lavr.

Начиная со второй половины XX века, число чужеродных планктонных водорослей в пресных водах Евразии, а также Северной Америки, значительно возросло. К настоящему времени к ним причисляют около двух десятков видов, относящихся в основном к цианопрокариотам и диатомовым водорослям. Некоторые виды-вселенцы могут вызывать «цветение» воды и относятся к потенциально токсичным (Корнева, 2011). Обнаруженные в наших исследованиях виды встречались и в предыдущие годы. Так, *Anabaenopsis raciborskii* отмечен единично после 2004 года и есть в видовом списке диссертации С.И. Сиделева (2010). В наших исследованиях он дал пик обилия (до 9,8 мг/л, 36,1 % от общей биомассы) в августе 2010 г. на фоне затяжного аномального антициклона с температурами воды выше 26°C. Интересно отметить, что доминирование Анабенопсиса наблюдалось без снижения вегетации планктотрихетового комплекса,

внутри которого произошла перестройка от доминирования *Oscillatoria redekei* к *O. limnetica*, о морфологической вариабельности и сложности идентификации этих видов в оз. Неро мы писали ранее. В 2011 г. нами были отмечены отдельные экземпляры *Anabaenopsis raciborskii*, что свидетельствует о его выживаемости зимой на данных широтах. Впервые этот вид был описан на одном из озёр на о. Ява (Индонезия) в начале XX в. Характерный ареал - стратифицированные озёра тропиков и субтропиков. Он способен синтезировать нейротоксин сакситоксин, а также алкалоидный гепатотоксин цилиндроспермопсин. Оптимальное развитие вида происходит при температуре 25–30°C. В последние десятилетия вид является возбудителем «цветения» и явно выходит за границы своего ареала благодаря человеческой деятельности. *Anabaenopsis raciborskii* был найден в южных районах умеренного пояса, а несколько лет назад развился уже в Хельсинкской бухте. Подходящая температура и повышенная эвтрофикация (органическое загрязнение) позволили этому организму развиваться в больших количествах и севернее 60-й параллели. Для России наши исследования - первый опубликованный случай развития данного вида на уровне «цветения» в России (Бабаназарова и др., 2011). Озеро Неро является мелководным полимиктическим водоемом с повышенной минерализацией относительно других озёр Ярославской области, гипертрофным, богатым органическим веществом. Видимо не случайно инвазийные виды проявляются именно в фитопланктоне оз. Неро. При высоких летних температурах условия для их вегетации благоприятны, что расширяет ареал распространения, создает условия для акклиматизации и адаптации к более суровому климату, дает возможность дальнейшей экспансии, как правило, опасных потенциально токсичных видов.

Просмотр 30 проб фитопланктона на качественный состав фитопланктона, с акцентом на потенциально токсичные виды не выявил присутствия *Anabaenopsis raciborskii* в 2012 г., единично была встречена *Anabaena bergii* f. *minor*, в меньшем количестве был отмечен и *Aphanizomenon issatschenkoj* относительно 2011г. В то же время, значительного развития достигал *Anabaenopsis Elenkini.*, вид, характерный для более южных широт. В отдельные сроки практически на всех станциях открытой части озера доминировал *Aphanizomenon gracile*. Токсичный комплекс видов рода *Microcystis* выходил на уровень субдоминанта, составляя 0,3-1,3 мг/л в абсолютных единицах и 1,07-4,7% в относительных по вкладу в общую биомассу фитопланктона (Приложение 3). Анализируя межгодовую динамику развития видов данного рода необходимо отметить, что за период наблюдений (июль 2008-2011 гг.) на оз. Неро встречено 7 видов представителей рода *Microcystis* (выделяющих природный токсин микроцистин разной этиологии): *Microcystis wesenbergii* Kom. in Kond. *Microcystis aeruginosa* Kutzing., *Microcystis viridis* Lemmermann.

Microcystis flos-aquae Kirchner. *Microcystis ichthyoblabe* Kutzing. *Microcystis smithii* Komarek et Anagnostidis, *Microcystis novacekii* Kutzing. Первые 5 являются потенциально токсичными видами. В наших исследованиях не встречено 2 вида относительно исследований 1987-2004 гг. Вклад представителей рода *Microcystis* в исследованиях 2009-11 г. составил малую часть в общую биомассу фитопланктона от 0 до 5,5% (от 0,04 до 1,62 мг/л) среди семи видов данного рода доминировал *M. aeruginosa*. В 2012 г. из указанного комплекса видов нами не был встречен *Microcystis ichthyoblabe*. Количественное развитие укладывалось в пределы, наблюдаемые в последние годы исследований.

В 2012 г. общая численность фитопланктона варьировала от 5,3 до 894,9 млн. кл./л., биомасса от 0,16 до 27, 8 мг/л (Рис. III.1., приложение 3). Сезонный ход количественных показателей характеризовался высокими показателями с июня по сентябрь, с одним максимумом в августе (Рис. III.1).

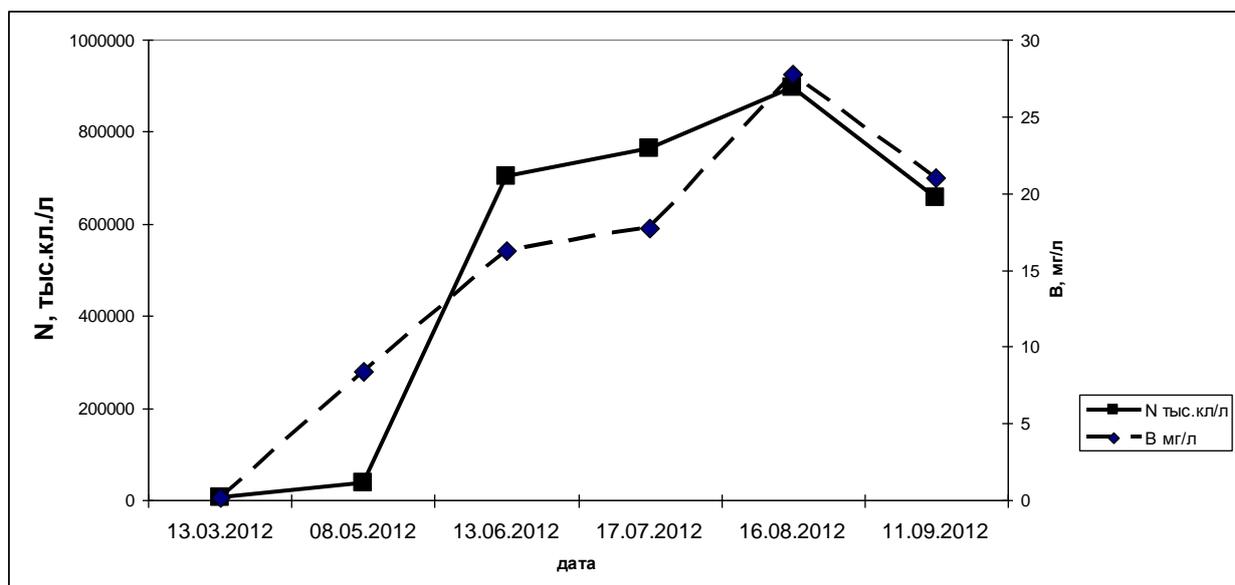
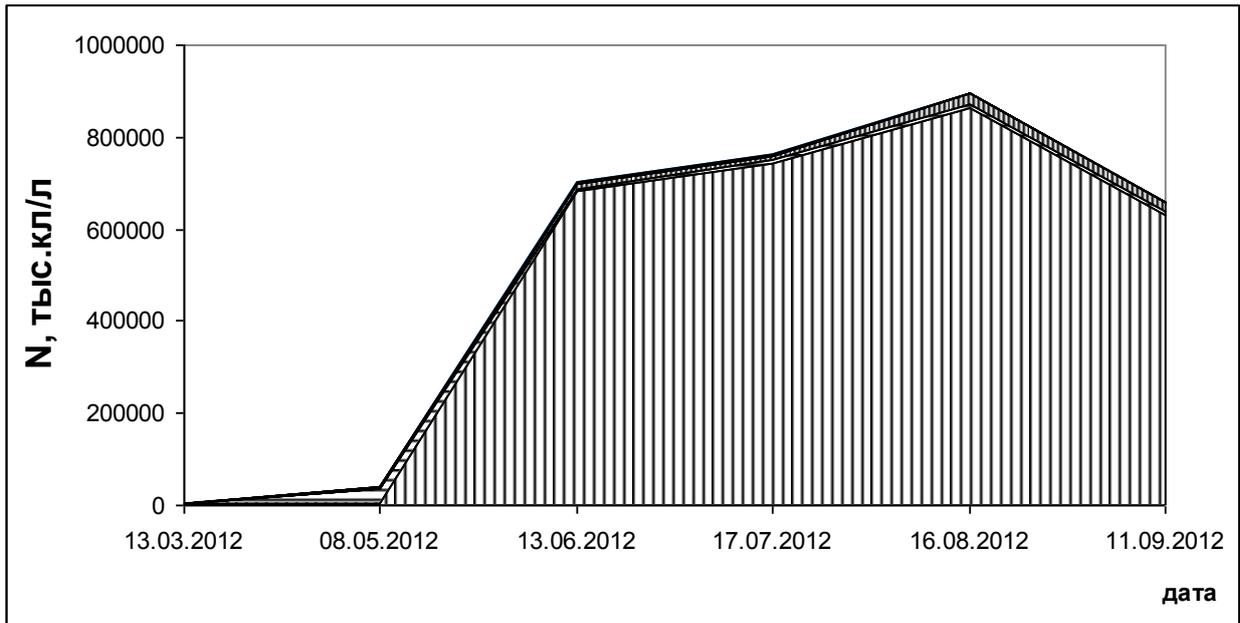
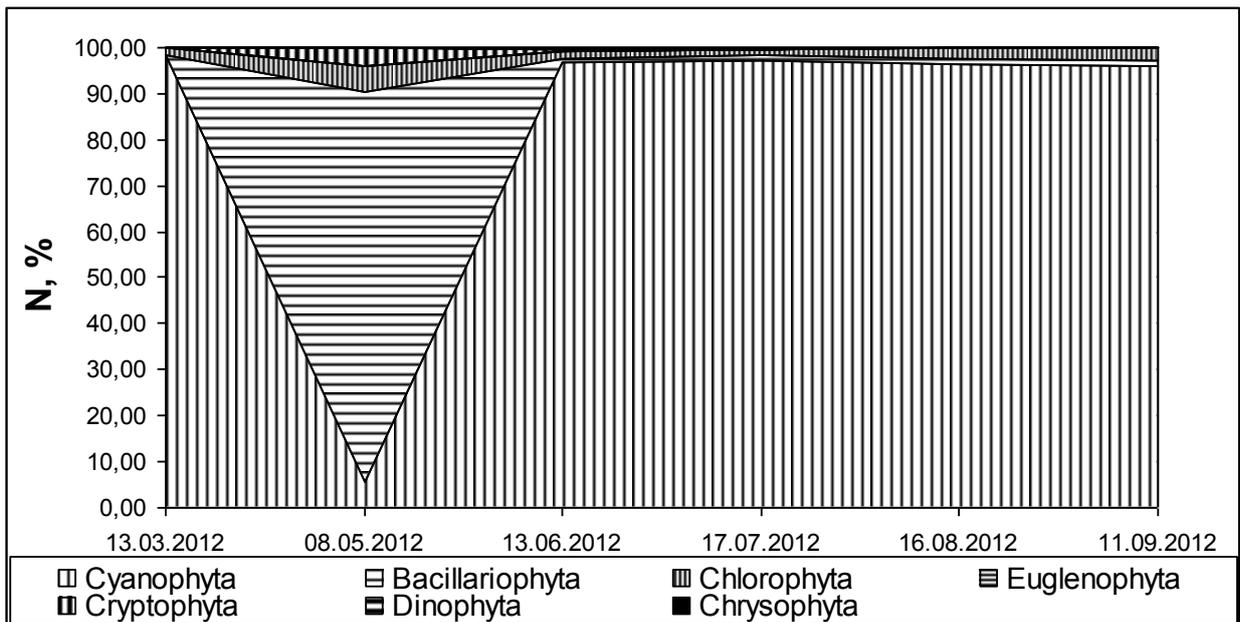


Рис. III.1. Динамика общей численности и биомассы фитопланктона оз. Неро.

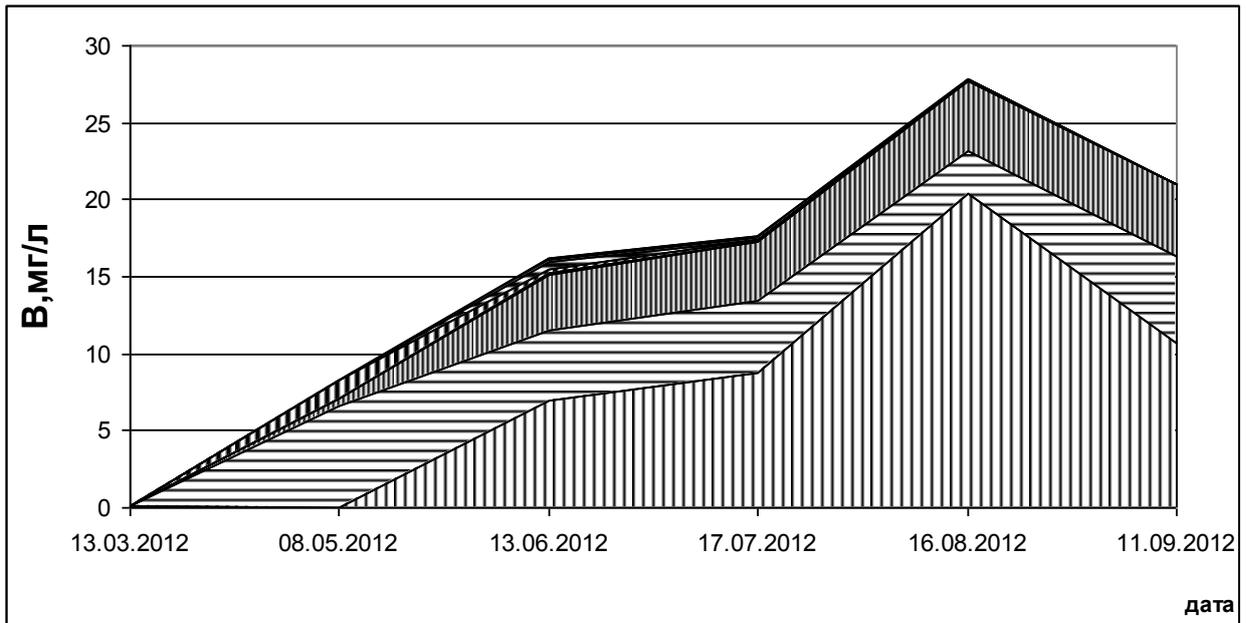


А)

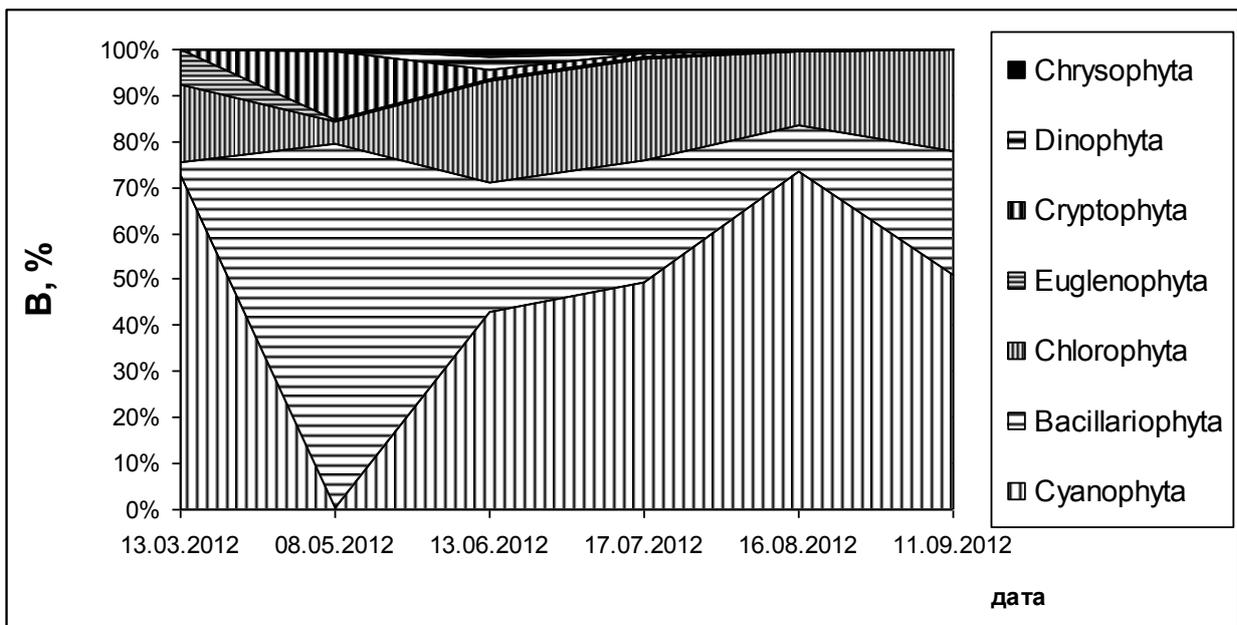


В)

Рис. III.2. Динамика абсолютной А) и относительной В) численности фитопланктона, вклад различных отделов водорослей в фитопланктон оз. Неро 2012 г.



A)



B)

Рис. III.3. Динамика абсолютной А) и относительной В) биомассы фитопланктона, вклад различных отделов водорослей в оз. Неро 2012

При этом основную численность фитопланктона слагали мелкие синезеленые водоросли планктотрихетового типа (*Oscillatoria redekei* Van Goor, *Oscillatoria limnetica* Lemm., *Oscillatoria agardhii* Gom.) как подо льдом, так и с июня по октябрь (Рис. III.3.). Особенностью летнего периода 2012 г. было значительное развитие мелкоклеточных нитчатых синезеленых водорослей рода *Lyngbya*, в августе они составляли почти 50% от общей численности фитопланктона и высокое число мелких *Aphanocapsa* (Приложение 3). Весной, в мае по численности доминировали мелкоклеточные диатомовые водоросли

Stephanodiscus minutulus (Kutz.) Cleve et Moller (78,9% от общей численности фитопланктона) заметна по численности была и чуть более крупная форма центрических диатомей *Stephanodiscus hantzschii* Grun. (2,9% от общей численности фитопланктона). Вклад представителей других отделов водорослей в сезонной динамике 2012 г. зависел от размеров клеток и был не столь очевиден.

Более разнообразно изменялась структура фитопланктона по биомассе. Зимой, при минимальном показателе 0,16 мг/л наибольшее участие принимали *Oscillatoria redekei* и крупноклеточная фитофлагеллята *Chlorogonium maximum* Skuja. В мае основная биомасса фитопланктона слагалась теми же видами, что и численность - *Stephanodiscus minutulus* (54,6 % от общей биомассы фитопланктона) и *Stephanodiscus hantzschii* (9,3%). Заметную роль играла криптофитовая *Cryptomonas reflexa* (Marss.) Skuja, зеленые водоросли, несмотря на высокое разнообразие форм (Приложение 3) в весеннем планктоне не играли значительной роли в биомассе фитопланктона (Рис. III.3.в). С июня по октябрь в фитопланктоне доминировал планктотрихетовый комплекс S1 типа (*Oscillatoria redekei*, *Oscillatoria limnetica*, *Oscillatoria agardhii*). В июне биомасса фитопланктона возросла до 8,5 мг/л (Рис. III.3.В) на уровне доминантного комплекса развивались нитчатые планктотрихетовые водоросли S1 типа 28,3% от общей биомассы с преобладанием *Oscillatoria redekei*, также доминировала центрическая диатомовая водоросль *Aulacoseira ambigua*, субдоминантами были диатомовые *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., *Synedra berolinensis* (Ehr.) Grun. и синезеленые *Aphanizomenon gracile* (Lemm.) Lemm., *Microcystis aeruginosa* Kutzing (Приложение 3). Высокого разнообразия и заметных биомасс достигали и зеленые хлорококковые водоросли рода *Scenedesmus* (Рис. III.3.В). В целом, фитопланктон в июне очень напоминал таковой в период наблюдений 1999-2003 гг. (Babanazarova, Lyashenko, 2007). Отличие состояло в более значительном развитии *Scenedesmus protuberance*, образующем крупные колонии по 16 и более клеток, что характерно и для субдоминанта 1999-2003 г. *Scenedesmus communis* Hegew, последний вид так же был замечен в планктоценозе (Приложение 3).

Дальнейший рост биомассы фитопланктона происходил в июле - 17,7 мг/л, доминировал по прежнему планктотрихетовый комплекс S1, достигая 31,1% от общей биомассы фитопланктона, внутри комплекса произошла смена доминанта с *Oscillatoria redekei* на *Oscillatoria limnetica*. Ранее мы уже писали о сложности их идентификации, возможно, это один вид (Бабаназарова и др., 2011). На уровне доминанта развивалась *Aulacoseira granulata*. Субдоминировали синезеленые: тонкая нитчатая *Lyngbya limnetica* и более крупная *Anabaena sphaerica* f. *conoidea*, диатомовые *Fragilaria construens* f. *binodis* (Ehr.) Hust., *Synedra berolinensis*. Значительную долю в общей биомассе слагали и зеленые

водоросли *Binuclearia lauterbornii* (Schimidle) Pr.-Lavr., *Staurastrum paradoxum* var. *parvum* W.West, *Closterium acutum* (Рис. III.3 в, Приложение 3). Последние два вида скорее характерны для заболоченных территорий.

В августе биомасса фитопланктона достигла максимума 2012 г. – 27,8 мг/л. Планктотрихетовый комплекс сохранял свои доминантные позиции (26,4% от общей биомассы фитопланктона), преобладала, как и в июле, *Oscillatoria limnetica*. На уровне доминанта вегетировала и *Lyngbya limnetica* (14,3%). Мы уже несколько лет отмечаем усиление развития лингбий в водоеме, на уровне доминанта по биомассе развитие отмечено впервые. Так же доминировал *Scenedesmus protuberance gracile* (13,5%). Субдоминантами выступали *Microcystis aeruginosa* и *Microcystis wesenbergii*, *Anabenopsis Elenkini*. За исключением последнего вида состав доминирующего комплекса был близок к периоду 1999-03 гг. Среди зеленых субдоминировали по биомассе *Scenedesmus protuberans* и *Closterium acutum*. Как уже отмечалось, развитие этих двух видов в значительном количестве является особенностью 2012 г.

В сентябре биомасса фитопланктона несколько снизилась – до 20,97мг/л (Рис. III.3.В). Планктотрихетовый комплекс оставался на доминантных позициях, составив 29,8% от общей биомассы фитопланктона, произошла смена доминанта внутри комплекса на *Oscillatoria redekei* (17,6%), *Oscillatoria limnetica* (10,6%) также оставалась заметной в сообществе. Доминировали диатомовая *Aulacoseira ambigua* и десмидиевая зеленая водоросль *Closterium acutum*. Последний вид в заметном количестве развивался все лето 2012 г., в сентябре он вышел на уровень доминанта. Субдоминировали *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii*, *Aphanizomenon gracile*, *Anabaena sigmoidea*, *Scenedesmus communis*.

Проба фитопланктона, отобранная в октябре находится в обработке.

В целом фитопланктон оз. Неро в 2012 г. характеризовался биомассами, сопоставимыми с 1999-2003 гг., свойственными высокоэвтрофным водоемам, одним пиком количественных показателей, несколько меньшим относительно 2005-08 гг. вкладом планктотрихетового комплекса. Состав структурообразующих видов с одной стороны был близок к таковому 1999-03 гг., с другой отличался своеобразием: значительным развитием десмидиевой зеленой водоросли *Closterium acutum*, и хлорококковой зеленой водоросли *Scenedesmus protuberance*. Необходимо отметить, что в составе сообщества возросла роль потенциально токсичных видов рода *Aphanizomenon*. Представители токсичного рода *Microcystis* развивались в пределах, характерных для последних лет наблюдений.

Согласно методологическому подходу о выделении планктотрихетового типа водоема при доминировании более 50% данной группы водорослей в летних ценозах (Бабаназарова и др., 2011) мы, прежде всего, оценили данный параметр в многолетнем ряду наблюдений (Рис. III.4.). С очевидностью наметилась тенденция к снижению доли участия S1 типа в последние три года. Можно выделить периоды 1999-2004 гг. – до 50%, 2005-2008 гг. – более 50% (достигая в отдельные месяцы более 80%) и 2009-2011 гг. – до 50%.. В 2012 г. этот показатель снизился до 30%.

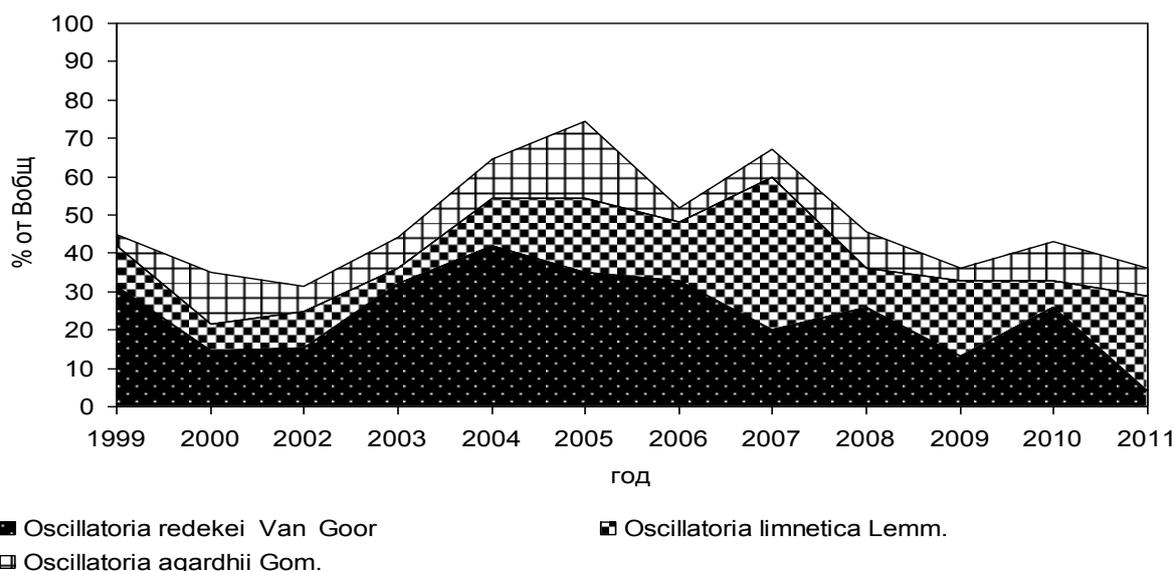


Рис. III.4. Относительный вклад в общую биомассу фитопланктона планктотрихетового комплекса в многолетней динамике (июнь – сентябрь).

После 2003 г. достоверно возросли как численность, так и биомасса фитопланктона. Значимое увеличение вклада синезеленых водорослей произошло в основном за счет повышения биомассы S1 типа от 35% до 62%. Возрастание биомассы фитопланктона в летний период 2005-2008 гг. было обусловлено резким изменением структуры фитопланктона по “катастрофическому” типу к полному доминированию планктотрихетового комплекса синезеленых водорослей. Можно выделить 2005 год как переломный в функционировании лимнической системы по целому ряду абиотических параметров. Возможной причиной могли быть заторы из высшей водной растительности, принесенной ветром в приплотинную часть реки Векса весной - летом 2005 и 2006 гг. Произошедшие заторы затруднили работу плотины. По обращению администрации области удерживался высокий уровень все лето, так как при открытии скопившиеся макрофиты устремлялись вниз по течению, засоряя р. Которосль. Менялись и органолептические свойства воды ниже по течению при открытии плотины за счет попадания значительного объема воды озера с высоким развитием водорослей (Отчет,

2007). Данные меры приводили к уменьшению водообмена и повышению удерживающей способности озера по отношению к биогенным элементам, что и было зафиксировано в виде резкого возрастания концентраций азота и фосфора, развитии практически монодоминантного комплекса планктотрихетовых водорослей. Высокие показатели развития фитопланктона оставались на протяжении лет с высоким летним уровнем. Уменьшение уровня воды в летний периода после 2009 г. казалось бы, только на 10-15 см привело к понижению биомасс фитопланктона, перестройки структуры фитопланктона в сторону большего вклада зеленых и диатомовых водорослей, снижению доминирования S1 типа. Таким образом, для мелководного значительного по площади озера Неро регулирование уровня даже в небольших пределах имеет значительное влияние на биоту.

Таблица III.1.

Содержание хлорофилла “а” Хл а (мкг/л), численность N (млн. кл./л) и общая биомасса фитопланктона Вобщ. (мг/л), вклад в общую биомассу синезеленых Всин., (%), вклад биомассы планктотрихетового типа фитопланктона в общую биомассу S1 (%) в оз. Неро в межгодовой динамике (числитель: среднее значение + ошибка среднего; знаменатель: пределы варьирования)

Период (VI-IX)	Хл а	N	В _{общ.}	В _{син.}	S ₁
1999 –	63,5±4,8	584,6±61,2	18,6±1,5	57,0±3,6	34,8±2,8
2004	9,7-181,8	33,04-1697,9	1,68-38,6	5-93,5	0,8-62,5
2005 –	109,7±10	832,9±140,2	30,7±5,3	76,0±4,0	62,3±4,6
2007	50,2-170,5	282,1-1636,6	7,2-63	54-93	41,4-89
2009 –	100,2±11,6	700,5±104,7	23,9 ±3,1	67,3 ± 4,8	43,5 ± 3,0
2011	25,42-181,3	174-1359	8,9 -46,9	38,7 – 93,3	23,9 – 58,6
2012	84,5±9,3	754,8±51,5	20,7±3,2	54,1± 3,8	28,9± 1,0
	53,5-153	657,6 - 895	16,2 – 27,8	42,9 -73,5	26,4 – 31,0

Гипотеза о переходе открытой части оз. Неро к устойчивой фазе преобладания планктотрихетового типа фитопланктона (Babanazarova, Lyashenko, 2007), подтверждается по многолетнему ряду наблюдений. Основной механизм такого перехода в более высокой степени конкурентной способности цианобактерий S1 типа в условиях низкой освещенности, поддерживающейся самими же цианобактериями, так как они могут быть

причиной более высокой мутности на единицу фосфора относительно других водорослей (Scheffer et al., 1997).

Как видно из таблицы III.1., средняя за летне-осенний (июнь-сентябрь) период биомасса фитопланктона довольно значительно флуктуирует. Биомассы 1999-2004 гг. были сопоставимы с таковыми 1987-89 гг. (Ляшенко, 1991). В то же время, увеличились значения летних максимумов в развитии фитопланктона, произошла смена летнего доминанта с *Oscillatoria limnetica* на *O. redekei* (Бабаназарова, 2003). В 2005-08 гг. средние значения биомассы значимо возросли, с нарастанием максимальных значений и увеличением их вариации, при этом увеличился вклад планктотрихетового комплекса в летне-осенние планктоценозы (Babanazarova, Lyashenko, 2007). В последние четыре года количественные характеристики развития фитопланктона оз. Неро летом и в начале осени вновь снизились, вклад синезеленых водорослей остался высоким, а вклад планктотрихетового комплекса опустился ниже 50%. В 2012 г. вклад S1 типа (28,9%) сопоставим с 1999-2003 гг., увеличилось разнообразие и участие в ценозе представителей других отделов водорослей, в то же время, вклад потенциально токсичных форм синезеленых водорослей родов *Microcystis* остался на уровне последних четырех лет наблюдений, а вклад *Aphanizomenon* увеличился.

Количественный анализ фотосинтетических пигментов как показателей трофического состояния озера и “цветения” воды.

Пигментные характеристики фитопланктона являются показателями физиологического состояния, продуктивной способности, обилия, таксономического состава микроводорослей и трофического состояния водоемов.

За весь период наблюдений в 2012 году концентрации хлорофилла “а” (Хл “а”), основного фотосинтетического пигмента водорослей, варьировали в крайне широком диапазоне от 0,8 до 164 мкг/л, сезонная динамика пигмента характеризовалась одним летним максимумом, минимальные значения были отмечены в подледный период в марте (рис. III.5), что характерно в целом для водоема и отражает сезонный ход биомассы фитопланктона в 2012 г. (Рис. III.1) (Сигарева, Ляшенко, 1991; Сиделев, Бабаназарова, 2008). Столь широкий диапазон варьирования концентраций Хл “а” в течение года показывает, что степень обилия фитопланктона и скорость продуцирования органического вещества претерпевает катастрофические изменения: от почти полной “деградации” фитопланктонного сообщества подо льдом до массового

развития водорослей в период открытой воды, приводящего к “цветению” воды со всеми вытекающими негативными последствиями.

Концентрация Хл “а” превышала содержание других хлорофиллов и составляла основную часть пигментов озера Неро, варьируя в пределах 76-92% от общего количества хлорофиллов. В подледный период процентное содержание Хл “а” составляло 76%. В середине мая, после вскрытия озера, при общем росте содержания, его относительная доля повысилась до 88,5%. Максимальная доля Хл “а” отмечалась в августе – 92%. Относительно низкое процентное содержание пигмента в подледных пробах могло быть связано с повышенным количеством продуктов распада (рис. III.5), и с отсутствием доминирования какой-либо группы водорослей (Приложение 3). Повышение относительного количества Хл “а” от суммы с другими хлорофиллами в сезонной динамике отражало увеличение как обилия фитопланктона с весны по осень, так и возрастание степени доминирования синезеленых водорослей в планктоне, как известно, не содержащих дополнительных зеленых пигментов.

Сезонные изменения вклада продуктов распада Хл “а” имели противофазный характер с динамикой концентраций самого пигмента (рис. III.5).

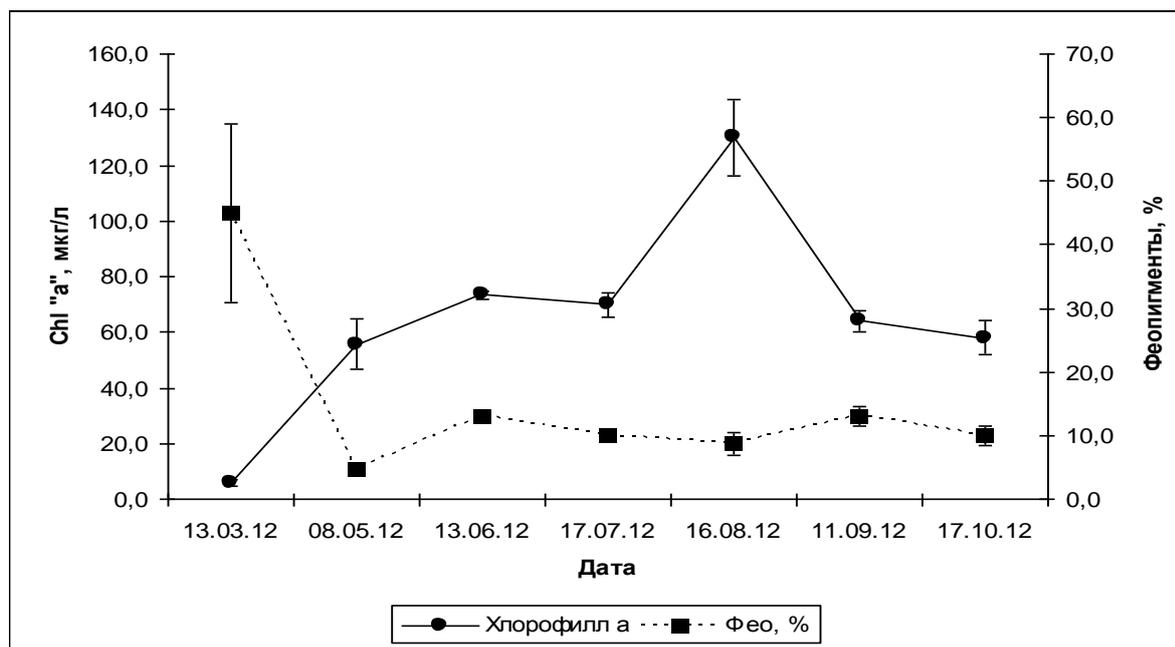


Рис III.5. Сезонная динамика средних показателей содержания хлорофилла “а” и доли его продуктов распада от суммы с активным хлорофиллом “а” (феопигменты) на станциях № 3, 5, 8 в озере Неро в 2012 году.

Максимальные значения были получены для подледного периода. Это свидетельствует как о низких плотностях популяций фитопланктона в этот период (спад в развитии) (см. Приложение 3) одновременно с высокой долей детрита в

планктоне, так и о плохом физиологическом состоянии клеток водорослей, низкой удельной фотосинтетической активности. Последнее вполне объяснимо, поскольку условия подледного периода являются самыми экстремальными для фотосинтетической активности фитопланктона озера.

Начиная с весны и вплоть до осени, процентное содержание феопигментов редко превышало 10% от суммы с активным Хл “а” (рис. III.5), отражая стабильно высокое соотношение живых и мертвых клеток водорослей фитопланктона в течение всего вегетационного периода в озере. Фактически это означает, что сразу же после вскрытия озера ото льда фитопланктон начинает в массе развиваться в воде, количество присутствующих в сообществе мертвых клеток остается незначительным, по-видимому, даже поздней осенью, что позволяет водорослям планктона непрерывно в течение всего безледного периода продуцировать огромное количество органического вещества. Таков механизм биологического загрязнения озера органическим веществом. В условиях беспрепятственного поступления в его воды легкодоступных для водорослей биогенных элементов, основная масса органики образуется внутри самого водоема. Каждый год, большая часть органического вещества, синтезированного фитопланктоном и переходящая по цепям питания, оседает на дно и превращается в детрит, что усиливает процессы обмеления водоема и накопления на дне биогенных соединений. Возникает положительная обратная связь.

Пространственное распределение Хл “а” в июле (Приложение 3) было типично для озера и повторяло неоднократно установленную закономерность – снижение концентраций пигмента в южных районах озера, зарастающих макрофитами, что, несомненно, отражает антагонистический характер биотических взаимоотношений 2-х этих растительных сообществ в озере.

Динамика концентраций дополнительных хлорофиллов, в первую очередь, отражает для озера вклад диатомовых (содержат хлорофилл “с” – Хл “с”) и зеленых (содержат хлорофилл “b” – Хл “b”) водорослей в общую биомассу фитопланктона. Основными доминантами в фитопланктоне озера являются синезеленые водоросли (цианобактерии), для их фотосинтетического аппарата характерно наличие только Хл “а”. Кроме того, дополнительные хлорофиллы выполняют в процессе фотосинтеза роль светосборщиков, поглощая свет на длинах волн, не доступных Хл “а”, способствуя, таким образом, более полному использованию видимого спектра света. Поэтому процентное соотношение хлорофиллов используется часто как показатель изменения световых условий для фотосинтеза фитопланктона. Также следует отметить, что существующие методические трудности определения дополнительных хлорофиллов в

смешанном экстракте, позволяют использовать эти пигменты в прогностических целях лишь ориентировочно (Сиделев, Бабаназарова, 2008).

Концентрации Хл “b” варьировали от 0 до 12,5 мкг/л. Минимальное содержание Хл “b” было отмечено подо льдом и в мае, количество пигмента начало возрастать с июня (Приложение 3). Концентрации Хл “c” изменялись в пределах 0,7-14 мкг/л. Сезонная динамика пигмента характеризовалась минимумом подо льдом и повышением содержания, начиная с мая (Приложение 3). Сезонные изменения концентраций дополнительных пигментов в 2012 году хорошо отражали ход сезонной сукцессии фитопланктона. Обилие зеленых водорослей значительно возросло только к июню, что отразилось на повышении абсолютных концентраций Хл “b”, диатомовые водоросли, содержащие Хл “c”, начали активно вегетировать с мая (Приложение 3). Несмотря на то, что абсолютные концентрации дополнительных пигментов были минимальными подо льдом, их доля в сумме с Хл “a” в этот период оказалась максимальной, что могло отражать неблагоприятные для развития фитопланктона световые условия. В качестве гипотезы можно предположить, что одним из механизмов выживания подледных сообществ фитопланктона в условиях низкой освещенности может быть усиление синтеза дополнительных пигментов относительно Хл “a”. Подобная хроматическая адаптация способствует расширению поглощаемого спектра света, позволяя тем самым выживать немногочисленным клеткам водорослей подо льдом.

Одним из важных компонентов фотосинтетической системы водорослей фитопланктона являются желтые пигменты – каротиноиды. В клетках они выполняют светособирающую и светозащитную функции. Возрастание их доли относительно Хл “a” является, таким образом, индикатором либо недостатка, либо избытка освещенности, отражая тем самым изменение физиологического состояния клеток водорослей. Концентрации каротиноидов в озере Неро в 2012 году варьировали, также как и Хл “a”, в широком диапазоне от 2,5 до 176 мкг/л (Приложение 3). Фактически отмечалась прямая корреляционная связь концентраций желтых пигментов и Хл “a” в сезонной динамике, что отражало согласованность реакции всей пигментной системы фитопланктона в целом на изменение внешних условий.

Количественное соотношение зеленых (Хл “a”) и желтых (общее количество каротиноидов) пигментов принято выражать через так называемые пигментные индексы. Они представляют собой отношения оптических плотностей ацетоновых экстрактов пигментов на различных длинах волн. Как правило, эти длины волн соответствуют максимумам поглощения света различными пигментами (хлорофиллами и каротиноидами). Как известно, соотношение каротиноиды/Хл “a” возрастает при

старении популяций водорослей и спаде в их развитии, при истощении минерального питания (в основном, азотного), на глубине при недостатке света или у поверхности при избыточной освещенности.

Пигментный индекс E_{480}/E_{664} показывает соотношение каротиноидов и Хл “а” (480 нм – на этой длине волны максимум поглощения света имеют общие каротиноиды, а на 664 нм – хлорофилл “а”). Считается, что повышение этого индекса свидетельствует об ухудшении “физиологического” состояния фитопланктона. Значение индекса в 2012 г. варьировало от 1,04 до 2,35. В сезонной динамике максимальные значения отмечались подо льдом и в июне, в остальные месяцы вегетационного сезона величины индекса снижались, свидетельствуя об активной вегетации фитопланктона и наличии в воде жизнеспособных фотосинтезирующих клеток (рис. III.6). Отметим, что аналогичный вывод был получен и по содержанию феопигментов (см. выше).

Одним из факторов изменчивости данного пигментного индекса считается степень обеспеченности азотом: при хорошем снабжении – E_{480}/E_{664} не выше 1,4, при умеренном дефиците – 1,4-2,4, при полном истощении запасов азота индекс превышает 2,4 (Сигарёва, Ляшенко, 1991). В исследованиях 2012 года значение индекса в большем числе наблюдений не превышало 1,4, что свидетельствует о хорошем обеспечении азотом и подтверждается высокими концентрациями аммонийного и особенно нитратного азота в 2012 г. (Глава II).

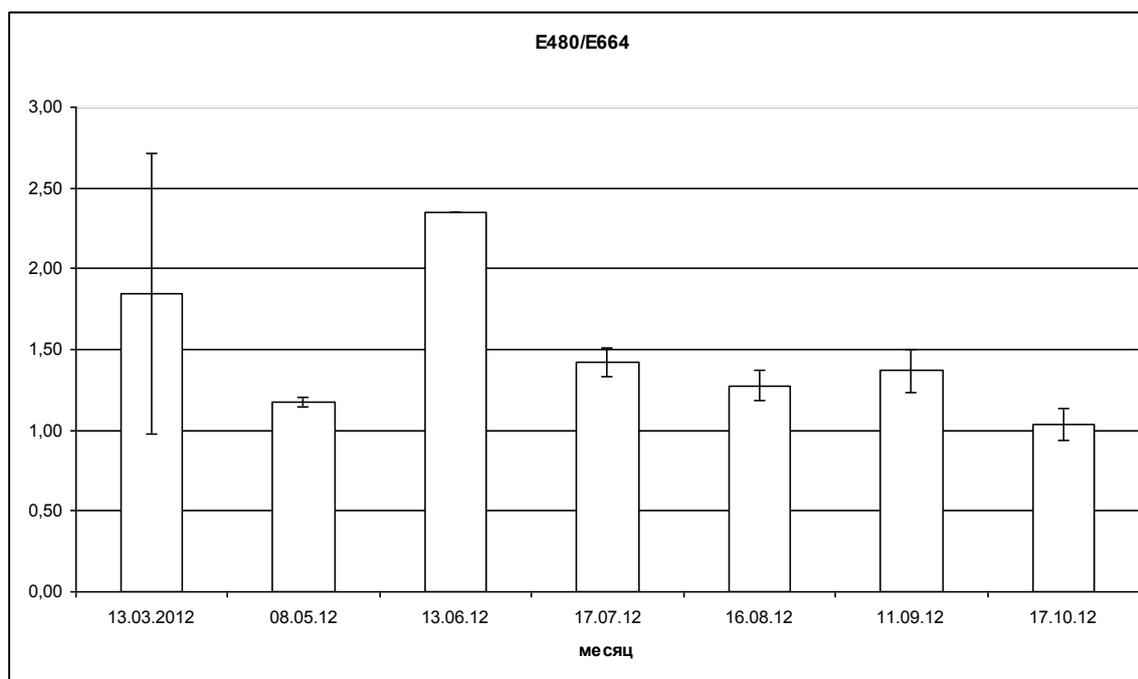


Рис III.6. Сезонная динамика средних значений пигментного индекса E_{480}/E_{664} .

Другой пигментный показатель E_{430}/E_{664} (430 нм – на этой длине волны учитывается сумма поглощения хлорофиллами “а”, “b”, “с” и каротиноидами, 664 нм – максимум поглощения хлорофилла “а”) отражает соотношение содержания хлорофиллов “а”, “b”, “с” и каротиноидов к общему содержанию Хл “а”. Данный индекс является показателем пигментного разнообразия планктонного сообщества. Известно, что каждый отдел водорослей содержит свой набор пигментов. Так, зелёные и эвгленовые водоросли кроме хлорофилла “а” содержат дополнительный зелёный пигмент – хлорофилл “b”, диатомовые, криптофитовые и золотистые – хлорофилл “с”, а синезелёные – не содержат дополнительных зелёных пигментов. Чем выше значения пигментного индекса, тем больше дополнительных пигментов содержит экстракт фитопланктона, а, следовательно, тем больше их разнообразие, а значит и таксономическое разнообразие водорослей. Таким образом, данный индекс может быть использован для выявления структуры фитопланктонного сообщества, степени его разнообразия за определённый промежуток времени. Значения индекса 10-20 и выше характерно для планктонного сообщества, обогащенного детритом. Для нормального функционирующего фитопланктона индекс обычно равен 1,25-4,0 (Бульон, 1983). За период наблюдений 2012 г. значения колебались от 2,18 до 3,82, максимум отмечался в марте, что отражало отсутствия доминирования какой-либо группы водорослей.

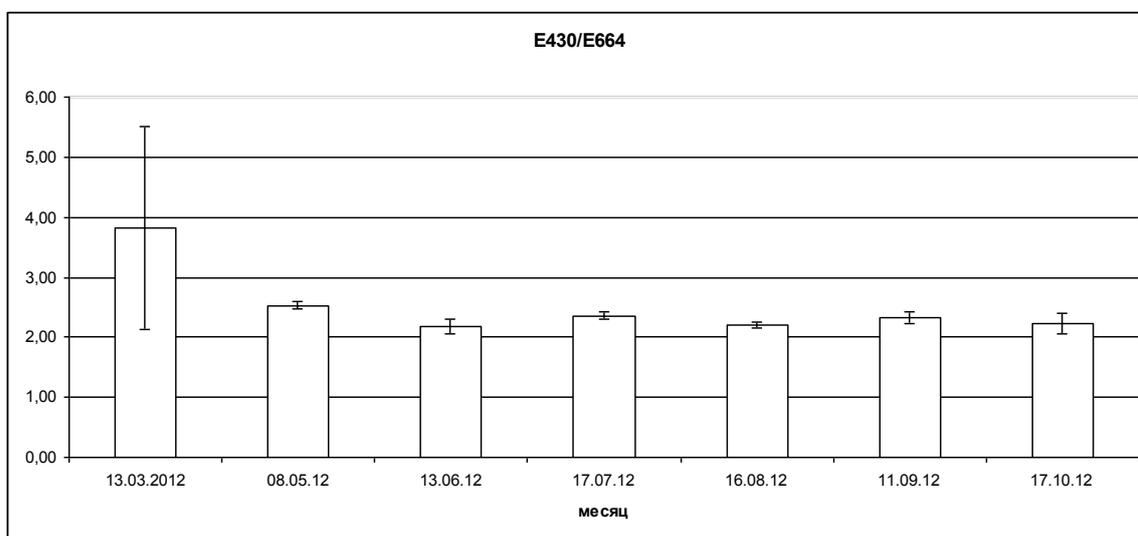


Рис III.7. Сезонная динамика средних значений пигментного индекса E_{430}/E_{664}

На протяжении периода открытой воды значения индекса снизились и мало изменялись, что, по-видимому, было связано с нарастанием доминирования в фитопланктоне определенных групп водорослей – диатомовых весной, а синезеленых – летом и осенью (рис. III.7). Пределы варьирования индекса E_{430}/E_{664} в 2012 году соответствовали нормальному функционированию фитопланктона.

Индекс E_{450}/E_{480} может использоваться для выявления начальных этапов цветения водоёма синезелёными водорослями. Нарастание их вклада в биомассу обнаруживается по уменьшению данного индекса, т.к. индекс E_{450}/E_{480} имеет максимальные величины почти у всех диатомовых и минимальные, близкие к 1 – у синезелёных, что связано со специфическим набором жёлтых пигментов (каротиноидов) у данных водорослей.

В 2012 году максимальные значения индекса E_{450}/E_{480} были отмечены в середине мая 1,59. Далее шло снижение до 1,20 – 1,22 в июне – августе. Осенью значение индекса опять начало повышаться и в середине октября составило 1,34 (рис. III.8). В наших исследованиях уменьшение значений индекса E_{450}/E_{430} летом, свидетельствует об увеличении доли синезеленых водорослей. Повышение его величины весной и осенью говорит о смешанном составе фитопланктона и увеличении вклада в биомассу зеленых и диатомовых водорослей (Сиделев, Бабаназарова, 2008).

Таким образом, наблюдения 2012 года, как и предшествующие исследования (Сиделев, Бабаназарова, 2008), подтверждают значимость пигментных характеристик фитопланктона для экологического мониторинга озера Неро, результаты инструментального определения пигментов фитопланктона в 2012 году в значительной степени согласуются с более трудоемким прямым микроскопированием проб воды.

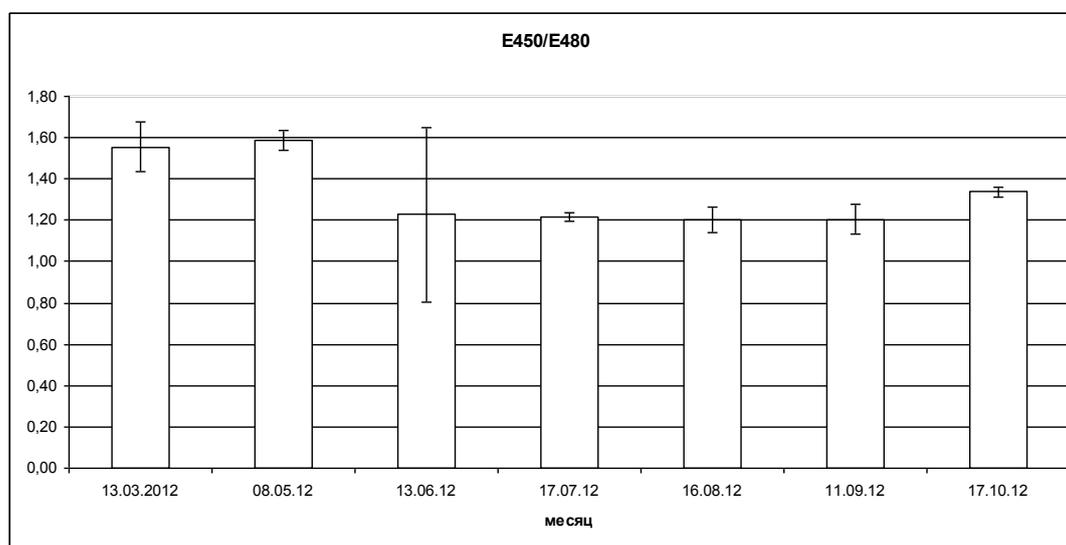


Рис III.8. Сезонная динамика средних значений пигментного индекса E_{450}/E_{480}

Содержание основного фотосинтетического пигмента фитопланктона – Хл “а” – является основным индикатором изменения трофического статуса водоёма и может быть использовано в прогностических целях. В 2012 году средневегетационная концентрация пигмента (май-октябрь) составила 75,2 мкг/л, среднелетняя – 91,2 мкг/л. По известным трофическим шкалам (Минеева, 2004), это соответствует высокоэвтрофному статусу, приближающемуся к гипертрофии. Данные 2012 года показывают, что по содержанию хлорофилла продуктивность фитопланктона озера

Неро по-прежнему остаётся самой высокой среди водоемов Верхневолжского региона. Отмечаемый спад в содержании хлорофилла в 1999-2004 гг. (Состояние экосистемы, 2008) сменился подъемом в 2005-08 гг. и спадом в 2009-12 гг. (Таблица III.1). Согласованность хода параметров количественного развития фитопланктона и пигментов сестона свидетельствуют о хорошей прогностической возможности последних.

Содержание микроцистинов в воде оз. Неро

Стремительное развитие цианобактериальных сообществ является одной из основных причин «цветения» водоёмов, что, в свою очередь, приводит, как к дальнейшей эвтрофикации, так и к изменению качественного состава воды. Не менее 50% случаев «цветения» вызвано массовым развитием токсичных цианобактерий (Sivonen, Jones, 1999). Их метаболиты способны оказывать токсическое влияние на животных и являться причиной человеческих отравлений (Codd et al., 2005). Известны случаи отравлений токсинами цианобактерий в совершенно разных местах нашей планеты, некоторые из которых имели летальные для человека последствия. Такие происшествия регистрировались и в России.

Проблема массового развития токсичных цианобактерий в водоемах питьевого и рекреационного назначения с точки зрения опасности для здоровья населения отнесена Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) к одной из приоритетных (Sivonen, Jones, 1999).

В большинстве развитых стран существует система мониторинга наиболее распространенных цианотоксинов, для них введена система ПДК, разработан комплекс мер по уменьшению неблагоприятного воздействия токсичных цианобактерий. В нашей стране эта проблема пока не привлекает подобного внимания, и стандарты безопасных для человека концентраций цианотоксинов еще не разработаны. (Волошко, 2000, 2005)

Микроцистины являются наиболее распространенными токсинами (Mez et al., 1997) и относятся к группе гепатотоксинов (веществ, влияющих на печень). Токсичность микроцистинов определяется ингибированием фосфатаз, происходит лизис гепатоцитов, кровоизлияния и застой крови в печени (Honkanen et al., 1990). Кроме того, они нарушают целостность цитоплазматической мембраны и являются канцерогенами.

Пробы для измерения микроцистинов в 2012 г. были отобраны параллельно с пробами фитопланктона. В ходе исследований концентраций микроцистинов в воде оз. Неро были получены следующие результаты (табл. III.2).

Концентрации микроцистинов – токсинов синезеленых водорослей
в воде оз. Неро в сезоне 2012 года

Дата	Станция	Конц. микроцистина мкг/л
08.05.2012	ст.3	0,011
13.06.2012	ст.3	0,09
17.07.2012	ст.1	0,148
17.07.2012	ст.2	0,321
17.07.2012	ст.3	0,784
17.07.2012	ст.4	0,512
17.07.2012	ст.5	0,762
17.07.2012	ст.7	0,81
17.07.2012	ст.8	0,845
17.07.2012	ст.9	0,702
17.07.2012	ст.10	0,147
17.07.2012	ст.13	0,703
17.07.2012	ст.15	0,27
16.08.2012	ст.3	0,991
11.09.2012	ст.3	0,678
17.10.2012	ст.3	0,638

Концентрации микроцистинов в оз. Неро были невысокими и варьировали в сезоне от 0,147 до 0,991 мкг/л.

В сезонной динамике содержание микроцистинов было исследовано на ст.3 (рис. III.9). Сезонная динамика содержания микроцистина в воде озера характеризуется низкими значениями в мае – июне, резким подъемом в июле, пиком в августе и постепенным понижением в осенние месяцы. В целом, динамика микроцистина схожа с таковой биомассы фитопланктона и синезеленых водорослей (рис. III.3.A). Для весны и начала лета характерны невысокие значения токсина, т.к. в составе фитопланктона по биомассе доминировали диатомовые, криптофитовые и нетоксичные синезеленые водоросли. Планктотрихетовый комплекс S1 типа (*Oscillatoria redekei*, *Oscillatoria limnetica*, *Oscillatoria agardhii*) доминировал в фитопланктоне с июня по октябрь, в этом комплексе потенциально токсичным видом является *Oscillatoria agardhii*. С увеличением температуры и прогревом воды озера начинают обильно развиваться виды р. *Microcystis*. В исследованиях 2008 г. нами была подтверждена токсичность именно этой группы водорослей (Бабаназарова и др., 2011). В 2012 г. пик содержания микроцистина в воде оз. Неро совпадает с появлением на уровне субдоминантов видов *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii*, что еще раз свидетельствует об их токсичности. В целом, изменение концентрации токсина в воде оз. Неро зависит от развития токсичных видов р. *Microcystis* и *Oscillatoria agardhii*.

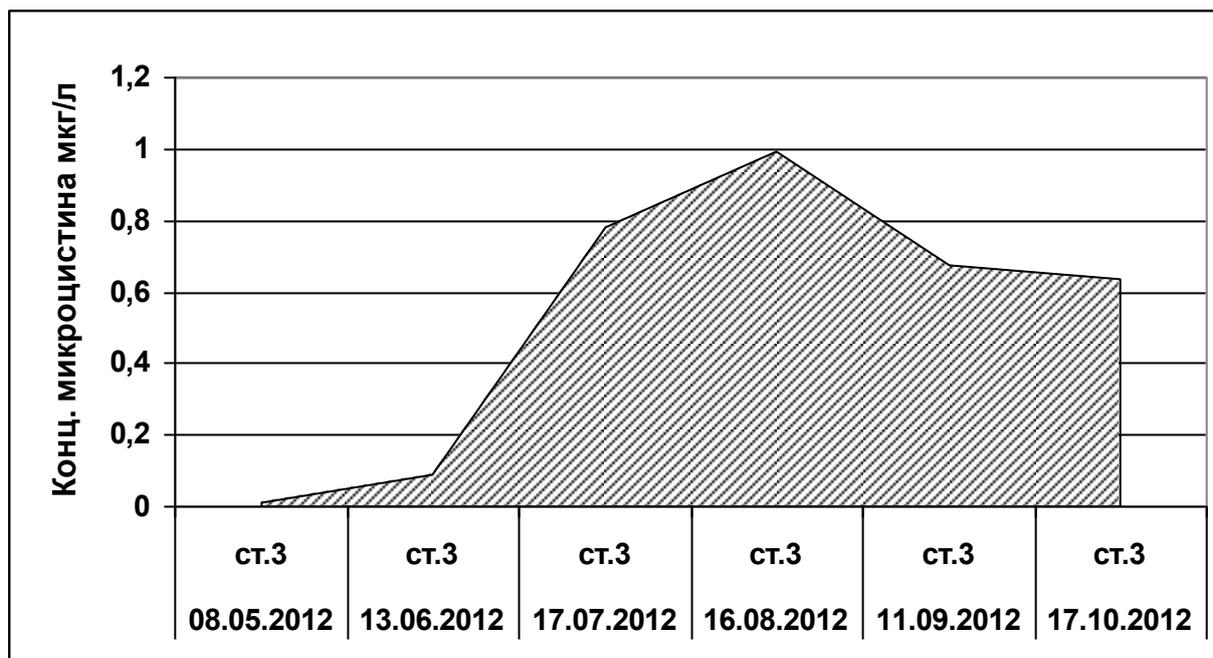


Рис. Ш. 9. Сезонная динамика содержания микроцистина в воде оз.Неро в 2012 г.

Пространственное распределение содержания микроцистина по акватории оз. Неро исследовалось в июле месяце (Рис. Ш. 9). Концентрации микроцистина варьировали от 0,147 до 0,845 мкг/л.

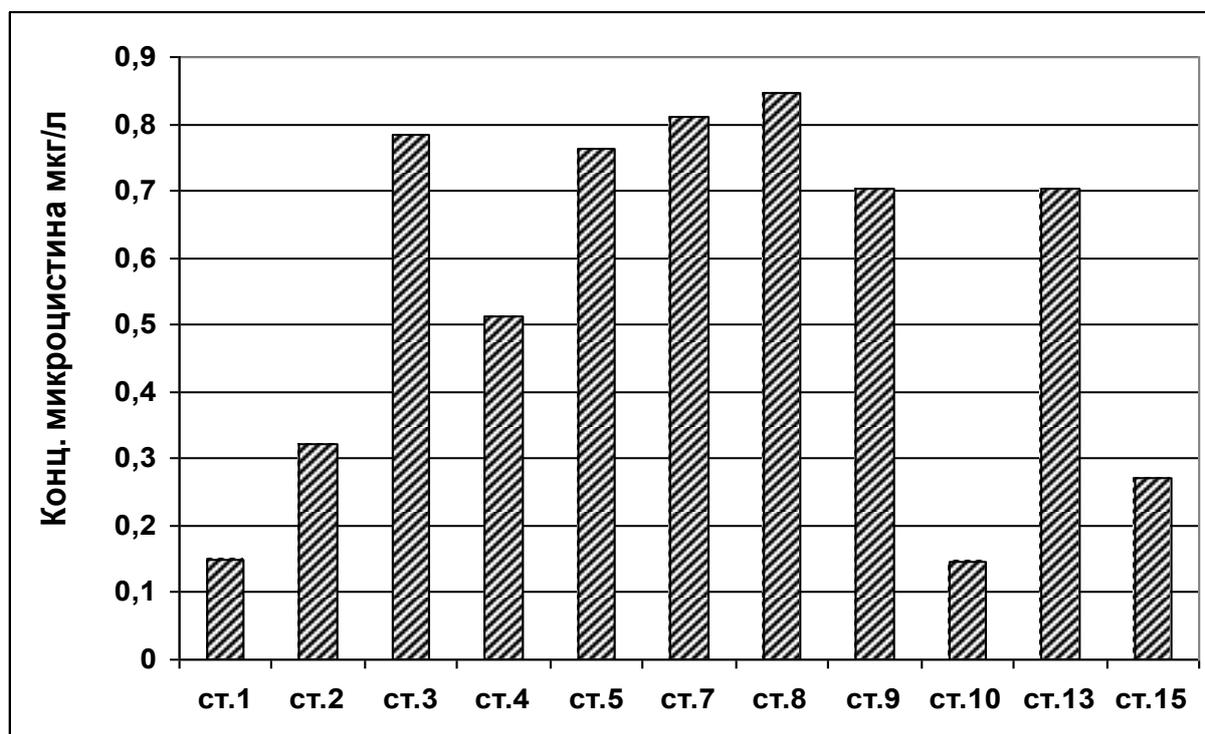


Рис. Ш. 10. Пространственная динамика содержания микроцистина в воде оз. Неро в июле 2012 г.

Анализ данных показал неравномерное распределение токсинов по акватории озера. Невысокие значения наблюдались в южной макрофитной части водоема,

прилегающей к району впадения р. Сара (ст.1, ст.2, ст.10) и на западном побережье в районе с. Угодичи (ст. 15). Исключение здесь составила ст.13 также расположенная на западном побережье, но с довольно высоким содержанием микроцистинов (0,703 мкг/л). Это можно объяснить сгонно-нагонными явлениями, характерными для мелководного хорошо перемешиваемого оз. Неро. Высокие концентрации микроцистинов в воде были приурочены к северной части озера, прилегающей к г. Ростову (ст. 3, 4, 5, 7, 8, 9). Максимальное значение 0,845 мкг/л было отмечено на прибрежной ст. 8, расположенной в районе предприятия «Руськвас». На этой станции часто наблюдаются высокие количественные показатели развития фитопланктона и большие нагонные биомассы видов р. *Microcystis*, что определяется характером сгонно-нагонных явлений или стимулирующим воздействием стоков предприятия «Руськвас».

В 2011 г. С.И. Сиделевым были отобраны пробы в нагонной зоне возле лодочной станции, где биомасса видов р. *Microcystis* была высока. Было подтверждено наличие генов, ответственных за синтез микроцистина в этих пробах и концентрации микроцистинов были отнесены к уровню высокого риска (не опубликованные результаты исследований С.И. Сиделева). В опубликованных ранее работах было отмечено значительное уменьшение вклада представителей данного рода в суммарную биомассу фитопланктона. Первые количественные исследования фитопланктона были проведены в 60-х годах прошлого столетия А.Л. Ильинским (1970), автор указывает на доминирование видов р. *Microcystis*. В исследованиях 1987-1989 гг. О.А. Ляшенко (1991) не отмечает значительного развития рода, показывая только частую встречаемость *M. aeruginosa*. В 1999-2004 гг. вклад рода составил 7–15,3%. В 2005–2008 гг. вклад составил 2,4–4,6% по максимальным годовым значениям. Настоящие исследования подтверждают данную тенденцию (настоящая глава, раздел фитопланктон). По С.S. Reynolds (2002) вытеснение видов рода *Microcystis* происходит обильным развитием планктотрихетового комплекса по принципу затенения, т.е для развития данного рода не хватает света. Тем не менее, концентрации токсичных видов данного рода на отдельных станциях вследствие сгонно-нагонных явлений представляет опасность для жизнедеятельности гидробионтов и человека.

Низкие остаточные концентрации микроцистина обнаруженные весной (май), когда потенциально токсичные виды практически не развиваются и высокие концентрации в осенние месяцы (октябрь), когда вклад потенциально токсичных видов уменьшается - отражают, по-видимому, высокую устойчивость данных токсинов к деградации. Установлено, что микроцистины и нодулярины не распадаются даже после кипячения, а в затененных местах водоемов сохраняются годами.

Актуальность исследований содержания токсинов в природных водах очевидна. Исследовательские работы на эту тему, включающие определение содержания цианотоксинов в воде, на сегодняшний день очень малочисленны и кафедра экологии и зоологии ЯрГУ им Демидова является одной из первых, кто начал подобные исследования в России (Бабаназарова и др., 2011). Так, летом 2009-10 гг. в силу аномально высокой температуры воды в водохранилищах средней Волги было зафиксировано сильное «цветение», вызванное массовым размножением цианобактерий *Microcystis* и *Oscillatoria*, а нами отмечены огромные концентрации микроцистинов в воде водоемов Верхней Волги. Если прогнозы глобального потепления окажутся верными, то следует обратить пристальное внимание на возможные проблемы связанные с «цветением» и ухудшением качества воды в водоемах хозяйственного и питьевого водоснабжения. Наши исследования в этом году показали наличие микроцистинов в водопроводной воде Фрунзенского р-на г. Ярославля в период массового «цветения» р. Волги синезелеными водорослями. Это ставит вопрос о необходимости изучения развития потенциально токсичных видов синезеленых водорослей в оз. Неро и водоемах Верхней Волги и созданию методики мониторинга водоемов для предотвращения опасных ситуаций при потреблении воды содержащей токсины. Это особенно актуально, т.к. водозабор для многих городов области производится из поверхностных водоемов: для Гаврилов-Яма – р. Которосль, г.Ярославля – р. Волга, г. Ростова – р Устье.

Картирование и анализ распределения макрофитов в 2012 году

В июле 2012 г. в составе комплексных гидробиологических исследований по оценке современного состояния экосистемы озера Неро проведено картирование растительного покрова озера, которое позволило выявить характер распределения сообществ основных доминантов растительности, их разнообразие и структуру, разнообразие флоры высших водных растений и запасы биомассы макрофитов. Сопоставление с такими же данными, полученными в 2002–2004 гг. (Папченков и др., 2008), дает возможность судить о динамике растительного покрова озера в последнее десятилетие, а обобщение всех имеющихся в литературе данных о характере зарастания озера в разные годы сделать вывод о характере динамики растительного покрова озера с начала XX века по настоящее время.

Материалы картирования, отражены в таблице III.3. и на картосхеме (рис. III.11 и III.12). Наиболее зарастающей была и остается южная часть озера. Сильно снизилось зарастание северной, северо-западной и центральной его частей (рис. III.12). Почти

исчезли сообщества рдеста пронзеннолистного (*Potamogeton perfoliatus* L.), распространенные в центральной части озера. Резко сократились площади тростника южного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) (с 21,7 до 9,5%) и, наоборот, выросли (с 5,4 до 17,5%) площади кубышки желтой (*Nuphar lutea*) и рогоза узколистного (*Typha angustifolia* L.) (с 34,3 до 47,6%). В целом в пределах озера сейчас господствуют сообщества рогоза и кубышки (табл. III.3). Их дополняют кроме тяготеющего к берегам тростника, распространившиеся в южных заливах сообщества урути мутовчатой (*Myriophyllum verticillatum* L.) (11,5 %), кувшинки чисто-белой (*Nymphaea candida* J. Presl) (6,3 %) и роголистника темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum* L.) (5,6 %). Остальные виды макрофитов в зарастании озера сейчас имеют малое значение (табл. III.3).

В целом сообществами высших водных растений сейчас занято 12,6 км² акватории озера. Из них 7,3 км² – это сообщества прибрежно-водных растений, 3,05 км² – сообщества растений с плавающими листьями и 2,22 км² – сообщества погруженных растений. В 2004 г. все эти величины были заметно выше. Степень зарастания водоема понизилась с 25,6% до 21,8%. При этом на 12,7% акватория озера занята прибрежно-водными растениями (было 15%), на 5,3% – растениями с плавающими листьями (было 1,7%) и на 3,8% – погруженными в воду видами (было 9%).

Подсчет биомассы и чистой первичной продукции макрофитов показал, что запасы абсолютно-сухой надземной биомассы высших растений в озере равны 10,4 тыс. т при чистой первичной годовой продукции 16,0 тыс. т (табл. III.3). Основными продуцентами являются сообщества гелофитов, чистая надземная годовая продукция которых составляет 51,4% от продукции всех макрофитов при 48,4% продукции сообществ гидрофитов и 0,2% продукции гигрогелофитов. Среди формаций в этом плане выделяются сообщества рогоза узколистного – 39,1%, кубышки желтой – 25,8%, тростника южного – 11,9%, урути мутовчатой – 9,7%, кувшинки чисто-белой – 9,0% и роголистника темно-зеленого – 3,2%.

Занимаемые площади и продуктивность сообществ макрофитов оз. Неро
в 2004 и 2012 гг. (т – запасы абсолютно-сухой надземной массы в тоннах; т/год –
чистая первичная продукция в тоннах за год)

Формации, группы и классы формаций	2004 год					2012 год				
	км ²	%	т	т/год	%	км ²	%	т	т/год	%
<i>Ceratophylleta demersi</i>	0,62	4,2	179,8	449,5	2,4	0,70	5,6	203,0	507,5	3,2
Группа I всего:	0,62	4,2	179,8	449,5	2,4	0,70	5,6	203,0	507,5	3,2
<i>Batrachieta trichophylli</i>	0,01	0,1	4,2	10,5	0,1	0	0,0	0	0	0,0
<i>Elodeeta canadensis</i>	0,48	3,2	235,2	588	3,1	0,02	0,2	9,8	24,5	0,2
<i>Myriophylleta verticillati</i>	1,6	10,8	688	1720	9,2	1,45	11,5	623,5	1558,8	9,7
<i>Potameta perfoliati</i>	2,62	17,7	1519,6	3799	20,2	0,02	0,2	11,6	29	0,2
<i>Stratioteta aloides</i>	0,06	0,4	24	60	0,3	0,03	0,2	12	30	0,2
Группа II всего:	4,76	32,2	2471,0	6177,5	32,9	1,52	12,1	656,9	1642,3	10,3
<i>Nuphareta luteae</i>	0,8	5,4	600	1500	8,0	2,2	17,5	1650	4125	25,8
<i>Nymphaeta candidae</i>	0,01	0,1	7,2	18	0,1	0,8	6,3	576	1440	9,0
<i>Persicarieta amphibii</i>	0,05	0,3	11	27,5	0,1	0,01	0,1	2,2	5,5	0,0
<i>Potameta natantis</i>	0,02	0,1	5	12,5	0,1	0,04	0,3	10	25	0,2
Группа III всего:	0,88	5,9	623,2	1558	8,3	3,05	24,2	2238,2	5595,5	34,9
Группа IV всего:	0,08	0,5	11,2	28,0	0,1	0,03	0,2	4,2	10,5	0,1
Гидрофитная растительность всего:	6,34	42,8	3285,2	8213,0	43,7	5,30	42,1	3102,3	7755,8	48,4
<i>Butometa umbellati</i>	0,02	0,1	10,6	24,38	0,1	0,01	0,1	0,1	0,23	0,0
<i>Equiseteta fluviatilis</i>	0,03	0,2	12,6	28,98	0,2	0,02	0,2	0,4	0,92	0,0
<i>Sagittarieta sagittifoliae</i>	0,003	0,0	0,6	1,38	0,0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Sparganieta erecti</i>	0,01	0,1	6,9	15,87	0,1	0,01	0,1	6,9	15,87	0,1
Группа V всего:	0,06	0,4	30,7	70,61	0,4	0,04	0,3	7,4	17,02	0,1
<i>Glycerieta maximae</i>	0,01	0,1	11,6	23,2	0,1	0,01	0,1	11,6	23,2	0,1
<i>Phragmiteta australis</i>	3,21	21,7	4237,2	5084,6	27,1	1,2	9,5	1584	1900,8	11,9
<i>Scirpeta lacustris</i>	0,03	0,2	21,0	25,2	0,1	0,01	0,1	7,0	8,4	0,1
<i>Typheta angustifoliae</i>	5,07	34,3	4816,5	5298,2	28,2	6,0	47,6	5700	6270,0	39,1
<i>Zizanieta latifoliae</i>	0,01	0,1	12,0	14,4	0,1	0,01	0,1	12,0	14,4	0,1
Группа VI всего:	8,33	56,3	9098,3	10445,6	55,6	7,23	57,4	7314,6	8216,8	51,3
Гелофитная	8,39	56,7	9129,0	10516,	56,0	7,27	57,7	7322,0	8233,8	51,4

растительность всего:				2						
<i>Bolboschoeneta maritimi</i>	0,02	0,1	10,0	20	0,1	0	0,0	0,0	0	0,0
<i>Bolboschoeneta koshevnikovii</i>	0,01	0,1	4,8	9,6	0,1	0	0,0	0	0	0,0
<i>Eleocharieta palustri</i>	0,01	0,1	1,3	2,6	0,0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Cariceta acutae</i>	0,03	0,2	13,8	27,6	0,1	0,03	0,2	13,8	27,6	0,2
Гигрогелофитна я растительность всего:	0,07	0,5	29,9	59,8	0,3	0,03	0,2	13,8	27,6	0,2
Прибрежно- водная растительность всего:	8,46	57,2	9158,9	10576, 0	56,3	7,30	57,9	7335,8	8261,4	51,6
Водная растительность всего:	14,8	100, 0	12444, 1	18789, 0	100, 0	12,6 0	100, 0	10438, 1	16017, 2	100, 0

Примечание: Группа I – гидрофиты, свободно плавающие в толще воды; группа II – погруженные укореняющиеся гидрофиты; группа III – укореняющиеся гидрофиты с плавающими на поверхности воды листьями; группа IV - гидрофиты, свободно плавающие на поверхности воды; V - низкотравные гелофиты, VI – высокотравные гелофиты.

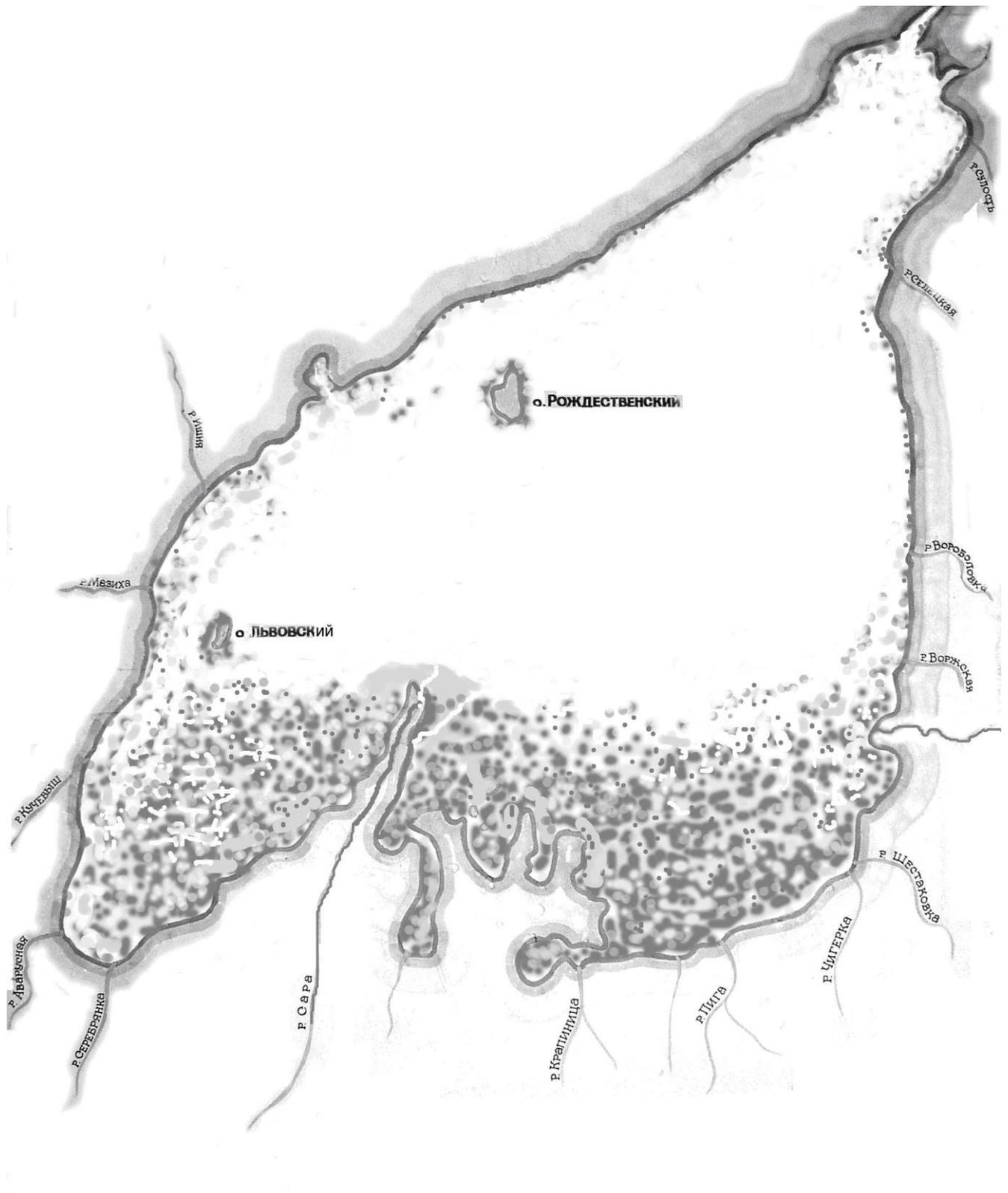


Рис. III.11. Картограмма зарастания оз. Неро в 2012 г.

Темно-серый цвет – гелофиты, серый – гидрофиты с плавающими листьями, светло-серый – погруженные гидрофиты

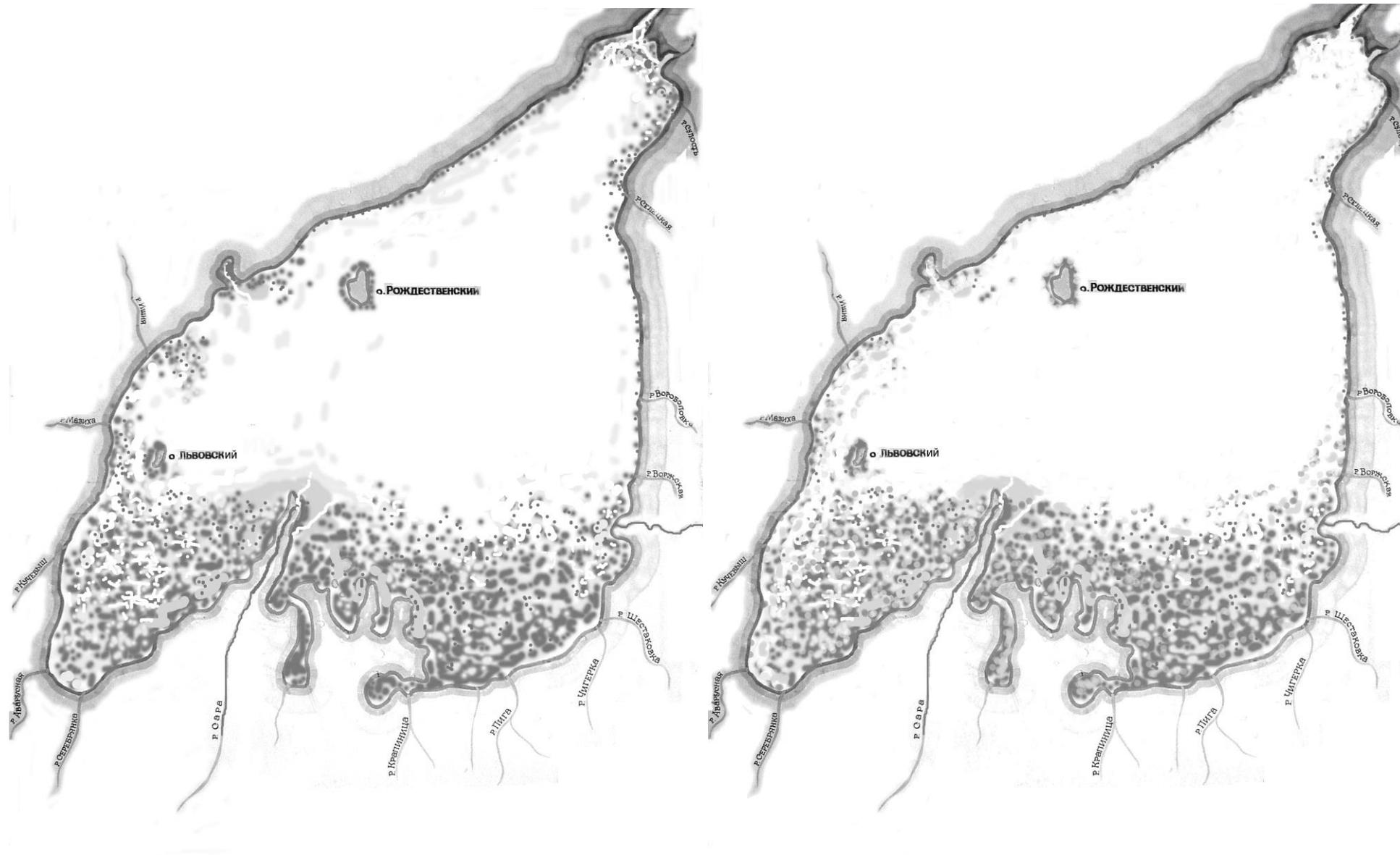


Рис. III.12. Картограмма зарастания оз. Неро в 2004 и 2012 гг.

Темно-серый цвет – гелофиты, серый – гидрофиты с плавающими листьями, светло-серый – погруженные гидрофиты

Наблюдаемые изменения в зарастании озера можно объяснить изменением гидрологического режима озера, промерзанием мелководий в марте 2005 г. при самом низком за 14 лет уровне (135 м) и резким поднятием уровня воды ранней весной (Раздел II, Таблица II.3). При этом вмерзшие во всплывший лед остатки стеблей воздушно-водных растений вместе с корневищами были вырваны из грунта, что подтверждается большим количеством плавающих купаков тростника и рогоза, сносимых течением в северную часть озера к плотине, где их многие годы извлекали из воды, понижая таким образом степень зарастания водоема. Больше всего пострадал тростник, имеющий по сравнению с рогозом более крепкие стебли, которые позволяли льду с большей интенсивностью вырывать из грунта его корневища. Освободившиеся от тростника места стали занимать быстро разрастающиеся рогоз и кубышка с кувшинками. Исчезновение зарослей рдеста пронзеннолистного и других гидрофитов в центральной части озера очевидно связано с усилением мутности воды.

Произошедшие изменения в разнообразии и структуре растительных сообществ вызвало изменения в составе флоры водоема, но они не столь яркие.

По данным 2004 г. в озере было отмечено **24 гидрофита** (*Batrachium trichophyllum* (Chaix) Bosch, *Ceratophyllum demersum* L., *Chara* sp., *Elodea canadensis* Michx., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Lemna gibba* L., *Lemna minor* L., *L. trisulca* L., *Myriophyllum verticillatum* L., *Nuphar lutea* (L.) Smith, *N. x spenneriana* Gaudin, *Nymphaea candida* J. Presl., *Persicaria amphibia* (L.) S.F. Gray, *Potamogeton compressus* L., *P. x griffitii* A. Benn., *P. lucens* L., *P. natans* L., *P. pectinatus* L., *P. perfoliatus* L., *P. praelongus* Wulf., *P. x salicifolius* Wolfg., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid., *Stratiotes aloides* L., *Utricularia vulgaris* L.), **14 геллофитов** (*Alisma plantago-aquatica* L., *Butomus umbellatus* L., *Equisetum fluviatile* L., *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Sagittaria sagittifolia* L., *Scirpus lacustris* L., *Scolochloa festucacea* (Willd.) Link., *Sparganium emersum* Rehm., *S. erectum* L., *S. microcarpum* (Neum.) Raunk., *Typha angustifolia* L., *T. latifolia* L., *Zizania latifolia* (Griseb.) Stapf) и **21 гигрогеллофит** (*Agrostis stolonifera* L., *Bolboschoenus koshewnikowii* (Litv.) A.E. Kozhevnikov, *B. laticarpus* Marhold, Hroudová, Duchaček et Zákřavský, *B. yagara* (Ohwi) Y.C. Yang et M. Zhan, *Caltha palustris* L., *Carex acuta* L., *C. aquatilis* Wahlenb., *C. aquatilis x acuta*, *C. vesicaria* L., *Cicuta virosa* L., *Comarum palustre* L., *Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Schult., *Iris pseudacorus* L., *Lythrum salicaria* L., *Naumburgia thyrsoiflora* (L.) Reichenb., *Oenanthe aquatica* (L.) Poir., *Ranunculus lingua* L., *Rorippa amphibia* (L.) Bess., *Rumex aquaticus* L., *R. hydrolapathum* Huds., *Sium latifolium* L.), то есть **59 видов водных растений**.

При картировании растительности в 2012 г. не были замечены шелковник *Batrachium trichophyllum*, кубышка Спеннера *Nuphar x spenneriana*, рдест Гриффита *Potamogeton x griffitii*, рдест блестящий *P. lucens*, рдест длиннейший *P. praelongus*, рдест иволистный *P. x salicifolius*, т.е. разнообразие водных растений озера снизилось **до 53 видов.**

Таким образом, в период с 2004 по 2012 гг. произошло снижение степени зарастания водоема с 25,6 % до 21,8 %. Понизилось видовое разнообразие гидрофитов. Почти исчезли сообщества рдеста пронзеннолистного, сократились площади тростника южного и выросли площади кубышки желтой и рогоза узколистного, сообщества которых стали господствующими. Можно сказать, что произошло некоторое омоложение растительного покрова водоема.

История изучения растительного покрова оз. Неро была начата в 1902 г. А.Ф. Флеровым (Флеров, 1903), последующие исследования повторялись с периодичностью в 10–25 лет: в 1913–1914 гг. заросли озера изучались С.А. Дамской (Дамская, 1921), следующие наблюдения за растительностью были проведены в 1925–1927 гг. (Грезе, 1929), потом в 1956 г. (Чижиков, 1956) и 1962 г. (Монаков, Экзерцев, 1970). Наиболее полное изучение растительного покрова озера с картированием растительности, детальным описанием и определением ее продуктивности в 1987–1989 гг. выполнила И.В. Довбня (1991, 1995), в 2002–2004 гг. очередное обследование экосистемы озера было проведено ИБВВ РАН совместно с Ярославским госуниверситетом (Папченков и др., 2008). Данные этого исследования выше уже были сопоставлены с современными. Добавим этот ряд сопоставлений к исследованиям И.В. Довбня. По материалам картирования 1989 г. ею, также как и нами, были подсчитаны площади, занимаемые основными доминантами фитоценозов, запасы их биомассы и чистая годовая продукция. Эти данные позволили отметить следующие изменения, произошедшие за 15 лет между 1989 и 2004 гг. Общая площадь зарастания возросла с 11,2 до 14,8 км². Однако при этом площади, занятые рядом основных продуцентов стали меньше. Так, с 5,53 до 5,07 км² сократилась площадь сообществ рогоза узколистного, с 2,75 до 2,62 км² – рдеста пронзеннолистного, с 1,39 до 0,80 км² – кубышки. В тоже время площади, занятые тростником увеличилась с 1,33 до 3,21 км², урути – с 0,01 до 1,6 км², роголистника – с 0,02 до 0,62 км². Соответственно возросли и запасы биомассы и годовая продукция макрофитов: первая с 8,7 до 12,4 тыс. т, вторая – с 10,5 до 18,8 тыс. т. Это сравнение данных позволило сделать следующий вывод: усиление позиций тростника, урути и роголистника свидетельствует об активном развитии болотообразовательного процесса на мелководьях озера, который особенно ярко проявляется в южной и восточной части

водоема (Папченков и др., 2008). В 2005 г., как было показано выше, этот процесс прервался, а точнее будет сказать, приостановился. В 2012 г. возобновление его пока не наблюдается, несмотря на активное разрастание на освободившихся от тростника площадях рогоза узколистного и кубышки желтой. Но, несомненно, следует ожидать новой волны усиления процессов зарастания озера.

Кроме собственных данных, в своей работе 1991 года И.В. Довбня привела результаты своего анализа работ по растительному покрову оз. Неро своих предшественников и показала, что динамика зарастания озера имела следующий характер.

В 1902 г. озеро сильно зарастало и основную роль в этом процессе играли тростник и камыш (Флеров, 1903). В 1913-1914 гг. степень зарастания оставалась примерно той же, но наряду с тростником и камышом уже много было кубышки и рдеста, стал распространяться телорез (Дамкая, 1921).

По наблюдениям 1925-1927 гг. произошло расширение площадей, занятых телорезом. Особенно много этого растения стало в южном плесе озера. На открытых пространствах водоема, не занятых воздушно-водными растениями, повсюду были распространены рдест пронзеннолистный *P. perfoliatus* и рдест курчавый *P. crispus*, которые образовывали на отдельных участках сплошные подводные луга (Грезе, 1929).

Произошедшие к 1951 г. изменения были связаны с сокращением площадей, занятых рдестами и изреживанием их зарослей, мало стало и телореза (Чижиков, 1956). В 1962 г. господствовали те же фитоценозы, но вновь стало много образующего большие скопления рдеста пронзеннолистного (Монаков, Экзерцев, 1970).

Продолжая дальше этот ряд наблюдений, видим, что к 1989 г. на озере стала резко преобладать воздушно-водная растительность с доминированием тростника обыкновенного и рогоза узколистного при широком распространении камыша озерного и манника большого. Стало довольно много кубышки желтой, но сократились площади рдеста пронзеннолистного (Довбня, 1991).

К 2004 г. общая площадь зарастания возросла на 3,6 км², при этом заметно сократились площади сообществ рогоза узколистного, рдеста пронзеннолистного и кубышки желтой. В то же время площади, занятые тростником увеличилась с 1,3 до 3,2 км², урути – с 0,01 до 1,6 км², роголистника – с 0,02 до 0,6 км² (Папченков и др., 2008).

А с 2004 по 2012 гг. произошло уже снижение степени зарастания водоема с 25,6 % до 21,8 %. Понизилось видовое разнообразие гидрофитов. Почти исчезли сообщества рдеста пронзеннолистного, сократились площади тростника южного и выросли площади кубышки желтой и рогоза узколистного, сообщества которых стали господствующими.

Обобщая все известные данные, не сложно сделать вывод, что зарастание оз. Неро имеет циклический характер – периоды сильного зарастания озера сменяются резким его ослаблением. Наиболее динамичной при этом является центральная часть водоема, то сплошь зарастающая погруженными гидрофитами, то полностью освобождающаяся от них. Более консервативны заросли воздушно-водных растений, но и в них происходят существенные изменения. Судя по мощным накоплениям на дне озера сапропели, процессы эти идут многие тысячелетия. В связи с климатическими изменениями озеро и мелело до полного обсыхания, и сильно расширило свои границы; сейчас оно находится в маловодной фазе развития (Состояние ..., 2008). В последнее столетие наблюдается заболачивание южной части водоема, но процесс этот, несмотря на мелководность водоема, идет очень медленно. Препятствует более стремительному развитию болота на месте озера сапропель, в котором сложно укорениться крупным воздушно-водным растениям.

IV. МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА УРОВНЯ ВОДЫ И СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА НЕРО

Наличие многолетней базы данных по структуре фитопланктона и некоторым гидрометеорологическим показателям позволяет проанализировать, каким образом функционирование ключевого биотического звена экосистемы озера Неро может быть связано с многолетними колебаниями уровня воды. Это не первая попытка подобного анализа, ранее мы уже сопоставляли данные по фитопланктону и изменениям средней глубины озера, полученные нами в исследованиях 1999-2007 гг. (Отчет..., 2007). Однако низкая разрешающая способность информации по реальным изменениям уровня воды в озере, которую к тому времени мы могли оценивать лишь по косвенному показателю – глубине станций отбора проб, измеряемой только один раз в месяц, не позволила выявить связей между двумя параметрами. В настоящем исследовании в нашем распоряжении имеются данные по среднегодовым, среднемесячным, и недельным (до отбора проб фитопланктона на озере) изменениям уровня воды, полученные от Ярославского центра гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды.

Вначале мы попытаемся в общих чертах показать, каким образом уровень воды озера Неро изменялся за последние 100 лет, и что происходит с уровнем в последнее десятилетие. Далее, более подробно мы остановимся на причинах изменения уровня воды озера в последние годы. После этого, попытаемся сопоставить, в какой степени изменения уровня воды коррелируют с теми процессами, которые мы наблюдаем в структуре фитопланктона на современном этапе и за последние 100 лет существования водоема.

В многолетних изменениях уровня воды озера Неро за последние 100 лет можно выделить 2 основные составляющие: это циклические колебания и четко проявляющиеся тренды. График уже приводился А.С. Литвиновым в главе II, приведем его еще раз (рис. IV.1). Фактически можно выделить три периода. С 1930 до начала 50-х годов уровень варьировал около 93,9м. С середины 50-х до середины 1970-х годов на фоне циклических флуктуаций общий тренд изменения уровня воды характеризовался его понижением (сплошная линия тренда). При этом среднегодовой уровень воды не превышал отметку 94 метра по Балтийской системе.

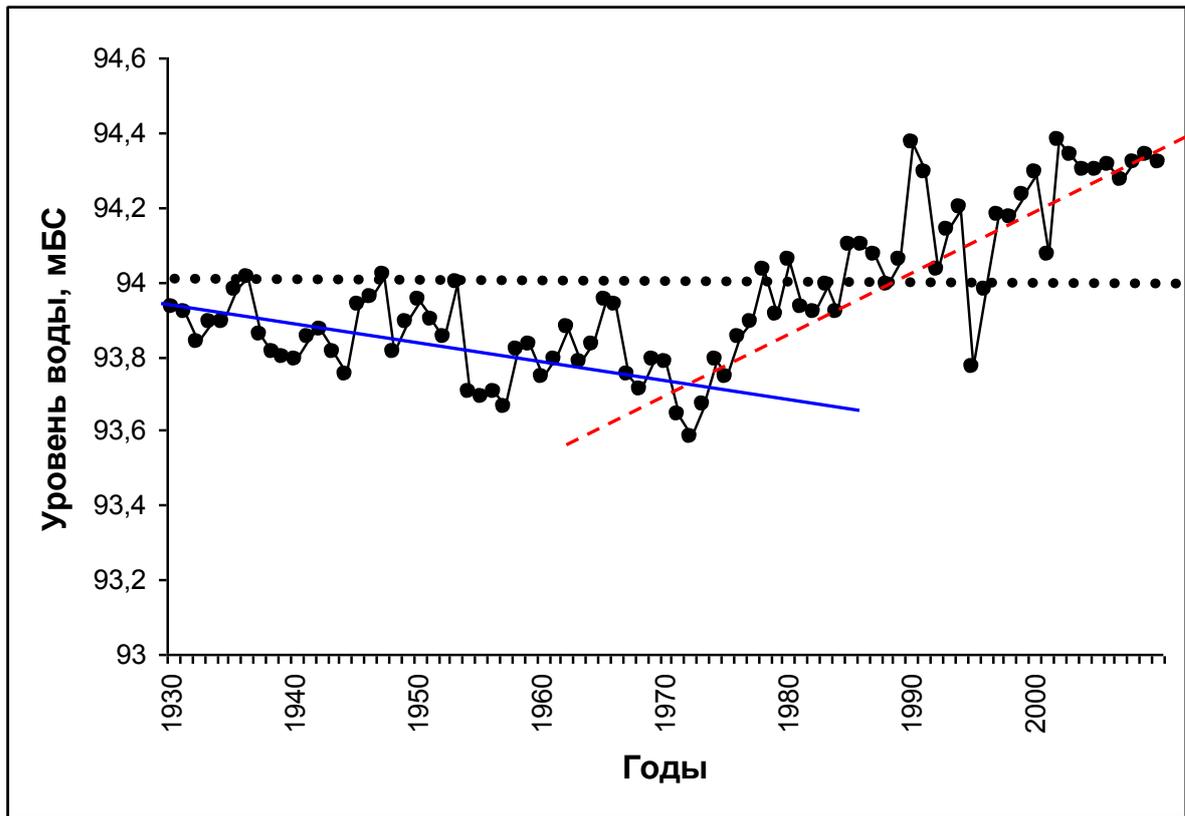


Рис. IV.1. Многолетние изменения среднегодового уровня воды озера Неро (1930-2011 гг.) с 2 трендами.

Начиная с середины 1970-х годов, отрицательный тренд в изменении уровня воды озера сменился на положительный, средний уровень начал резко возрастать (прерывистая линия тренда). Цикличность колебаний, хотя и менее выраженная, чем до середины 1970-х годов, сохранилась (Рис. IV.1). В период многолетнего повышения уровня воды можно выделить также 2 ключевых отрезка времени. До середины 1980-х годов, как видно из графика, уровень повышался, но редко превышал отметку в 94 метра. В 1990-е и в современный период уровень уже стабильно выше 94 метров, тренд в повышении уровня становится всё более крутым (значительное снижение ниже 94 метра отмечено только в крайне засушливый 1995 г.). Причем даже в сухой 1999 г., при низком объеме осадков (глава I) среднегодовой уровень выдерживался выше 94 мБС. Данная направленность имеет не только климатическую, но и антропогенную составляющую. Сразу необходимо отметить, что регулирование уровня воды в озере имеет давнюю историю, по крайней мере, за 100 прошедших лет на выходе из озера были те или иные выпускные сооружения. В период половодья из-за недостаточной пропускной способности имеет место подпорное обратное течение от р. Устье по р. Векса до озера. Этот дополнительный приток в оз. Неро в сумме с естественным притоком (р. Сара и др.) и осадками на водную поверхность вызывает переполнение оз. Неро, повышение уровня воды и затопление прилегающих территорий, включая естественные угодья и часть городской территории Ростова

Великого. В начале 1980-х старый исток реки Векса из озера был засыпан и построена дамба с целью поднятия уровня водоема. В конце 1980-х на километровом спрямленном канале, новом выходе р. Векса, был построен гидроузел со шлюзами. Отрабатывается и утверждается график его работы в соответствии с целым комплексом задач. В 1989 г. нижний, летний уровень (с 20.06 до 10.08) был установлен на отметке 93,5м, что в принципе было близко к естественным летним минимумам уровня озера до зарегулирования (Приложение А2.1., Отчет Tacis, 1999), в 1997 г. этот режим был пересмотрен Ростовской городской Администрацией, целевой летний уровень был поднят на 20 см до 93,7 (там же). В 2004 г. распоряжением администрации г. Ростова было принято решение поддерживать уровень озера не ниже отметки 94,1 мБС (постановление главы N351р от 11.08.2004). Уровень держался до 2010 г., затем был понижен на 10 см распоряжением ФГУ “Ярмелиоводхоз”, решения руководителем организации вполне понятно – выработанного документа, на основании которого принято решение о поднятии уровня в водоеме в 21 веке, как такового не было.

Вычленим из многолетнего положительного тренда уровня воды озера Неро последнее десятилетие (1999-2012 гг.) и более детально проследим, происходили ли значительные изменения этого показателя в современный период и с чем они могли быть связаны (табл. IV.1).

Как видно из графика (рис. IV. 2.), в период 1999-2012 гг., как среднегодовой, так и среднелетний уровни воды продолжили многолетнюю тенденцию к повышению, переломным годом является 2003 г. В этот год отмечался рекордно высокий среднегодовой уровень воды за всю 100 летнюю историю наблюдений – 94,38 метра. После 2003 года уровень воды в озеро достоверно повысился по сравнению с периодом 1999-2002 гг. (таблица IV.1).

Таблица IV.1

Изменение уровня воды оз. Неро, годового количества осадков по данным метеостанции “Ростов” и среднегодового расхода реки Сара за два периода наблюдений.

Период, год	Средний уровень воды за год, м	Годовое количество осадков, мм	Средний за год расход р. Сара, м ³ /сек
1999-2002	1,5*	494	3,1
2004-2011	1,6*	542	3,13

* различия статистически значимы, $p < 0.05$ (критерий Манна-Уитни).

Среднегодовые значения уровня воды остаются относительно стабильными в 2004-2012 гг., на этом фоне флуктуации летних уровней выглядят более вариабельными, повышаясь в одни годы и снижаясь в другие (рис. IV.2). Начиная с 2009 года, пока не четко (т.к. выпадает 2011 год), но проявляется тенденция к снижению летних уровней воды в озере Неро.

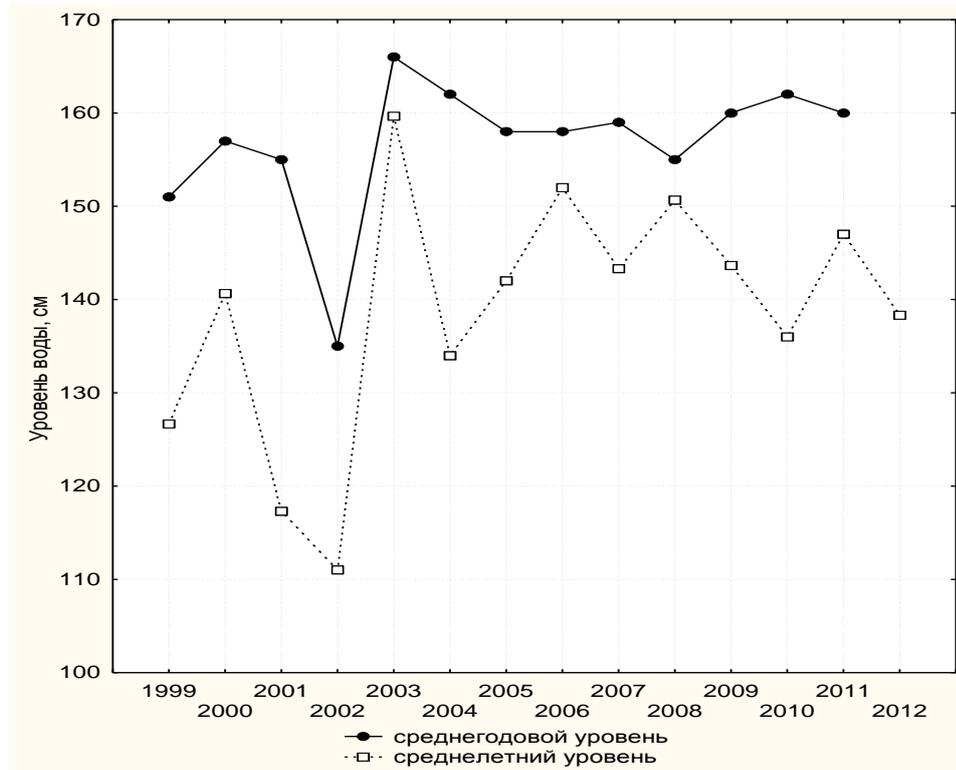


Рис. IV. 2. Изменение среднегодового и среднелетнего уровня воды озера Неро за период 1999-2012 гг.

Сопоставление среднегодовых уровней воды и годового количества осадков в районе г. Ростова за период 1999-2011 гг. обнаруживает статистически значимую положительную корреляцию между 2-мя этими параметрами (рис. IV.3). Как видно из точечной диаграммы, вариабельность уровня воды озера Неро в последнее десятилетие на 60% объясняется межгодовыми колебаниями атмосферных осадков, т.е. климатическим фактором. В период 1999-2011 гг. межгодовые колебания количества осадков в большей степени влияли на периодичность колебаний уровня воды озера, нежели на его повышение и стабильное удержание на высоком уровне после 2003 года (рис. IV.4). Соответственно оставшаяся доля необъясненной вариации уровня воды с очевидностью связана с режимом работы плотины. Об этом же свидетельствует недостоверность различий годовых осадков в периоды 1999-2002 гг. и 2004-2011 гг. (таблица IV.1).

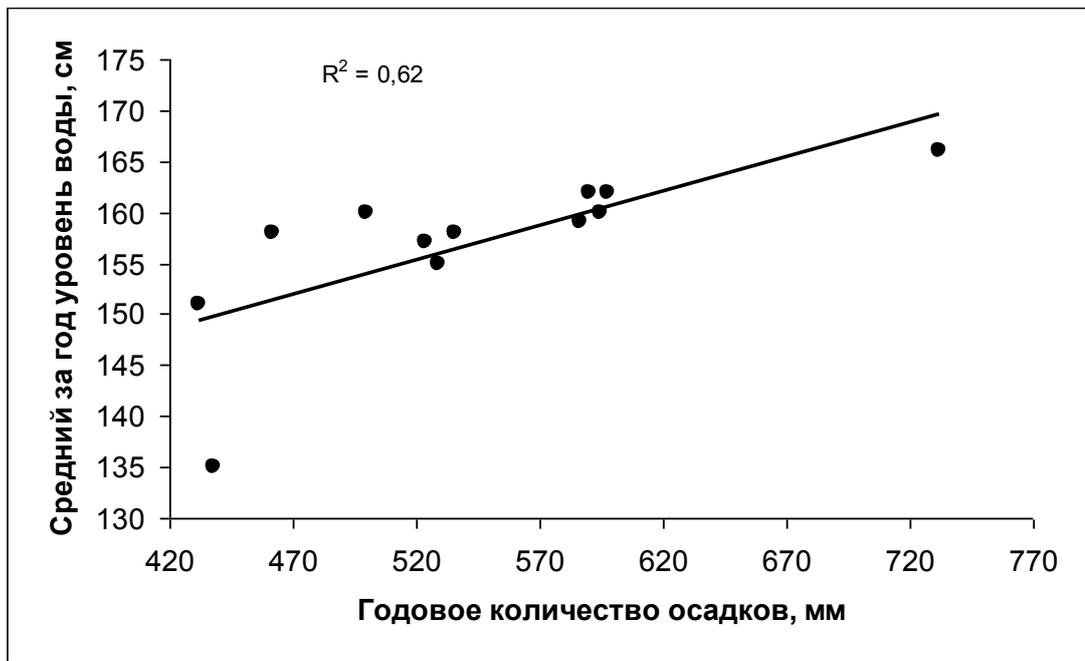


Рис. IV.3. Связь годового количества осадков по данным наблюдений метеостанции «Ростов» и среднегодового уровня воды озера Неро за период 1999-2011 гг.

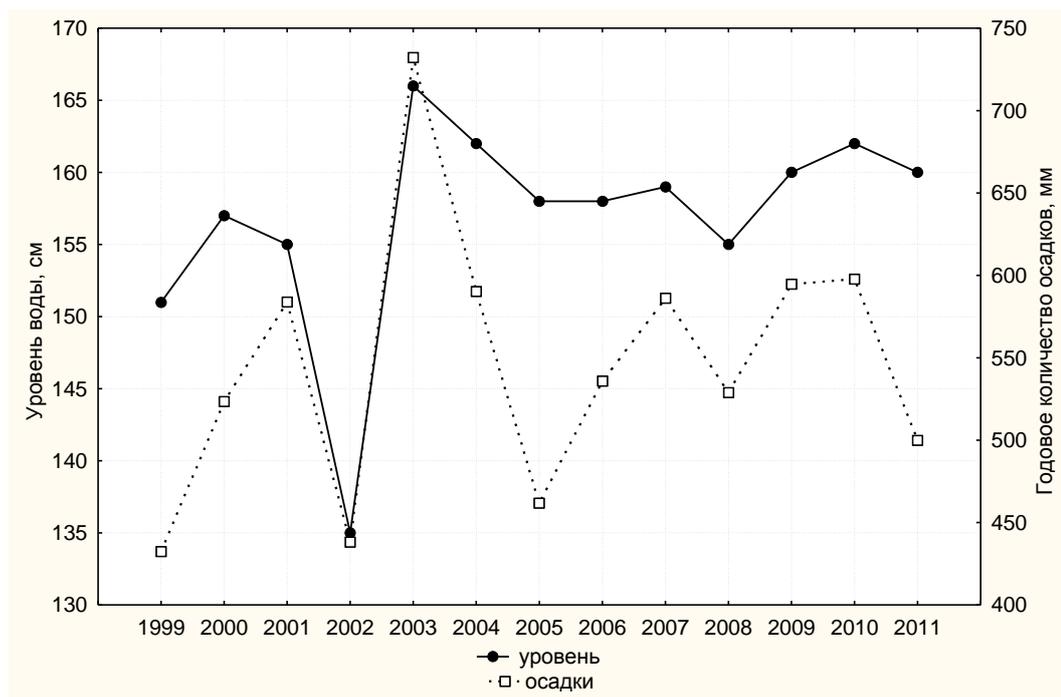


Рис. IV.4. Межгодовая динамика среднегодового уровня воды оз. Неро и среднегодового количества осадков по данным наблюдений метеостанции «Ростов».

Положительный тренд в изменении количества осадков за период 1999-2012 гг. отсутствовал. Не изменился за аналогичные периоды расход главного притока озера Неро – реки Сара (Таблица IV.1). Тем не менее, уровень воды озера Неро статистически значительно повысился и оставался на более высоком уровне в период 2004-2011 гг. по сравнению с 1999-2002 гг. (таблица IV.1). Возникает вопрос: по какой причине уровень

воды значительно повысился в период 2004-2011 гг. при относительно постоянных за это же время притоке воды в озеро из р. Сара и количестве осадков? Ответ очевиден даже не специалисту: подобное расхождение показателей можно объяснить лишь тем, что в период после 2003 года должен был значительно снизиться отток воды из озера, регулируемый плотиной на реке Векса. А это означает снижение водообмена. Таким образом, фактические данные подтверждают, что поднятие и поддержание уровня воды в озере Неро началось после 2003 года.

Многолетние изменения структуры фитопланктона озера Неро анализировались в последние годы неоднократно, результаты исследований опубликованы (Бабаназарова и др., 2011; Сиделев, Бабаназарова, 2011). Установлено, что на современном этапе развития экосистемы озера облик фитопланктона определяют тонкие нитчатые синезеленые водоросли, по известной экологической классификации английского исследователя К. Рейнольдса, относящиеся к кодону или типу S_1 (Reynolds et al., 2002). Данное утверждение подтверждают фактические данные по многолетнему изменению обилия фитопланктона в озере Неро, которое в значительной степени зависит от флуктуаций биомасс именно синезеленых водорослей S_1 типа, среди которых в озере присутствуют токсигенные виды (рис. IV.5).

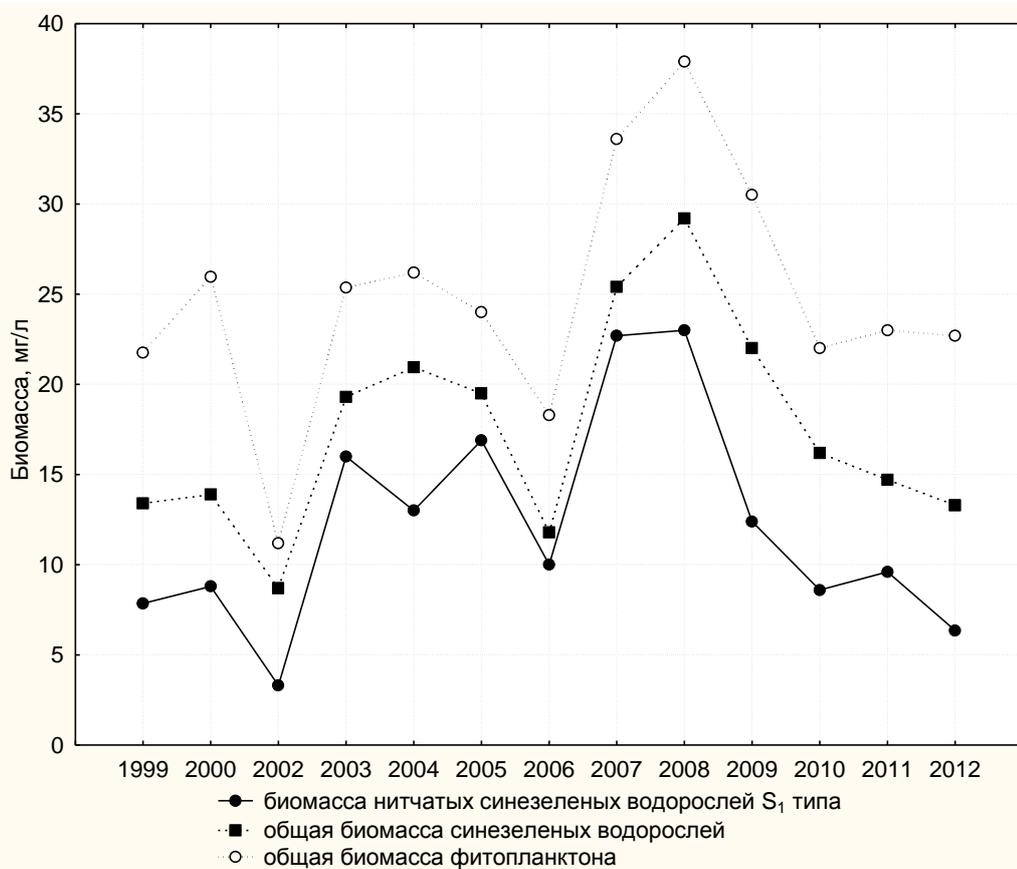


Рис. IV.5. Многолетние изменения общей биомассы фитопланктона, биомассы синезеленых водорослей и цианобактерий S_1 типа (средние значения за июль-сентябрь).

Поскольку данная группа водорослей наибольших биомасс достигает в период биологического лета, что для озера Неро фактически является периодом с середины-конца июня и вплоть до конца сентября, то в дальнейшем мы будем анализировать не среднегодовые (март-октябрь) значения биомасс, а данные, полученные за период с июля по сентябрь. В связи с этим, значения по уровню воды мы рассчитывали за аналогичный период, поскольку выше было показано значительное отличие среднегодовых величин от летних в межгодовой динамике. Водоросли в целом и особенно синезеленые прокариотические делятся в течение нескольких дней. Поэтому для анализа нами были выбраны данные по уровню в водоеме за неделю до отбора проб фитопланктона. В качестве показателя доступности света (уровень ослабления светового потока) для водорослей нами рассчитано отношение прозрачности воды к уровню водоема за неделю до отбора проб, как периода, лучше определяющего условия вегетации сообщества, чем среднемесячные данные. Показатель S/H ниже 0,3 свидетельствует о световом голодании в сообществе водорослей планктона (Reynolds et al., 2002). Ранее нами уже было определено, что именно через снижение доступности света за счет самозатенения тонкие нитчатые синезеленые водоросли S₁ типа конкурируют с другими группами фитопланктона (Babanazarova, Lyashenko, 2007). Как видно из таблицы IV.2, после 2003 г. в июле-сентябре этот важный показатель составлял в среднем 0,25 и достоверно оказался ниже такового в 1999-2003 гг., характеризуя период снижения доступности света для сообщества фитопланктона.

Сопоставление данных по межгодовым изменениям биомасс и вкладу синезеленых водорослей S₁ типа с уровнями воды, показывает, что между 2 параметрами существует очевидная связь. Отмеченный нами катастрофический переход к монодоминированию водорослей S₁-типа в летне-осенний период и общему росту биомасс фитопланктона по времени совпал с повышением уровня воды в озере Неро после 2003 г. (рис IV.6. IV.7; табл. IV.2). Последнее неоднократно отмечалось нами как тревожный факт, свидетельствующий о резком ухудшении экологического состояния озера Неро в период 2005-2008 гг. и о переходе экосистемы к функционированию по типу гипертрофного водоема.

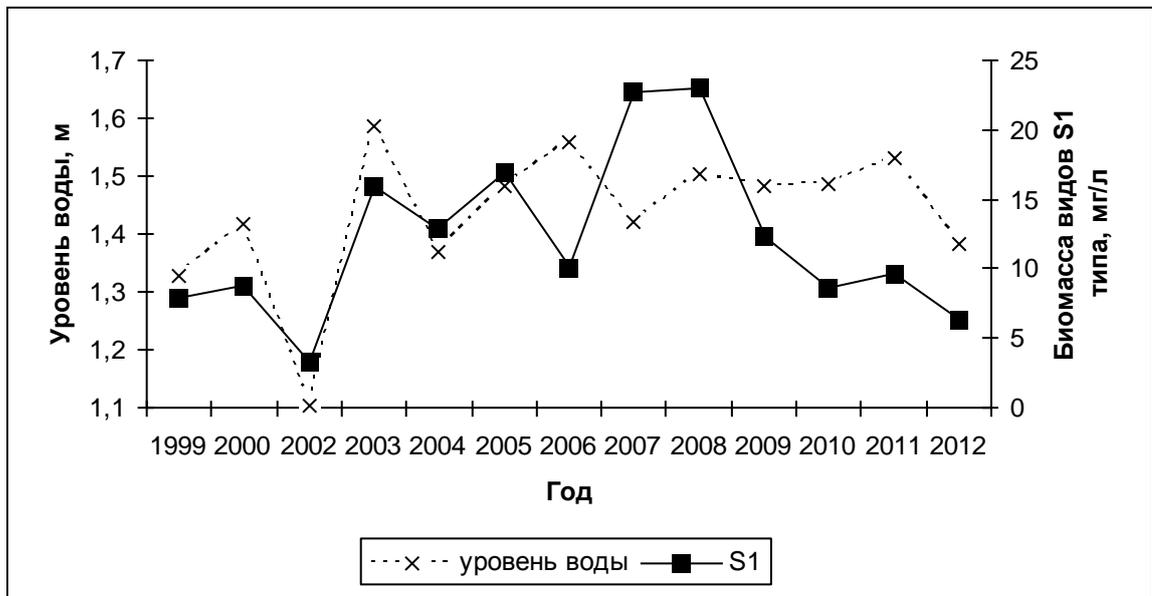


Рис IV.6. Многолетние изменения уровня воды и биомассы нитчатых синезеленых водорослей S1 типа в озере Неро (средние значения за июль-сентябрь).

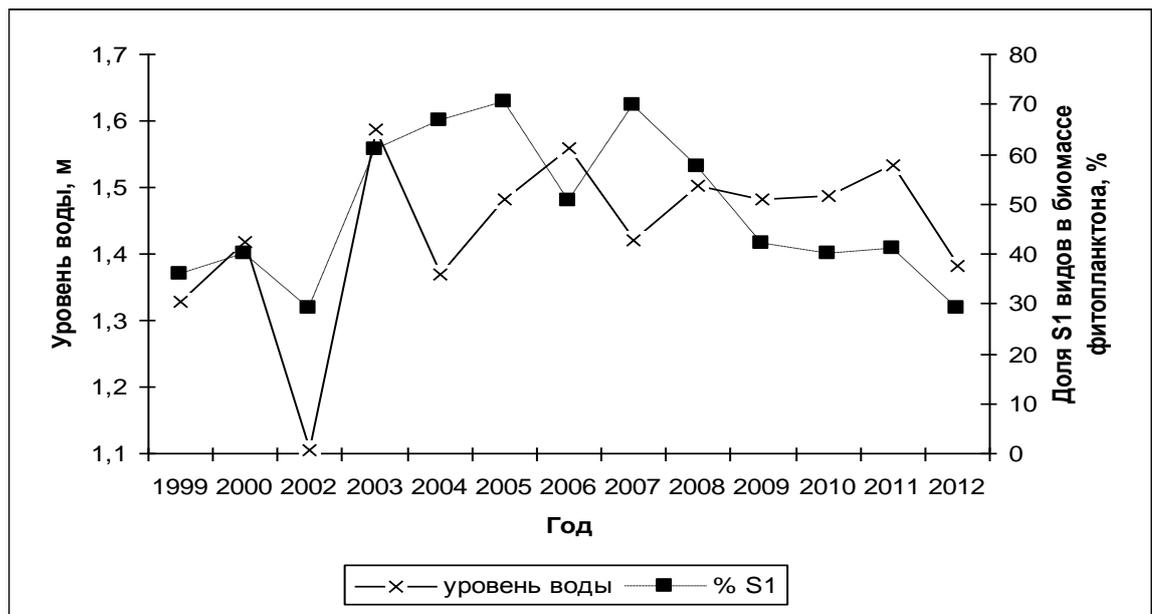


Рис IV.7. Многолетние изменения уровня воды и вклада в биомассу фитопланктона нитчатых синезеленых водорослей S₁ типа в озере Неро (средние значения за июль-сентябрь).

В последние годы (2009-2012 гг.) проявляется тенденция к снижению количественных показателей развития синезеленых водорослей S₁ типа на фоне относительно постоянных среднегодовых значений уровня воды, однако, как отмечалось выше, среднелетние уровни, более адекватно отражающие взаимосвязь с фитопланктоном, также начали несколько снижаться с 2009 года. Ранее нами была высказана гипотеза о том, что вероятным “пусковым фактором” обильного развития нитчатых синезеленых

водорослей S_1 типа в озере Неро в конце 1980-х годов могло быть изменение гидрологического режима водоема. Массовое развитие одного из представителей кодона S_1 – вида *Pseudanabaena limnetica* по времени совпало со строительством и введением в эксплуатацию на вытекающей из озера реке Векса плотины (Ляшенко, 1991). Именно в этот период уровень озера стал резко увеличиваться и начал стабильно превышать отметку в 94 мБС (Рис IV.8). В результате поднятия уровня воды сократилась и проточность озера, что могло создать благоприятные условия для развития планктотрихетового комплекса видов, как известно, чувствительных к повышенному водообмену (Reynolds et al., 2002). Второй из известных нам эпизод резкого увеличения монодоминирования в планктоне синезеленых водорослей S_1 типа также оказался связан, как более подробно описано ранее, с резким повышением уровня воды озера с 2003 года (Рис IV.8).

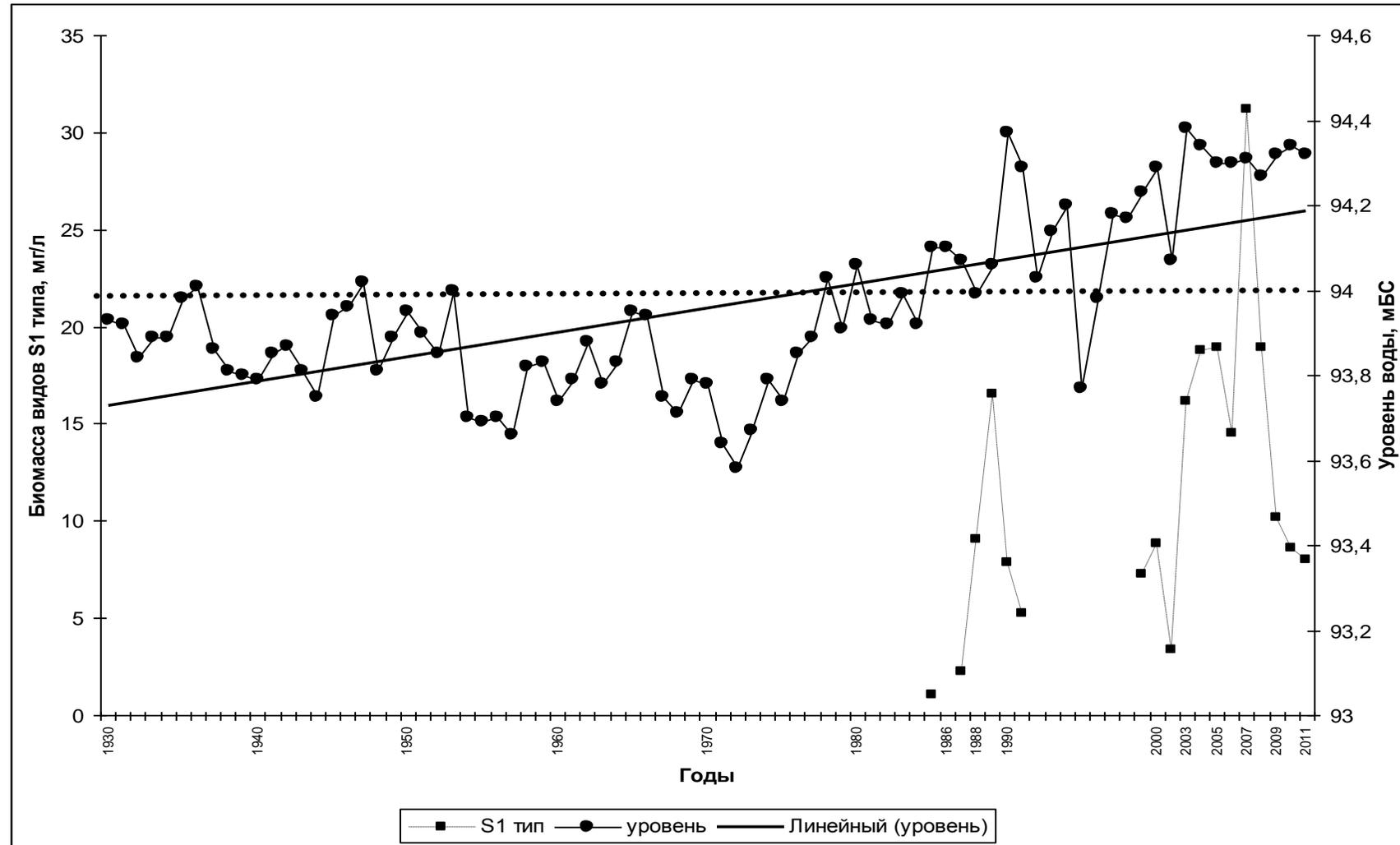


Рис IV.8. Многолетние изменения уровня воды в озере Неро (1930-2011 гг.) и биомасс нитчатых синезеленых водорослей S₁ типа (1985, 1987-1991 гг. (Ляшенко, 1991); 1999-2011 гг. (наши результаты)).

В главе III анализируется настоящее состояние макрофитовых сообществ водоема. Площадь зарослей весьма широко колеблется в многолетней динамике, изменяя, соответственно и площадь открытой воды, функционирующей по фитопланктонному типу. В качестве фрагмента ретроспективного анализа мы приводим описание развития рдестов или «тарнавы» на местном диалекте. Несмотря на качественный характер наблюдений (Таблица IV.2.) можно увидеть тенденцию.

Таблица. IV.2.

Значения уровня воды в озере Неро и степень его зарастания погруженными макрофитами (рдест).

Период исследования макрофитов*	Характеристика площадей зарастания озера погруженными макрофитами*	Средний уровень воды озера Неро за период до года исследования макрофитов, мБС
к 1954 году	Сокращение территорий, занятых рдестами, изреживание рдестовых зарослей	93,89 (1943-1954 гг.)
к 1962 году	Массовое распространение рдеста пронзеннолистного	93,76 (1955-1962 гг.)
к 1989 году	Сокращение площадей рдестовых зарослей	94,01 (1980-1989 гг.)
2004 г.	Сокращение площадей рдестовых зарослей	94,17 (1995-2004 гг.)
2012 г.	Исчезновение зарослей рдеста пронзеннолистного в центральной части озера по сравнению с 2004 годом	94,3 (2005-2012 гг.)

* данные взяты из работ Довбня (1991) и Папченков и др. (2008); в скобках в третьем столбце указан период времени, в течение которого рассчитан средний уровень озера.

В 1925-1927 гг., Б.С. Грезе сообщал, что в открытом пространстве повсюду были распространены рдесты – “тарнава”, которые образовывали на отдельных участках сплошные подводные луга (Грезе, 1929). К 1954 году основные изменения в сообществе высшей водной растительности заключались в сокращении территорий, занятых рдестами, и изреживании рдестовых зарослей (Чижиков, 1956). Конец 1940-х, начало 1950-х гг. характеризовались локальным циклом подъема уровня озера Неро, что и могло привести к

сокращению зарослей рдеста (Рис. IV.1). В 1962 году по сравнению с 1954 годом, наблюдался новый цикл массового распространения рдеста пронзеннолистного (Монаков, Экзерцев, 1970). Этот процесс, видимо не случайно, совпал с понижением уровня воды озера до весьма низких значений, выявленных за 100 лет (Таблица IV.3). Причем необходимо учесть, что среднегодовой уровень воды в озере не отражает летней, более вариабельной динамики. Понижение уровня происходило максимально в июле-сентябре, периодах максимального развития растительных сообществ как макрофитов, так и фитопланктона. Как уже было показано ранее, после середины 1970-х гг., уровень воды начал неуклонно и резко возрастать, что отразилось на состоянии зарастания водоема погруженными макрофитами. К 1989 году И.В. Довбня отмечала сокращение зарослей рдеста по сравнению с 1962 годом, современные исследования, проведенные в 2002-2004 гг. (Папченков и др., 2008), и настоящее изучение макрофитов в 2012 году (см. раздел III) также подтверждают сохранение тенденции исчезновения рдестовых зарослей на фоне повышения уровня воды в озере в последние годы.

Необходимо обратить внимание и на точечное воздействие изменения уровня воды на экосистему озера. Так, зимой 2005 года уровень озера был понижен на 30 см с февраля по март (Приложение 2). Зима была суровой, озеро промерзло до 70 см (собственные наблюдения). Столь значительное снижение уровня означало промерзание мелководья до дна. В апреле, в период таяния льда, уровень поднялся, на 70 см., льдины, под воздействием ветров отрывали вмерзшие макрофиты и переносили их из южной части озера (см. главу про макрофиты). Явление переноса макрофитов льдинами в целом характерно для озера (устные сообщения местного населения, рыбаков), тем не менее, весной и летом 2005 года оно носило катастрофический характер. Образовались заторы из высшей водной растительности, принесенной ветром в приплотинную часть реки Векса. С целью предотвращения попадания массы высших водных растений в реку Которосль плотина на выходе из озера была закрыта, работал лишь санитарный шлюз. В 2005 году количество осадков значительно снизилось по сравнению с предшествующими годами, а летний уровень наоборот возрос и оставался высоким в последующие годы (2006-2008 гг.). Неблагоприятная экологическая обстановка сложилась и в последующие годы. И опять хорошо вычленяется влияние уровня воды. Обычного, естественного, летнего снижения уровня воды в озере (до 93,5 мБС) не происходило, уровень удерживался выше 94 мБС, переносимые ветром макрофиты не могли укорениться на мелководье и попадали в устье р. Векса, увеличивая затор. Это стало дополнительным фактором снижения проточности озера и повышения уровня воды в эти годы. Данный факт хорошо объясняет

большую вариабельность именно летнего уровня по сравнению со средним за год в последние 10 лет.

Таким образом, впервые для водоема удалось показать и проанализировать влияние уровня воды, изменений гидрометеорологических параметров на ключевые биотические сообщества, определяющие экологическое состояние экосистемы: фитопланктон и макрофиты. Многолетняя динамика уровня воды в озере Неро имеет хорошо выраженные тренды, обусловленные климатическими и антропогенными составляющими. Понижение уровня воды в озере приводило к большему разрастанию погруженных макрофитов, уменьшению развития фитопланктона в исторической ретроспективе. Повышение уровня в водоеме способствовало большему развитию в водоеме фитопланктона. Как было показано выше повышение уровня водоема с 1970-х годов имеет климатическую (потепление и увеличение осадков) и антропогенную (ввод плотины в 1989 г.) составляющие. Именно в конце 1980-х годов в сообществе фитопланктона начинают доминировать тонкие нитчатые синезеленые водоросли планктотрихетового типа. На более коротком промежутке системных наблюдений за развитием фитопланктона озера (1999-2012 гг.) хорошо выражены изменения сообщества после 2003 года – монодоминирование синезеленых водорослей S_1 типа, упрощение структуры сообщества, увеличение общих биомасс. Данные изменения сопряжены с удержанием высокого (выше 94 мБС) уровня воды в озере. В качестве гипотезы, объясняющей механизм конкурентного исключения в системе фитопланктон-макрофиты мы выдвигаем изменение доступности света для развития макрофитов. Теневыносливый планктотрихетовый комплекс получает преимущество и вегетирует в водоеме круглогодично, с доминированием с июня по октябрь за счет снижения водообмена водоема, увеличения времени удержания биогенных элементов. Тонкие нитчатые синезеленые водоросли, развиваясь в массе, значительно снижают прозрачность воды, тем самым, ограничивая доступность света для макрофитов.

Очевидно, что и животные сообщества экосистемы, зоопланктон и рыбы, в определенной степени должны быть связаны с этими колебаниями уровня воды и растительных сообществ. Однако этот вопрос требует специального изучения с привлечением соответствующих специалистов. Также как и вопрос о конкретных механизмах влияния уровня воды на растительные сообщества экосистемы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Все пункты технического задания 2012 года успешно выполнены (Глава 1).

В соответствии с задачами на 2012 г. проанализированы данные по абиотическим показателям (Глава II). Наблюдалось высокое, до перенасыщения содержание кислорода в июне – июле и спад в осенние месяцы. Особенностью 2012 г. следует считать резкое снижение содержания кислорода в августе. В последние три года нами уже был отмечен факт понижения содержания кислорода в воде оз. Неро. Вопрос требует дальнейшего разрешения. В качестве гипотез выдвинуты – отмирание водорослей и большой объем сброса воды через плотину в августе месяце в последние четыре года. Аммонийный азот остается в концентрациях несколько ниже, нитратный азот выше значений, характерных для 1999-2004 г. Фосфатный фосфор и общий фосфор характеризуется максимальными величинами, отмеченными после 2005 г. и значимым повышением относительно периода 1999-2004 гг. Прозрачность воды сопоставима с наблюдениями 1999-2011 гг. В целом, концентрации биогенных элементов в озере характерны для высокоэвтрофных водоемов, а по содержанию общего фосфора - и для гипертрофных. Вопрос о механизмах увеличения количества биогенных элементов остается открытым, требуется специальная программа для его изучения. В рамках настоящего проекта задача продолжения мониторинга по этому показателю экосистемы и пополнение многолетней базы данных выполнена.

Климат территории, в пределах которой расположен бассейн озера Неро умеренно континентальный. В многолетнем ходе уровня озера наблюдалось два четко выраженных периода: с 1930 г. по 1976 г. отмечался отрицательный линейный тренд - тенденция к понижению. Второй период с 1976 г. по настоящее время характеризуется положительным линейным трендом – повышением уровня водоема. Второй период совпал с официально зафиксированным периодом глобального потепления с 1976 г. За период с 1930 по 2011 гг. амплитуда среднегодовых уровней составила 0,80 м. С 1999 по 2011 гг. амплитуда среднегодовых уровней составила 0,31 м. Среднегодовой коэффициент водообмена в озере за 1999-2011 гг. равен 1,8 т.е. полный объем озера сменяется примерно два раза за год, близкая величина 1,9 была получена в исследованиях конца 90-х прошлого столетия (Бикбулатов и др., 2003). Мелководность озера и относительно небольшой объем водной массы обеспечивают значительные колебания уровня и высокую интенсивность водообмена. Большая площадь озера способствует развитию ветрового волнения и, как следствие, перемешиванию водной массы. Отсутствие наблюдений за расходами воды на реке Векса не дает возможности достаточно точно выполнить оценку водного баланса

озера, являющегося основой при моделировании многих процессов. Необходимо уточнить объемы стока р. Сары до 1999 г. и организовать наблюдения за объемом и скоростью стока из водоема. Без этих данных построение гидрологической модели оз. Неро невозможно.

Биотическая составляющая анализировалась по фитопланктону, содержанию пигментов сестона, содержанию токсинов синезеленых водорослей, составу и распределению макрофитов (Глава III). В фитопланктоне оз. Неро в последние годы отмечено развитие инвазийных чужеродных видов термофильных синезелёных водорослей - *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (*Cylindrospermopsis*), *Anabaena bergii* f. *minor* (Kissel.) Kossinsk. и *Aphanizomenon issatschenkoj* (Issatch.) Pr.–Lavr. Просмотр 30 проб фитопланктона на качественный состав фитопланктона, с акцентом на потенциально токсичные виды не выявил присутствия *Anabaenopsis raciborskii* в 2012 г., единично была встречена *Anabaena bergii* f. *minor*, в меньшем количестве был отмечен и *Aphanizomenon issatschenkoj* относительно 2011 г. В то же время, значительного развития достигал *Anabaenopsis elenkinii*, вид, характерный для более южных широт. В отдельные сроки практически на всех станциях открытой части озера доминировал потенциально токсичный вид *Aphanizomenon gracile*. Токсичный комплекс видов рода *Microcystis* выходил на уровень субдоминанта, составляя 0,3-1,3 мг/л в абсолютных единицах и 1,07-4,7% в относительных по вкладу в общую биомассу фитопланктона. Количественное развитие данного рода укладывалось в пределы, наблюдаемые в последние годы исследований. В 2012 г. общая численность фитопланктона варьировала от 5,3 до 894,9 млн. кл./л, биомасса от 0,16 до 27,8 мг/л. Сезонный ход количественных показателей характеризовался высокими показателями с июня по сентябрь, с одним максимумом в августе.

Наблюдения 1999 - 2011 гг. показали значительные флуктуации качественных и количественных характеристик развития фитопланктона оз. Неро. В связи с тем, что нитчатые синезеленые водоросли S₁ типа преобладают в фитопланктоне озера мы, прежде всего, оценили данный параметр в многолетнем ряду наблюдений. В качестве критерия выделения периодов, мы использовали долю этих водорослей в общей биомассе фитопланктона, равную 50%). С очевидностью наметилась тенденция к снижению доли участия S₁ типа в последние четыре года. Можно выделить периоды 1999-2004 гг. – до 50%, 2005-2008 гг. – более 50% (достигая в отдельные месяцы более 80%) и 2009-2011 гг. – вновь до 50% от общей биомассы фитопланктона. В 2012 г. этот показатель снизился до 30%.

В целом, фитопланктон оз. Неро в 2012 г. характеризовался биомассами, сопоставимыми с 1999-2003 гг., свойственными высокоэвтрофным водоемам, а также меньшим относительно 2005-08 гг. вкладом планктотрихетового комплекса. Состав структурообразующих видов с одной стороны был близок к таковому 1999-03 гг., с другой отличался своеобразием: значительным развитием десмидиевой зеленой водоросли *Closterium acutum*, характерной для заболоченных биотопов и хлорококковой зеленой водоросли *Scenedesmus protuberance*.

Анализ пигментного состава сестона явился хорошим показателем развития фитопланктона в 2012 г. Наряду с использованием содержания хлорофилла “а”, рекомендовано использовать индексы E_{450}/E_{480} и E_{480}/E_{664} как показатели развития синезеленых водорослей и физиологического состояния популяций. Пигментные показатели могут считаться надёжными и более простыми предикторами степени развития фитопланктона, его состояния и состава. По концентрациям хлорофилла “а” продуктивность фитопланктона озера Неро, по-прежнему, остаётся самой высокой среди водоемов Верхневолжского региона, водоем характеризуется как высокоэвтрофный, граничащий с гипертрофией.

Впервые в оз. Неро была исследована сезонная динамика токсина синезеленых водорослей – микроцистина. Концентрации микроцистинов в оз. Неро были невысокими и варьировали в сезоне от 0,147 до 0,991 мкг/л. Динамика содержания микроцистина схожа с таковой биомассы фитопланктона и синезеленых водорослей. В 2012 г. пик содержания микроцистина в воде оз. Неро совпадает с появлением на уровне субдоминантов видов *Microcystis aeruginosa* и *Microcystis wesenbergii*, что еще раз свидетельствует об их токсичности.

В период с 2004 по 2012 гг. произошло снижение степени зарастания водоема высшей водной растительностью с 25,6% до 21,8%. Понижилось видовое разнообразие гидрофитов. Почти исчезли сообщества погруженного рдеста пронзеннолистного, сократились площади тростника южного и выросли площади кубышки желтой и рогоза узколистного, сообщества которых стали господствующими. Можно сказать, что произошло некоторое омоложение растительного покрова водоема. Тем не менее, следует ожидать новой волны усиления процессов зарастания.

Впервые в истории изучения озера предпринята успешная попытка проанализировать вклад климатического и антропогенного факторов в колебания уровня воды в водоеме, определены тенденции влияния гидрологических показателей на ключевые биотические сообщества: фитопланктон и макрофиты (Глава IV).

Как уже отмечалось, многолетняя динамика уровня воды в озере Неро имеет хорошо выраженные тренды, обусловленные климатическими составляющими. Начиная с середины 1970-х годов, отрицательный тренд в изменении уровня воды озера сменился на положительный. Цикличность колебаний, хотя и менее выраженная, чем до середины 1970-х годов, сохранилась. В период многолетнего повышения уровня воды можно выделить также 2 ключевых отрезка времени. До середины 1980-х годов, уровень повышался, но редко превышал отметку в 94 метра. В 1990-е гг. и в современный период уровень стабильно удерживается выше 94 метров, тренд в повышении уровня становится всё более крутым. Данная направленность имеет не только климатическую, но и антропогенную составляющую – регулирование уровня плотинной.

В период 1999-2012 гг. связь между уровнем воды в озере и обилием доминантов фитопланктона проявилась в форме увеличения биомасс последних с возрастанием уровня. Отмеченный нами катастрофический переход к монодоминированию синезеленых водорослей S_1 -типа в летне-осенний период и общему росту биомасс фитопланктона по времени совпал с повышением уровня воды (выше 94 мБС) на озере Неро после 2003 г. Характерно, что и само развитие нитчатых синезеленых водорослей S_1 типа началось с вводом плотины, в конце 80-х годов прошлого столетия. В последние годы (2009-2012) проявляется тенденция к снижению количественных показателей развития синезеленых водорослей S_1 типа на фоне снижения среднелетних уровней.

Флуктуации в функционировании озера в сторону преимущественного развития то фитопланктонного, то макрофитового типа в целом характерно для водоема. Усиление роли фитопланктона в настоящее время обусловлено как климатическими, так и антропогенными факторами. Последний, с очевидностью связан с регулированием уровня воды в водоеме. В качестве гипотезы механизма конкурентного исключения в системе фитопланктон-макрофиты мы выдвигаем изменение доступности света для развития макрофитов. Планктотрихетовый комплекс синезеленых водорослей получает преимущество за счет снижения водообмена водоема, увеличения времени удержания биогенных элементов и вегетирует в водоеме круглогодично, с доминированием с июня по октябрь. Тонкие нитчатые синезеленые водоросли, развиваясь в массе, значительно снижают прозрачность воды, тем самым, ограничивая доступность света для макрофитов. Таким образом, исчезновение зарослей рдеста пронзеннолистного и других гидрофитов в центральной части озера очевидно связано с усилением мутности воды на фоне возрастания уровня озера.

Очевидно, что и животные сообщества экосистемы, зоопланктон и рыбы, в определенной степени должны быть связаны с этими колебаниями уровня воды и

растительных сообществ. Однако этот вопрос требует специального изучения с привлечением соответствующих специалистов. Так же как и вопрос о тонких, конкретных механизмах влияния уровня воды на растительные сообщества экосистемы.

Уровень воды в озере оказывает и точечное, локальное воздействие на функционирование озера. Впервые удалось установить причину внезапного появления заторов из высшей водной растительности в канале перед плотиной на р. Векса в 2005 году. Подобное катастрофическое явление, принесшее множество негативных последствий, было связано с промерзанием мелководий в марте 2005 г. при спуске воды подо льдом на самую низкую за 14 лет отметку (94,07 м) и с резким поднятием уровня ранней весной. При этом вмёрзшие во всплывший лед остатки стеблей воздушно-водных растений вместе с корневищами были вырваны из грунта, что подтверждалось большим количеством плавающих купалов тростника и рогоза, сносимых течением в северную часть озера к плотине, где их многие годы извлекали из воды, понижая, таким образом, степень зарастания водоема. Больше всего пострадал тростник, имеющий по сравнению с рогозом более крепкие стебли, которые позволяли льду с большей интенсивностью вырывать из грунта его корневища. Освободившиеся от тростника места стали занимать быстро разрастающиеся рогоз и кубышка.

На сегодня в качестве практических решений по регулированию работы плотины можно выделить два момента. Нельзя допускать резкого понижения до полного промерзания мелководий в зимний период это приводит к усугублению заморов и вмёрзанию макрофитов с последующим вырыванием, разносом по акватории, формированию заторов и созданию проблем для водопотребления из р. Которосль. Удержание летнего уровня (в июле-сентябре) выше 94 мБС не целесообразно, так как приводит к снижению водообмена озера, накоплению биогенных элементов, развитию планктотрихетового комплекса водорослей, не благоприятного для функционирования экосистемы водоема в целом, исчезновению естественных внутриозерных биофильтров в виде погруженных рдестов. Более детальный анализ графика работы плотины возможен при обсуждении широким кругом специалистов с учетом результатов данного исследования.

Наличие многолетней базы данных (1999-2012 гг.) по функционированию планктона озера Неро (подана заявка на получение охранных документов на результаты интеллектуальной деятельности «База данных фитопланктона озера Неро (2004-2011 гг.)») позволяет выдвинуть задачи для исследований в 2013 г.:

- Построение и верификация в исследованиях 2013 г. прогностической модели оценки развития фитопланктона по содержанию пигментов сестона в водоеме с

учетом сезона, места отбора проб, доминирования той или иной группы водорослей. Данные модели позволят использовать простой показатель по измерению прозрачности воды в разных местах отбора, в разное время года для оценки содержания пигментов сестона, а через них и биомассы фитопланктона. Учет доминирования разных групп водорослей на уровне отделов - прямое микроскопирование, не требующего высокого уровня подготовки специалистов, позволит уточнить выбор той или иной модели. В целом данная система будет использована в мониторинге состояния озера, принятии решений природопользования, оценки его трофического состояния.

- Оценка степени опасности вод оз. Неро для водопользователей как источника развития токсичных синезеленых водорослей. Река Векса, в которую поступают воды озера, связана с реками, имеющими хозяйственно-питьевое назначение, в связи с чем, необходим мониторинг содержания цианотоксинов в воде озера Неро. В настоящее время исследование природных токсинов на оз. Неро является передовым актуальным для водопользователей и водохозяйственных служб направлением в РФ.
- Расширенный отбор проб зоопланктона в 2013 г. и анализ проб за 2005-12 гг., с привлечением сотрудников ИБВВ РАН. Мелководность, полимиктичность, повышенная минерализация и высокое содержание органики позволяет инвазийным теплолюбивым видам фито и зоопланктона проникать в его экосистему. Исследования позволят проанализировать изменения на следующем трофическом уровне функционирования планктона озера.
- Продолжение слежения за уровнем водоема и его водообменом.

ЛИТЕРАТУРА

Бабаназарова О.В. Структура фитопланктона и динамика содержания биогенных элементов в озере Неро. // Биология внутренних вод. 2003. № 1. С. 33-39.

Бабаназарова О.В., Александрина Е.М., Рахмангулов Р.А. Всплеск развития субтропического потенциально токсичного вида *Cylindrospermopsis raciborskii* в гипертрофном озере Неро (Россия). Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды Тезисы докладов IV Международной научной конференции 12–17 сентября Минск – Нарочь, 2011. С. 48-49.

Бабаназарова О.В. Кармайер Р., Сиделев С.И., Александрина Е.М. Александрина Е.М. Сахарова Е.Г. Структура фитопланктона и содержание микроцистинов в высокоэвтрофном озере Неро. // Водные ресурсы. 2011. № 2. С. 223-231

Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М., Литвинов А.С., Поддубный С.А. Гидрология и гидрохимия оз. Неро // Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский дом печати». 2003. 192 с.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.

Волошко Л.Н., Копецкий Н.Н. Титова А.В. Плющ, В.Г. Драбкова Л.Л. Капустина А.В. Пиневиц Разнообразие токсинов, синтезируемых цианобактериями Ладожского озера. // "Автотрофные организмы" Материалы III Межд. конф. Москва: МГУ, 2005. С. 23.

Волошко Л.Н., Н.Н. Титова, О.В. Гаврилова, В.Г. Драбкова Л.Л. Капустина, Б.В. Громов. К изучению биологии токсигенных цианобактерий, изолированных из водоемов региона Ладожского озера. // "Автотрофные организмы". Материалы II Межд. конф. Москва: МГУ, 2000. С. 41-42.

Грезе Б.С. Исследования озера Неро в гидробиологическом и рыбохозяйственном отношении. Ч.1. Гидрология // Ростовский краевед, 1929. Вып.1. С. 9–36.

Дамская С. А. Очерк зарослей озера Неро и их фауны // Тр. Ярославского естественно-исторического и краеведческого о-ва. 1921. Т. 3. Вып. 1. С. 90–103.

Довбня И. В. Высшая водная растительность оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро. Ч. 1. Рыбинск, 1991. С. 62–73.

Довбня И. В. Продукция гидрофильной растительности озера Неро // Информ. бюл. ИБВВ РАН. 1995. № 98. С. 13–16.

Ильинский А.Л. О фитопланктоне озер Ярославской области // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль: Яросл. гос. пед. ин-т, Яросл. отд. Геогр. о-ва СССР, 1970. С. 273-303.

Корнева Л.Г. Распространение чужеродных видов планктонных водорослей во внутренних водоемах мира: масштабы, причины и последствия // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды Тезисы докладов IV Международной научной конференции 12–17 сентября Минск – Нарочь, 2011. С. 220.

Копылов и др., 1980

Кузьмин Г.В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов. М.: Наука, 1975. С. 73-87.

Ляшенко О.А. Фитопланктон оз.Неро // Современное состояние экосистемы озера Неро. Рыбинск: ИБВВ, 1991. С. 10-32.

Монаков А. В., Экзерцев В. А. Сообщества прибрежных и водных растений оз. Неро и их фауна // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль: Яросл. гос. пед. ин-т; Яросл. геогр. о-во, 1970. С. 304–318.

Отчет Информационного центра Taxis «Дополнительные исследования для восстановления озера Неро (Ярославская область) путем добычи сапропеля». Брюссель, 1999.

Отчет о научно-исследовательской работе «Изучение влияния уровня воды в оз. Неро на структуру планктона и развитие токсичных видов синезеленых водорослей», 2007.

Отчет о научно-исследовательской работе «Оценка современного состояния озера Неро в Ростовском муниципальном округе Ярославской области», 2011. 103 с.

Папченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 214 с.

Папченков В. Г., Борисова М. А., Сатина С. Ю., Ремизов И. Е., Папёнова Н. П. Макрофиты // Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века / Отв. ред. В.И. Лазарева. М.: Наука, 2008. С. 97–116.

Ривьер И.К. Физико–географическая и краткая лимническая характеристика оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро. Рыбинск: Ин-т биологии внутр. вод РАН, 1991. С. 3–9.

Рохмистров В.Л. Водный баланс озер Неро и Плещеево.//Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль 1970. С.235-253

Садчиков А.П. Методы изучения пресноводного фитопланктона. М.: Изд-во “Университет и школа”, 2003. 157 с.

Сигарёва Л.Е. Спектрофотометрический метод определения пигментов фитопланктона в смешанном экстракте // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоёмов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. с. 75-85.

Сиделев С.И. Математические методы в биологии и экологии: введение в элементарную биометрию. Ярославль: ЯрГУ, 2012. 140 с.

Сиделев С.И. Сукцессия фитопланктона высокоэвтрофного озера Неро. Автореф... канд. биол. наук. Борок, 2010. 25 с.

Сиделев С.И., Бабаназарова О.В. Анализ связей пигментных и структурных характеристик фитопланктона высокоэвтрофного озера // Журнал Сибирского федерального университета. Биология, 2008. № 2. С. 153-168.

Сиделев С.И., Бабаназарова О.В. Видовой состав фитопланктона озера Неро (Ярославская область) // Новости систематики низших растений. Т. 45. 2011. С. 59-84.

Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. 406 с.

Флеров А.Ф. Ботанико-географические очерки. III. Ростовский край // Землеведение. 1903. Т. 10. Кн. 2—3. С. 193—218.

Чижигов Н. В. Геоморфология и почвы бассейна озера Неро и реки Устье-Которосль // Тр. лаб. сапропелевых отложений. М., 1956. Вып. 6. С. 130—144.

Babanazarova O.V., Lyashenko O.A. Inferring long-term changes in the physical-chemical environment of the shallow, enriched lake Nero from statistical and functional analyses of its phytoplankton // J. Plankton Res. 2007. V.29. N 9. P. 747-756.

Codd G.A., Lindsay J., Young F.M. et al. From mass mortalities to management measures // Harmful Cyanobacteria. –Netherlands: Springer, 2005. P. 1-25.

Honkanen R.E. et al. Characterization of microcystin-LR, a potent inhibitor of type 1 and type 2a protein phosphatases. // Journal of biological chemistry, 1990 265:19401-19404.

Mez K., Beattie K.A., Codd G.A. et al. Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures an Switzerland // Eur. J. Phycol. 1997. Vol. 32. P. 111-117.

Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., and Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // J. Plankton Res. 2002. V. 24. N 5. P. 417-428.

Scheffer M., Rinaldi S., Gagnani A., Mur L.R., Nes E.H. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes // Ecology. 1997. V.78. N 1. P. 272-282.

Sivonen K., Jones G. Cyanobacterial toxins. Toxic cyanobacteria in water – a guide to their public health consequences, monitoring and management. – London: E. & F.N. Spon, 1999. – P. 41–111.

Vollenweider R. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology // Schweiz. Z. Hydrol. 1975. V. 37. N 1. P. 53-84.1989