

Федеральное агентство научных организаций
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ИНСТИТУТ ОЗЕРОВЕДЕНИЯ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК
(ИНОЗ РАН)

УДК 582.21:574.583:504.064

На правах рукописи



Афони́на Екатерина Александровна

СТРУКТУРА И ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА РЕКИ ВЕЛИКОЙ

03.02.08 – Экология (биология)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
Трифоновна Ирина Сергеевна
доктор биологических наук,
профессор

Санкт-Петербург 2015

СОДЕРЖАНИЕ

Введение	3
Глава 1 История исследования речного фитопланктона и изученность фитопланктона реки Великой (литературный обзор)	9
Глава 2 Характеристика объекта исследований	21
Глава 3 Материал и методы исследования	38
Глава 4 Таксономический состав и экологическая характеристика фитопланктона реки Великой	43
Глава 5 Биомасса фитопланктона и ее динамика	68
Глава 6 Основные факторы, определяющие структуру, разнообразие и биомассу фитопланктона р. Великой	94
Глава 7 Оценка экологического состояния и качества воды реки Великой по фитопланктону	107
Выводы	120
Литература	123
Приложение А	142
Приложение Б	165

ВВЕДЕНИЕ

В условиях усиления антропогенного воздействия на водоемы мониторинг состояния водных объектов становится все более важной частью экологических исследований. Это определяется как необходимостью сохранения стабильности и биоразнообразия водных экосистем, так и исключительной ролью водоемов, прежде всего как источников питьевой воды. Одним из важнейших компонентов экологического мониторинга является фитопланктон, показатели которого позволяют оценить трофический статус водоемов и уровень их сапробности (Трифенова, 2007). Важная роль фитопланктона в оценке состояния водотоков подтверждается и Водной Рамочной Директивой Европейского Союза (Directive..., 2000). Рамочная Директива 2000/60/ЕС была принята странами Европейского Союза в 2000 г. как свод рекомендаций по комплексному управлению водными ресурсами, мониторингу и оценке качества водной среды, охране всех видов вод и охвату всех видов воздействия на них. Также согласно постановлению Правительства Российской Федерации от 9 августа 2013 г. № 681, введено положение об организации и осуществлении государственного мониторинга за качеством вод. Поэтому комплексная оценка экологического состояния водных объектов, а также поиск причин происходящего загрязнения и решений по восстановлению водоемов становятся востребованным направлением.

Реки являются слабо изученными водными объектами, но, наряду с другими водоемами, они подвергаются активному хозяйственному использованию и загрязнению (Охапкин, 1997). Отсюда изучение закономерностей формирования речных сообществ, исследование не только последствий загрязнения речных экосистем, но и их фонового экологического состояния, является особенно актуальным.

Фитопланктон, как важный показатель состояния водных систем, широко используется в экологическом мониторинге и определения качества воды (Абакумов, 1979; Никулина, 2007; Кобанова, 2007). Фитопланктон является первичным звеном в цепях питания и наиболее чув-

ствителен к поступлению в водоток биогенных и легко-окисляемых органических веществ (Трифорова, 1979; Михеева, 1992). Органическое вещество, поступающее в водный объект извне и рассматриваемое как загрязнение, с одной стороны, создает неблагоприятные условия для многих организмов, уменьшая разнообразие и продуктивность, с другой – увеличивает продукцию ограниченного числа видов, способных существовать в загрязненной воде (Протасов, 2007). Преимуществом метода биоиндикации становится возможность выявлять последствия уже состоявшегося загрязнения водоема и оценивать его экологического состояния в долговременном аспекте.

Актуальность проблемы.

Реки Псковской области активно используются в различных хозяйственных целях, и в основном для водозабора. Наряду с этим они также подвержены загрязнению и сбросу сточных вод, т.е. служат природными коллекторами. Основными источниками загрязненных сточных вод, сбрасываемых в реки, являются предприятия жилищно-коммунального хозяйства и агропромышленного комплекса.

Река Великая, является важнейшим водоемом Псковской области и основным притоком Псковско-Чудского озера (Природа..., 1974). По ее берегам располагаются города Опочка, Остров, Псков и другие населенные пункты. Река имеет большое значение для водоснабжения городов региона и рекреации. На своем протяжении она подвергается значительному антропогенному воздействию, что оказывает влияние на ее экосистему и качество воды. Изучение фитопланктона р. Великой, его структуры, динамики и показателей продуктивности позволяет выявить современное экологическое состояние реки и является основой для дальнейших исследований и прогноза его изменений.

Цели и задачи. Цель работы – выявить особенности таксономического состава фитопланктона реки Великой, изучить сезонную динамику структуры и биомассы фитопланктона и оценить экологическое состояние реки и качество ее воды по показателям фитопланктона.

Были поставлены следующие задачи:

- 1) исследовать таксономический состав фитопланктона, его пространственную и временную динамику;
- 2) изучить пространственную и сезонную динамику биомассы фитопланктона и ее структуры;
- 3) выявить основные факторы, определяющие изменение видового разнообразия и структуры биомассы фитопланктона;
- 4) оценить экологическое состояние реки и качество ее воды по показателям фитопланктона.

Научная новизна и практическое значение работы.

До настоящего времени систематического изучения водорослей рек Псковской области не проводилось. Имеются лишь отрывочные сведения о фитопланктоне дельты реки Великой и некоторых ее притоков. Впервые проведено систематическое исследование фитопланктона реки Великой от истока до устья и приводится достаточно полный таксономический состав фитопланктона р. Великой – список, насчитывающий 511 таксонов водорослей. Впервые получены данные о биомассе фитопланктона, ее сезонной динамике и пространственном распределении по течению реки. В верхнем течении реки, где большое влияние оказывает фитопланктон озер, выявлены наибольшие значения биомассы, в среднем течении она снижается и затем увеличивается ближе к устью. В сезонной динамике биомассы фитопланктона нижнего течения р. Великой отмечено 2–3 пика: в конце мая – начале июня, в июле и в августе. Показано, что в отличие от многих европейских рек таксономическое разнообразие фитопланктона р. Великой максимально в истоке реки, значительно снижается в среднем течении и затем увеличивается по направлению к устью. Оценены основные факторы формирования таксономического разнообразия, структуры и биомассы сообщества, к которым относятся влияние озер и зарегулирование. На станциях ниже плотин ГЭС и после порогов происходит сокращение биомассы, числа видов и изменение таксономической структуры фитопланктона. Экологическое состояние реки

по фитопланктону оценено, как промежуточное между 3 и 4 классом качества (от «слабо загрязненных» до «умеренно загрязненных» вод).

Теоретическое и практическое значение работы. Исследования вносят вклад в изучение, закономерностей формирования и распределения речного фитопланктона. Анализ особенностей динамики структурных и продукционных показателей фитопланктона р. Великой в зависимости от факторов среды является дополнением в развитие концепции речного континуума.

Полученные данные о составе, таксономической структуре, сезонной динамике биомассы, экологических характеристиках водорослей фитопланктона и оценка состояния на всем протяжении реки необходимы для анализа происходящих в реке явлений и прогноза дальнейших изменений ее экологического состояния, вызванных влиянием антропогенных факторов. Результаты исследований могут использоваться для обоснования мониторинга и разработки природоохранных мероприятий с целью оптимизации экологического состояния р. Великой.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Основу таксономической структуры фитопланктона р. Великой составляют диатомовые и зеленые водоросли. Фитопланктон реки можно охарактеризовать как диатомово-зеленый со значительным участием синезеленых водорослей.

2. В отличие от многих европейских рек таксономическое разнообразие и биомасса фитопланктона р. Великой максимальны в истоке реки, значительно снижаются в среднем течении и затем увеличиваются по направлению к устью. Основными факторами формирования фитопланктона является влияние озер, изменение гидрологического режима, включая зарегулирование, и антропогенное загрязнение.

3. По показателям фитопланктона р. Великая относится к олиго-мезотрофному типу, классу умеренно загрязненных вод.

Личный вклад автора. Диссертационная работа является самостоятельно выполненной, законченной научно-исследовательской работой, посвященной исследованию фитопланктона

реки Великой (Псковская область). Автором лично проведен сбор проб в полевых условиях, обработка материала под микроскопом, идентификация водорослей, определение биомассы и содержания хлорофилла, анализ, математическая и статистическая обработка материала. Для проведения многомерного статистического анализа были использованы гидрохимические данные сотрудников Псковского отделения ГосНИОРХ и лаборатории гидрохимии ИНОЗ РАН. Для оценки многолетних изменений использованы литературные и архивные материалы сотрудников Псковского отделения ГосНИОРХ. Доля участия автора в совместных публикациях пропорциональна числу авторов.

Апробация работы. Материалы диссертации докладывались и обсуждались на заседаниях Лаборатории гидробиологии Института озероведения РАН и Альгологической секции Русского ботанического общества БИН РАН им. В.Л. Комарова (Санкт-Петербург, 2014), Всероссийской конференции с элементами научной школы для молодежи «Экотоксикология-2009» (Пушино, 2009), международной научно-практической конференции «Проблемы социально-экономической и эколого-хозяйственной политики стран бассейна Балтийского моря» (Псков, 2011), Международной конференции «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» (Санкт-Петербург, 2011), VIII Международном симпозиуме «Use of Algae for Monitoring Rivers» (Madrid, 2012), XIII Международной научной конференции «Диатомовые водоросли: современное состояние и перспективы исследований» (Борок, 2013).

Публикации. По материалам диссертации опубликовано 11 работ, в том числе 4 статьи в изданиях, рекомендованных ВАК РФ.

Структура диссертационной работы. Диссертационная работа изложена на 168 страницах машинописного текста и включает введение, 7 глав, выводы, список литературы, 2 приложения, 13 таблиц и 34 рисунка. Список литературы включает 220 источников (в том числе 52 зарубежных).

Благодарности. Автор выражает искреннюю признательность научному руководителю д.б.н. И.С. Трифионовой за большую помощь в работе. Автор благодарит д.б.н. С.И. Генкала

(ИБВВ РАН) и А.Л. Афанасьеву (ИНОЗ РАН) за помощь в определении центрических диатомовых, к.б.н. О.А. Павлову, к.б.н. Е.В. Станиславскую (ИНОЗ РАН) за помощь при определении водорослей, к.г.н. Н.В. Игнатьеву (ИНОЗ РАН), Е.А. Афанасьева (ГосНИОРХ) за данные по химическому анализу воды и консультации, к.б.н. Д.Н. Судницыну, к.б.н. М.М. Мельник и О.И. Кошкарева (ГосНИОРХ) за ценные консультации и помощь в организации отбора проб, А.Г. Русанова (ИНОЗ РАН), С. Б. Михалапа (ПГУ), М. В. Колченко (ГосНИОРХ), А.Д. Афолина за поддержку и помощь в анализе результатов, а также сотрудников Псковского отделения ГосНИОРХ и кафедры ботаники и экологии растений Псковского государственного университета им. С.М. Кирова. Автор благодарен семье за понимание и всестороннюю помощь.

ГЛАВА 1. ИСТОРИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ РЕЧНОГО ФИТОПЛАНКТОНА И ИЗУЧЕННОСТЬ ФИТОПЛАНКТОНА РЕКИ ВЕЛИКОЙ (ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР)

Исследованию речного фитопланктона посвящены труды многих ученых, однако по сравнению с фитопланктоном озер, потамофитопланктон до последнего времени был изучен значительно слабее. Первоначально изучение фитопланктона проводилось в озерных и морских экосистемах, и лишь к началу XX века предметом внимания гидробиологов стали реки и другие водные объекты. Одни из первых исследований речного фитопланктона проводились на реках Германии (Zacharias, 1898; Schröder, 1899; Kofoid, 1903, 1908; Lemmermann, 1907; Steuer, 1911; Kolkwitz, 1912 и др.). При этом немецкие ученые, признавая существование отдельной группы речного фитопланктона, опубликовали список видов водорослей, найденных в изученных водотоках, и ввели понятие «потамопланктон» (Zacharias, 1898). В дальнейшем разделение пресноводного планктона на озерный, речной и прудовый закрепилось в гидробиологии (Киселев, 1969). Важное значение получили работы, освещающие закономерности формирования и особенности речных экосистем, определяющие своеобразие речной биоты.

Понятие «потамофитопланктон» трактовалось разными авторами с различных точек зрения. С одной стороны в силу воздействия течения и постоянного перемешивания вод характерной чертой сообщества потамофитопланктона считали присутствие донных и случайно-планктонных видов (Воронихин, 1953, и др.). Другие исследователи в понятие «потамофитопланктон» включали только истинно-планктонные организмы, обитающие в толще воды и не зависящие от твердого субстрата (Скабичевский, 1950, 1960; Hynes, 1970). Некоторое время считалось, что потамофитопланктон формируется из водорослей бентоса и перифитона, попадающих в толщу воды вследствие гидродинамических явлений, а также лимнопланктона, если реки имеют связь с озерами. Позднее было установлено, что в лотических экосистемах водоросли могут также размножаться в толще воды, формируя автохтонные популяции (Whitton, 1975). В настоящее время большинство исследователей признает в сообществе речного фитопланктона равнозначное существование водорослей бентоса и перифитона, лимнопланктона и

собственно потамопланктона (настоящего речного планктона) (Holmes, Whitton, 1981; Reynolds, 1988). Все три компонента входят в состав речного фитопланктона, но их соотношение зависит от ряда факторов. Количество водорослей бентоса и обрастаний связано со стабильностью субстрата и характеристиками течения. В основном, эта группа водорослей преобладает в небольших реках или верховьях крупных рек. Лимнопланктон попадает в водоток в основном из озер и наибольшего развития достигает при зарегулировании речного стока и образовании водохранилищ. Потамофитопланктон наиболее приспособлен к речным условиям, отличается высокими темпами роста и размножения и толерантен к постоянным нарушениям среды вследствие характерного перемешивания вод (Охупкин, 2000).

Изучению фитопланктона рек России посвящены труды В.М. Рылова (1922, 1924), Н.Н. Воронихина (1931, 1940), В.С. Порецкого (1931), А.П. Скабичевского (1939), И.А. Киселева (1969, 1980) и др. На территории России наиболее изучена река Волга с притоками и водохранилищами (Волга..., 1978, Экология..., 1989; Охупкин, 1994, 1997; Фитопланктон..., 1997; Фитопланктон..., 2003; Корнева, Генкал, 2000; Корнева, 2005, 2009 и др.), реки: Енисей (Трифорова, 1972; Куксн, 1973; Чайковская, 1973; Баженова, 1992), Вятка (Штина, 1992, 1997), Обь и ее притоки (Науменко, 1996; Экологическое..., 2002), Иртыш (Баженова, 2005), Ангара (Кобанова, 1980; Биология..., 1987) и многие другие.

Эволюция методов сбора проб фитопланктона начиналась с применения планктонных сетей для качественного и количественного изучения. Далее происходило техническое усовершенствование аппаратов и приспособлений для непрерывного отбора проб (Шиклеев, Жидков, 1954 и др.), развивались методы отбора проб с разных глубин (Hart, 1935; Motoda, 1953, и др.). Отбор проб планктона также осуществлялся батометрами (Гусева, 1956), насосным методом и зачерпыванием (Steuer, 1910; Bröndsted, Wesenberg-Lund, 1911; Steiner, 1919 и др.), которые давали меньшую ошибку и являлись более предпочтительными при гидробиологических исследованиях. Дальнейшая концентрация проб могла производиться методами отстаивания, центрифугирования или фильтрации (Киселев, 1969). По мере развития методов сбора и подготовки

проб фитопланктона происходил переход от качественного анализа к более точным количественным оценкам.

В ходе изучения речных экосистем были установлены некоторые особенности видовой структуры фитопланктона рек. В большинстве рек чаще всего доминировали диатомовые водоросли. Среди доминантов часто отмечались виды родов *Asterionella*, *Fragilaria*, *Tabellaria*, *Cyclotella*, *Aulacoseira*, *Stephanodiscus*, *Coscinodiscus*, а также виды-обрастатели *Nitzschia*, *Navicula*, *Diatoma*, *Synedra*. В состав фитопланктона рек особенно в летний период входили зеленые, криптофитовые, золотистые, эвгленовые, динофитовые и синезеленые водоросли (Williams, 1964; Hynes, 1970). Синезеленые водоросли как правило не характерны для рек в силу воздействия течения и более высокой мутности чем в озерах, но благоприятные условия складываются для их развития в зарегулированных реках или в озеровидных расширениях водотоков (Приймаченко, 1981; Корнева, 1983). Преобладание мелкоклеточных форм центрических диатомовых в некоторых европейских реках свидетельствовало о возрастающем антропогенном эвтрофировании водотоков (Kiss, 1984-1985).

Представления о ведущих факторах, влияющих на структуру и обилие потамофитопланктона, развивались в работах многих зарубежных и отечественных ученых. К.А. Гусева (1961, 1966) отмечает, что к основным факторам, обуславливающих развитие водорослей фитопланктона, относятся химические компоненты среды (азот, фосфор, калий, кальций, кремний, железо и др.) и физические факторы (свет, температура, мутность, цветность, движения водных масс). Разные отделы водорослей в неодинаковой степени требовательны к тому или иному фактору. Причем мутность, повышающаяся в реках вследствие перемешивания воды, усиливает негативное воздействия высокой скорости течения. Повышение цветности также имеет негативное влияние на состав и распределение фитопланктона. При изучении р. Колорадо и ее притоков было выявлено, что на обилие и видовое богатство фитопланктона влияют высокая мутность, скорость течения, колебания уровня воды и время добегания воды. Также часть доминантных видов водорослей показали зависимость от таких физико-химических параметров во-

ды как температура, азот нитратов, кальций, калий, pH и минерализация (Crayton, 1977; Crayton, Sommerfeld, 1979).

В целом, отмечается, что на речной фитопланктон действуют те же факторы, что и в озерах: химические, физические и биотические. Но значительная средообразующая роль принадлежит течению, определяющему адаптации и ответные реакции видов потамопланктона на действия факторов среды (Беклемишев, 1956; Lampert, 2001; Протасов, 2011). Часто при замедленном течении, наименьшем уровне и расходе воды наблюдается наибольшая численность и биомасса фитопланктона (Williams, 1964; Приймаченко, 1981; Reynolds, 1988). В реках течение может быть как благоприятным, так и дестабилизирующим фактором, но наиболее разнообразны сообщества в зоне среднего воздействия течения (Connel, 1978). А.Г. Охапкин (1997) считает, что для поддержания высокого видового разнообразия необходимо оптимальное сочетание обеспеченности биогенными элементами, умеренной гидродинамики (нестабильности среды) и разнообразия условий водотока. При достаточном содержании биогенных элементов неустойчивость среды воздействует на фитопланктон сильнее, чем трофический фактор. Исследователи отмечают, что на речные экосистемы большое влияние оказывают внешние воздействия, особенно экстремальные. Так, в период межени и паводка происходят значительные изменения условий среды обитания и, как следствие, состава и структуры сообществ. В период межени происходит интенсивное накопление органического вещества, детрита, некоторые виды могут достигать высокого обилия, также отмечаются процессы эвтрофирования. Во время паводка русло реки активно промывается и освобождается от мертвого органического вещества, происходит значительный перенос гидробионтов, что в целом приводит к снижению доминирования отдельных видов и большей выравненности сообщества по течению реки. Чередование периодов межени и паводка в целом благоприятно сказывается на общей экологической обстановке рек (Богатов, 1994).

Исследователями освещались и вопросы сезонной динамики потамофитопланктона, которая для некоторых рек протекает сходно с сезонной сукцессией фитопланктона местных

крупных озер. Было отмечено преобладание диатомовых водорослей в весенний и осенний периоды, а синезеленых и иногда зеленых – в летние месяцы (Baker, Baker, 1981). Сезонную сукцессию видов фитопланктона во многом определяют температура и свет (Николаев, 1971; Михеева, 1983; Трифонова, 1990).

В конце 90-х гг. XX века развивается фитоценотическое направление в изучении потамофитопланктона, особенностей реагирования сообществ речного фитопланктона, их видового богатства и разнообразия на комплексное воздействие абиотических факторов среды (Охапкин, 2000; Корнева, 2005). Исследования на р. Волге и ее притоках показали, что ведущим фактором формирования структуры потамофитопланктона является гидродинамический режим водотока, и менее значимым в этих условиях становится содержание биогенных элементов. Также отмечается, что при зарегулировании рек происходит упрощение видовой структуры фитопланктона. Данный процесс происходит и при эвтрофировании рек, где происходит смена видовой структуры и усиливается роль центрических диатомовых (*Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella*, *Skeletonema*, *Cyclostephanos*, *Thalassiosira*) и зеленых водорослей (Охапкин, 1997). При эвтрофировании рек значительно возрастает продуктивность фитопланктона. Исследователи отмечают, что на сообщество потамофитопланктона наиболее сильное влияние оказывает загрязнение, зарегулирование речного стока и создание водохранилищ (Сиренко, 1988; Охапкин, 1994, 2000; Фитопланктон..., 2003; Баженова, 2005).

Большое внимание уделяется влиянию возрастающих масштабов антропогенного эвтрофирования водотоков на сообщество фитопланктона, трансформации экосистем под действием деятельности человека, появлению инвазивных видов и прогнозированию дальнейшего развития (Михеева, 1992; Охапкин, 2002; Оценка..., 2006; Корнева, 2009, 2014).

В 80-е гг. XX века в рамках экосистемного подхода начинают развиваться представления о целостности и взаимосвязанности лотических экосистем. В ряде теорий и концепций исследователи пытались объяснить особенности структуры и функционирования речных экосистем и влияние факторов среды на биоту водотоков. Среди общих концепций и положений о лотиче-

ских экосистемах основными считаются три: речного континуума, четырехмерной природы лотических экосистем и динамики пятен.

Одной из основных теорий, рассматривающих водотоки как структуру последовательных, связанных экосистем, является **концепция речного континуума** (The river continuum..., 1980; Цимдинь, Лиэпа, 1989; Охапкин, 1997; Протасов, 2006). В рамках этой концепции река представляет собой целостный динамичный комплекс, где происходит закономерная трансформация планктонных сообществ от истока к устью вслед за градиентом условий среды. Часто невозможно разграничить и выделить отдельные малые экосистемы, и тогда рассматривают целостный континуум речных экосистем (Богатов, 1994).

Концепция речного континуума (The river continuum..., 1980) была важным шагом в обобщении представлений о различных лотических экосистемах. Концепция речного континуума создавала теоретические основы для описания функционирования лотических экосистем от истока до устья при обобщении различий между местообитаниями (Allan, 1998).

Модель речного континуума является усреднением данных исследований рек умеренного климата. Как отмечают авторы, речной континуум представляет собой постепенный переход между тремя участками – креналью (исток реки), ритралью (средняя часть) и потамалью (нижнее течение) (Протасов, 2011). Для истока реки характерны высокая скорость течения, относительно небольшие размеры, затенение наземной древесной растительностью, которая также становится источником внешнего поступления органического вещества. Согласно концепции речного континуума, в горных участках (потоки 1–3 порядков) экосистемы гетеротрофны, зависят от поступления органического вещества извне и от прибрежной растительности; потоки средних размеров (4–6 порядков) обладают автотрофностью, в основном за счет донных прикреплённых растений; в крупных реках (потоки 7–12 порядков) деструкция опять преобладает над первичной продукцией, значительная часть органического вещества поступает из вышележащих участков (Протасов, 2011).

Концепция речного континуума описывает пространственные закономерности изменения экосистем, но она не затрагивает сукцессионные процессы, утверждая существование в экосистемах динамического равновесия с сезонными флуктуациями (Узунов, Ковачев, 2002).

В концепции четырехмерной природы лотических экосистем были учтены не только пространственные, но и временные показатели (Ward, 1989). Согласно этой концепции, лотические экосистемы формируются и существуют в трех пространственных и временном измерении. В продольном измерении происходит взаимодействие элементов, лежащих выше и ниже по течению. Поперечное (латеральное) измерение находит отражение через взаимодействие между руслом реки, поймой и речной долиной. Третье, пространственное, измерение проходит по вертикали и связано с взаимодействием речного потока с грунтовыми водами. Четвертое, временное измерение может находиться в различных диапазонах: от краткосрочных явлений в экосистемах до эволюционных изменений. В лотических системах диапазоны пространственного и временного измерения могут значительно варьировать, а их соотношение определяет то, что малые системы существуют недолго с быстро происходящими в них явлениями, и наоборот, крупномасштабные системы имеют длительный период развития, процессы в них разворачиваются относительно медленно (Minchel, 1988). Малые системы более подвержены влиянию внешних факторов (Богатов, 1996; Протасов, 2011). Согласно этой концепции в латеральном измерении взаимосвязаны и взаимодействуют медиаль, рипаль, береговая зона, пойма, речная долина. Также и в продольном измерении условия и сообщества кренали сменяются зоной ритрале, затем – потамали. В водотоке можно описать и вертикальные градиенты, но если в ритрале в связи с высокой турбулентностью вертикальные изменения практически не выражены, то в потамали с глубиной существенно изменяются режим освещенности, кислородный режим и другие гидрохимические градиенты.

Особенностью взаимосвязи пространственных и временных измерений может являться периодическая фрагментация лотических экосистем, в результате образования изолированных участков русла в период засухи или малой водности, появления стариц, пойменных озер и т.д.

(Богатов, 1994; Riverine landscape diversity, 2002). При единовременном рассмотрении в пространственном измерении данные фрагменты русла во время засухи или пойменные водоемы могут считаться элементами лимнобиома, но во временном измерении, динамически они принадлежат к лотической экосистеме (Протасов, 2011).

Концепция динамики пятен объясняет формирование речных экосистем как нарушения условий или явлений среды, в результате которых организмы перемещаются и освобождают пространство для колонизации новыми или теми же видами организмов (Townsend, 1989). Динамика пятен рассматривается как смена группировок и сообществ, основными факторами которой являются конкуренция, выедание, внешнее воздействие и наличие благоприятных для популяции условий среды (Lake, 2000). Согласно этой концепции в лотических экосистемах существуют в той или иной степени однородные участки (пятна), местообитания с характерным видовым составом. Особенностью речных экосистем является течение, которое обеспечивает постоянное перемешивание вод и перенос организмов, что способствует постоянной взаимосвязи обособленных участков местообитаний в единую дискретно-континуальную систему водотока (Протасов, 2011).

Согласно представлениям классической теории речного континуума видовое богатство в верхнем и нижнем течении невелико, а в средней части наоборот повышается. Однако данное распределение часто имеет теоретический характер, т.к. каждый водоток имеет свои особенности условий и распределение видового разнообразия может отличаться. Водотоки неразрывно связаны с прилегающими местообитаниями и изучать их изолированно довольно сложно. На основании этого было сделано существенное дополнение к классической концепции речного континуума. Как единая экосистема рассматривались водоемы всей речной долины, как само русло, так и ближние к реке участки притоков, старицы, пойменные озера (Ward, Stanford, 1995). В подобной «совокупной» экосистеме изменение видового богатства в продольном и поперечном аспекте происходит иначе, чем в речном континууме. От истока реки происходит постепенное увеличение видового богатства, но ниже по течению, где в межень русло может раз-

деляться на рукава, видовое богатство резко снижается. Затем в нижнем течении на равнине происходит развитие меандров, пойменных водоемов, что создает условия для увеличения видового богатства. При наличии связи речного русла с водоемами поймы происходит взаимное обогащение их видового состава (Протасов, 2011).

Изучение видового состава водорослей Псковской области до последнего времени не было специальной задачей исследователей. Чаще всего исследования водорослей проводились в рамках комплексных гидрологических экспедиций. История альгологических исследований Псковской области приводится в работах Д.Н. Судницыной (2008, 2012). Первые альгологические исследования проводились в 1909 г. на Псковско-Чудском озере, привлекавшем внимание ученых как самый крупный водоем области (Самсонов, 1912, 1914; Воронихин, 1950). В истории изучения озера выделяют 4 этапа: флористико-фаунистический (до 1935 г.), экологический (с 1935 по 70-е гг.), продукционный (с начала 70-х гг.) и мониторинговый (с 80-х гг.) (Мяэметс, 1981). Исследования первой половины XX века в основном были направлены на изучение Псковско-Чудского озера, в то время как многочисленные реки и озера области оставались без должного научного внимания. Исключением становятся работы А.И. Лобика, изучавшего десмидиевые водоросли на болотах Холмского уезда Псковской губернии в 1912-1913 гг. (Лобик, 1913, 1916).

После Великой Отечественной войны в 1948 г. изучение водорослей началось на малых озерах области. Была организована Жижицкая экспедиция ГосНИОРХ, осуществившая комплексное исследование 5 озер южной части области (Соколова, 1949). В 1959 г. Псковское отделение ГосНИОРХ начало создавать Алольскую экспериментальную базу, в районе, где насчитывается 20 озер. Здесь впервые в СССР было осуществлено опытно-производственное обезрыбление озер с помощью полихлорпинена, разработаны нормы удобрения озер (Змерзлая, 1966), изучено влияние мелиоративных мероприятий на состав и развитие фитопланктона (Лаврентьева, 1976, 1986 и др.). Благодаря данным исследованиям, были не только разработаны рекомендации для ведения товарного рыбного хозяйства на малых озерах, но и выявлены об-

щие черты развития фитопланктона. Установлено, что в удобряемых озерах, независимо от их исходного уровня трофии, аборигенные формы планктонных водорослей с низким уровнем обмена веществ уступают место мелкоклеточным видам с быстрым темпом роста (Лаврентьева, 1983). Впоследствии работы по изучению малых озер области были продолжены. Исследования показали, что видовое богатство планктонных сообществ колеблется от 40 до 166 таксонов, а основу таксономического разнообразия составляют 3 отдела (диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли), выявлена прямая зависимость числа водорослей от размеров водоема и его гидрохимических показателей, в первую очередь, от общей минерализации воды и величины рН (Лаврентьева, 1986; Судницына, 2008).

Одни из первых исследований фитопланктона р. Великой были проведены в 1976 г. в рамках комплексного изучения Псковского-Чудского озера (Судницына, Ястремский, 1976). Материалы собирались из устьевых участков 18 рек – притоков Псковского-Чудского озера. Было отмечено значительное влияние впадающих рек на формирование фитопланктона озера. В представленном авторами систематическом списке фитопланктона из 98 таксонов наиболее разнообразны были зеленые водоросли (53 таксона), диатомовые насчитывали – 26, синезеленые – 13.

Фитопланктон устьевых участков крупных рек, впадающих в Псковско-Чудское озеро (всего 14 притоков из 237) также изучался эстонскими учеными в 1985–87 гг. и русскими (псковскими) учеными в 1991–94 гг. (Laugaste, Yastremskij, 2000). Река Великая была отнесена к крупным рекам с истинным фитопланктоном, содержащим в среднем около 40 видов водорослей в количественных пробах за вегетационный период (17–87 в зависимости от сезона). В качестве преобладающей группы в р. Великой весной и осенью выступали диатомовые, а в летний период – зеленые водоросли. Средняя за сезон биомасса составляла $2,88 \pm 1,58$ мг/л (по данным за 1985–87 гг.). По результатам исследований 1980-87 гг. преобладающими видами в фитопланктоне устьевого участка р. Великой и в районе г. Пскова были *Oedogonium* sp., *Cyclotella* spp., *Chlamydomonas* spp., *Pandorina* sp. и некоторые криптомонады.

С 1990 г. сотрудники Псковского педагогического института и некоторых других научно-исследовательских организаций начали осуществлять комплексный мониторинг дельты р. Великой, в том числе по фитопланктону. В рамках экологического мониторинга был изучен качественный состав, динамика численности по сезонам года планктонных водорослей на 6 станциях дельты реки Великой (Судницына, 1996, 2003). За период наблюдений (1992–2000 гг.) было выявлено 97 видовых и внутривидовых таксонов водорослей, относящихся к 7 отделам. Основу фитопланктона дельты р. Великой составляли диатомовые и зеленые водоросли. В работе также приводится экологический анализ водорослей планктонного сообщества, распределение видов-индикаторов по отношению к классам загрязнения среды и индексы сапробности. Была выявлена определенная зависимость развития фитопланктона от температурных показателей и содержания биогенных элементов.

При изучении сезонной динамики фитопланктона исследователи отмечали преобладание в весенний период диатомовых водорослей, которые образовывали до 76 % общей биомассы. Доминантами являлись *Cyclotella kuetzingiana*, *Asterionella formosa*. В конце мая к числу доминантов присоединялись зеленые водоросли, преимущественно протококковые. Осенью основу фитопланктона так же составляли диатомовые (до 95 % от общего числа водорослей), несмотря на снижение количественных показателей в развитии водорослей в связи с окончанием их вегетации. Проведенный авторами анализ сравнения видового сходства показал, что состав фитопланктонного сообщества дельты реки Великой непостоянен и значительно изменяется по годам. Некоторой стабильностью отличается только состав диатомовых водорослей (коэффициент сходства 0,50 – 0,73) (Судницына, 2003).

Мониторинговые наблюдения были продолжены позднее в 2001 году, который отличался маловодностью (Судницына, 2004). Всего в фитопланктоне дельты реки в 2001 г. был отмечен 81 вид водорослей, относящихся к 7 отделам. Среди диатомовых были обнаружены такие новые виды как: *Nitzschia holsatica*, *Tabellaria fenestrata*, *Fragillaria crotonensis* Kitt., *Aulacoseira granulata*, *Stauroneis phoenicenteron* Ehr., *Navicula cuspidate* Kütz., *Rhopalodia gibba*, из отдела

зеленых – *Actinastrum hantzschii*, *Ankistrodesmus longissimus*, *Scenedesmus opoliensis*, *Cosmarium turpinii*, *Staurastrum tetracerum*, *S. gracile*. В фитопланктоне дельты реки отмечалось присутствие видов синезеленых водорослей, характерных для Псковского озера: *Anabaena lemmermanii* P.Richt., *A. viguieri* Denis et Frey, *A. spiroides* Klebahn, *Aphanizomenon flos-aquae*.

В сезонной динамике фитопланктона были отмечены те же закономерности, что и в предыдущие годы. Диатомовые водоросли формировали основу фитопланктона в июне и сентябре. К доминантам можно безоговорочно отнести *Cyclotella kuetzingiana*. В июле на первое место выходят зеленые водоросли. В 2001 г. отмечалось также некоторое увеличение индексов сапробности по сравнению с предыдущим периодом исследований.

На протяжении 1995–2007 гг. было проведено изучение фитопланктона и фитоперифитона р. Великой в центральной части города Пскова (Экологический мониторинг..., 2009). Составленный аннотированный список включал 121 таксон водорослей сообществ планктона и перифитона, среди которых преобладающими являлись диатомовые водоросли.

С 2009 г. организуется направленное изучение акваторий озер и рек, подверженных активному антропогенному воздействию. С этого периода проводится исследование сообществ фитопланктона и фитоперифитона 8 озер, 3 средних рек (р. Великой, Шелони, Ловати) и 20 малых рек и ручьев (Судницына, Силеенкова, 2010).

ГЛАВА 2. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТА ИССЛЕДОВАНИЙ

Река Великая относится к бассейну реки Нарва и в целом к бассейну Балтийского моря (рисунок 2.1). Территория бассейна расположена на северо-западе Русской равнины в пределах Прибалтийской низменности. Средняя высота над уровнем моря составляет 110 м. Минимальная высота – урез уровня Балтийского моря, а высшая точка – гора Лобно на Бежаницкой возвышенности.

В центральной части бассейна расположена Псковская низменность, с колебаниями высот от 30 до 120 м. В восточной и западной частях бассейна с севера на юг протягиваются полосы возвышенностей: Лужская, Судомская, Бежаницкая, Хаанья и Латгальская, с относительными высотами 100-180 м. Наиболее крупной из них является Бежаницкая возвышенность, в пределах которой наблюдаются значительные массивы и понижения. Лужская и Судомская возвышенности разделены Хиловской низиной, а Судомская и Бежаницкая – Соротской низиной. Между Бежаницкой и Латгальской возвышенностью расположены Себежские гряды (География Псковской области, 2000).

В образовании крупных форм рельефа большую роль играла деятельность четвертичных оледенений, а также тектонические движения земной коры и денудационные процессы в дочетвертичное время. Большинство холмов, гряд, ложбин, котловин и равнин образованы в результате деятельности последнего Валдайского оледенения, которое закончилось 10-11 тыс. лет назад (План управления..., 2006).

Особенности геологии определяются расположением бассейна реки на северо-западе Русской плиты. В основании плиты лежит жесткий кристаллический фундамент из гранитов, гнейсов и метаморфических сланцев, который сверху перекрыт толщей осадочных пород. Мощность осадочного чехла увеличивается с севера на юг. Осадочный чехол представлен породами протерозойской, палеозойской и кайнозойской групп.



Рисунок 2.1 – Карта бассейнов реки Великой и ее притоков (План управления..., 2006)

Наиболее древние протерозойские породы (песчаники, глины, гравелиты) имеют малую мощность. Среди палеозойских отложений наибольшую мощность имеют девонские отложения (средний и верхний девон – D₂ и D₃). Девонские отложения представлены песками, песчаниками, глинами, мергелями, известняками, доломитами и алевритами. В породах встречаются окаменевшие останки морских животных. К четвертичным породам, формирование которых было связано с деятельностью ледников, относится морена (суглинок и супесь), водно-ледниковые отложения (разнозернистый песок и гравийно-галечные отложения), озерно-ледниковые породы (глины и мелкозернистые пески). После оледенения в бассейне рек накапливаются аллювиальные пески, в озерах – озерные отложения (сапрпель, глины, пески, гаж), в болотах – торф (География Псковской области, 2000).

Территория бассейна р. Великой расположена в дерново-подзолистой почвенной подзоне южной тайги и смешанных лесов. Почвенный покров отличается сложностью и пестротой, что обусловлено разнообразием природных условий, пересеченным рельефом и частой сменой почвообразующих пород. Влажный и умеренно-прохладный климат предопределяет промывной режим и избыточное увлажнение почв. Формирование почвенного покрова началось после отступления Валдайского ледника и продолжалось около 12 тыс. лет. Наиболее распространенными на территории бассейна являются подзолистые, дерново-подзолистые почвы, а также, представлены дерново-карбонатные, болотно-подзолистые, дерново-глеевые, торфяно-болотные и пойменные почвы.

Низко-плодородные подзолистые почвы распространены в основном в северной и немного в южной части бассейна на песчаных и супесчаных породах, под хвойными лесами. Такой тип почв требует внесения большого количества удобрений и проведения известкования. Дерново-подзолистые почвы – самый часто встречающийся тип почв в бассейне – являются наиболее распространенными на сельскохозяйственных угодьях, так как они более богаты питательными элементами, чем подзолистые. Наиболее плодородным типом почв в бассейне яв-

ляются дерново-карбонатные почвы, формирующиеся на известняках и карбонатной морене. Эти почвы распространены в Печорском, Псковском, Палкинском и Островском районах.

В условиях избыточного увлажнения формируются дерново-глеевые, болотно-подзолистые и болотные почвы. Этот тип почв встречается на крупных низменностях – Великолукской, Соротской, прибрежной части Чудско-Псковского озера (План управления..., 2006).

Территория бассейна располагается в умеренно климатическом поясе. Климат характеризуется как умеренно-континентальный, влажный, смягченный близостью Балтийского моря. Бассейн располагается на границе зоны переходного климата – от морского к континентальному, что обуславливает неустойчивый характер погоды во все сезоны года. Чертами морского климата является влажное, умеренно теплое лето и сравнительно мягкая зима. Континентальность увеличивается к востоку, где зима продолжительнее, а лето теплее (География Псковской области, 2000). Бассейн расположен в зоне повышенной циклонической активности (Атлас ..., 1969). За год здесь проходит до 130 циклонов (каждые три дня). В течение года преобладают южные и юго-западные ветры (16–21 %), также юго-восточные и западные (12–16 %).

Среднегодовая температура равна 4,5 °С. Средняя температура января –8–10 °С, абсолютный минимум –45 °С. В июле средняя температура достигает +17–18 °С, максимальная до +36 °С. Продолжительность безморозного периода составляет 125–150 дней. В среднем за год выпадает около 600 мм осадков. Но на возвышенностях выпадает около 850 мм осадков (наветренные склоны). Баланс влаги всегда положительный, осадков выпадает больше, чем испаряется, что обуславливает густоту гидрографической сети (План управления..., 2006).

Река Великая. Река Великая берет начало из озера Малый Вяз на юге области и впадает в Псковское озеро на севере, образуя обширную дельту (Природа..., 1974). По некоторым данным река берет начало вблизи д. Шепели (Новосокольнический район Псковской области) (Материалы к государственному докладу, 2003). Длина реки — 430 км, площадь бассейна 25200 км². Около 60 % водосборной площади занимают пашни и луга, 36 % — леса и 4 % — озера и болота. Весь бассейн р. Великой расположен в подзоне смешанных лесов, за исключением бас-

сейна р. Псковы, находящейся в подзоне хвойных лесов (План управления..., 2006). В верхнем течении на протяжении 124 км река проходит через систему озер, соединенных протоками (Природа..., 1974). Пойма реки двухсторонняя, в среднем течении хорошо выраженная и затопляется только высоким половодьем. Высота берегов в верхнем и среднем течении 3–4 м, а в устьевом участке до 20–25 м. Грунт в русле в верхнем и среднем течении супесчаный и песчаный, в нижнем течении русло сложено преимущественно плитами известняка (Доклад о состоянии и использовании минерально-сырьевых ресурсов..., 2003). Русло реки извилистое, ширина его в верхнем и среднем течении 20–40 м, в нижнем течении — 100 м, а в устье — 400–600 м. Скорость течения колеблется от 0,5–1 м сек⁻¹ на порогах до 0,1–0,2 м сек⁻¹ в устье. Глубина от 2–3 м на порогах до 5–6 м в нижнем течении реки. В реку Великую впадают 14 крупных рек, длина которых свыше 50 км. Наиболее крупные притоки: Череха, Алоль, Пскова, Сороть, Синяя, Утроя, Исса, Кухва, Вяда (Природа районов..., 1971) (рисунок 2.1).

Вегетационный период продолжается 225–230 сут. Ледостав длится с конца ноября — начала декабря по март, максимальная температура воды отмечается в июле (27–29 °С). Температура воды в реке повышается от истока к устью. Гидрологический режим реки характеризуется ярко выраженным весенним половодьем, зимней меженью и летне-осенней меженью, оканчивающейся дождевыми паводками.

Средний многолетний слой стока весеннего половодья имеет выраженную территориальную зональность и колеблется в интервале от 100 до 140 мм, увеличиваясь с юго-запада на северо-восток бассейна (Государственный доклад о состоянии водных ресурсов РФ, 2003). Средний многолетний годовой сток рек составляет примерно 5–8 л/сек с км². В таблице 2.1 сопоставлены среднегодовые данные по расходу воды реки Великой за 2002 г. со среднемноголетними данными.

Для реки характерно смешанное питание, на долю талых снеговых вод приходится около 50 % годового стока, дождевых и подземных — примерно по 25 %. Основная масса воды поступает во время таяния снега (апрель), вызывая весеннее половодье, во время которого уровень

воды может подняться на 1–6 метров. Среднеголетний поверхностный сток, формирующийся на территории Псковской области, составляет 12,3 км³. Коэффициент речной сети в бассейне р. Великой равен 0,93 км/км² (Информационный бюллетень..., 2003).

Таблица 2.1 – Водность р. Великой в 2002г. в сопоставлении со среднеголетней водностью (План управления..., 2006)

Наименование водотока и пункта наблюдений	Среднеголетний годовой расход воды, м ³ /сек	Среднегодовой расход воды, м ³ /сек
р. Великая, д. Гуйтово	97,4	81,9
р. Великая, д. Пятоново	137,0	123,0
р. Великая, г. Опочка	30,5	22,9

Гидрохимическая характеристика вод реки Великой по данным лаборатории Псковского отделения ГосНИОРХ представлена в таблице 2.2.

Вода реки относится к гидрокарбонатному классу, кальциевой группе (Алекин, 1970), со средней минерализацией. Жесткость варьирует от 2 до 5,2 мг-экв/л. Вода коричневатая и характеризуется повышенной цветностью. Цветность воды повышается вниз по течению и изменяется по сезонам от 8 до 120 °. Коричневатый цвет воды обусловлен растворенными в воде органическими веществами, поступающими из заболоченных участков. Слабая мутность воды является следствием равнинности местности, значительной облесенности и заболоченности, что понижает интенсивность эрозионных процессов (Природа районов..., 1971).

На протяжении реки значения рН колеблются в пределах 7,56–8,63. Содержание кислорода высокое, но вниз по течению снижается с 13,89 до 7,2 мг/л, перманганатная окисляемость напротив возрастает от истока к устью (0,8–34,8 мгО₂/л). БПК₅ варьирует в пределах 0,2–3,04 мгО₂/л и наибольших значений достигает у истока реки в озере Большой Вяз и нижнем течении. Удельная электропроводность (179–397 мкСм/см) и сумма ионов вниз по течению увеличиваются (151–343,5 мг/л). На большинстве исследованных участках воды реки характеризуются сезонной изменчивостью, особенно по показателям мутности, цветности и перманганатной окисляемости.

Как правило, на протяжении вегетационного периода уровень биогенных элементов имеет тенденцию к увеличению и достигает наибольших значений осенью (таблица 2.3). За исключением некоторых станций содержание нитритов, нитратов и фосфатов имеет тенденцию к уменьшению в летний период, что может быть связано с увеличением биомассы водорослей и поглощением биогенных элементов гидробионтами. Концентрация общего фосфора изменяется от 0,02 до 0,06 мг/л, общего азота от 0,08 до 1,5 мг/л. Содержание общего азота и фосфора возрастает вниз по течению реки, а также, как правило, увеличивается от весеннего сезона к осеннему. По содержанию органического вещества (БПК₅) и биогенных элементов воды реки Великой можно определить как мезотрофные (OECD, 1982) и только в нижнем течении у Пскова они приближаются к эвтрофным.

На рисунке 2.2 из литературных источников приведен график годового стока общего азота и фосфора в р. Великой, из которого видно, что максимальные концентрации биогенных элементов отмечаются в период весеннего половодья (март–апрель), характеризующегося максимальными расходами воды в реках и выносом элементов с площади водосбора. Некоторое увеличение содержания общего азота и фосфора также происходит в осенний период. Вынос веществ со стоком р. Великой в значительной степени влияет на формирование биогенной нагрузки на Псковско-Чудское озеро (рисунок 2.2).

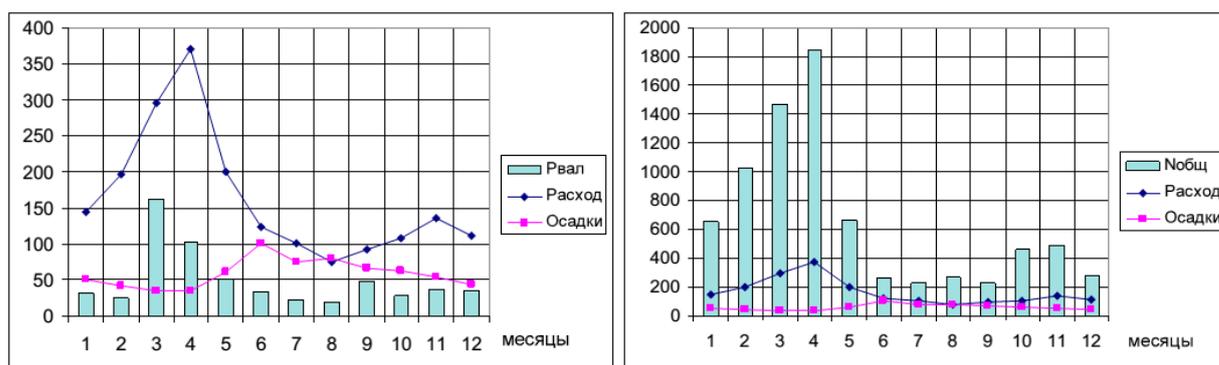


Рисунок 2.2 – График внутригодового распределения осадков (мм), нагрузки $P_{вал}$ (т/мес), $N_{общ}$ (т/мес) и расхода воды (м³/с) р.Великой (средние данные за период 1990-2003, План управления..., 2006)

По литературным данным территория бассейна обладает достаточными водными ресурсами для обеспечения населения и объектов экономики. На территории Псковской области ис-

пользуется около 4 % минимального поверхностного стока и около 17 % от освоенных разведанных запасов подземных вод. Однако качество питьевой воды во многих населенных пунктах не отвечает нормативным требованиям (План управления..., 2006).

Водоснабжение г. Пскова осуществляется за счет поверхностных и подземных вод в соотношении 18:1, большинство других городов и поселков имеет полное или частичное подземное водоснабжение (Перечень предприятий, имеющих водозабор из поверхностных водных объектов 2002 г., 2003). Основными водопользователями, осуществляющими водозабор поверхностных вод, относятся предприятия ЖКХ крупных городов бассейна (г. Псков).

Исходное качество поверхностных вод, забираемых из р. Великой в г. Пскове, не соответствует требованиям ГОСТа 2761-84 "Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения" и характеризуется повышенной мутностью (1,5–3,0 мг/л), высокой цветностью (от 40 до 180 единиц по коллометрическому методу), превышениями по бактериологическим показателям (План управления..., 2006).

Согласно литературной статистике (План управления..., 2006) с конца 1990-х гг. заметно снизился общий объем сточных вод по сравнению с началом 1990-х гг. (на 25 %). Это вызвано сокращением числа предприятий и снижением объемов производства. Только в городе Пскове увеличился объем стоков за указанный период, предположительно из-за роста города и относительного подъема объема промышленного производства. Все остальные города и районы сократили свои стоки к 1998 г. в 2-3 раза по сравнению с началом 1990-х гг., для многих районов тенденция сокращения стоков сохраняется (рисунок 2.3). К 2003 г. общий объем отведенных сточных вод несколько увеличился, к 2000 г. наметилась тенденция к увеличению стоков (на 13 % по сравнению с 1998 г.).

Значительная доля сбрасываемых сточных вод остается без очистки. В подбассейне Чудского озера она составила 17 %, а в подбассейне р. Нарвы – 32 % от общего сброса сточных вод. В целом по бассейну 66 % сточных вод относятся к недостаточно-очищенным сточным водам,

24 % к сточным водам без очистки, 10 % – нормативно-чистые воды (План управления..., 2006).



Рисунок 2.3 – Распределение сточных вод по отраслям в бассейне р. Великой (План управления..., 2006)

Из 19 городов и поселков городского типа, находящихся на территории бассейна, в 18 имеются централизованные системы канализации с очистными сооружениями, большая часть которых не производит очистку сточных вод до показателей, близких к нормативным. Наиболее неблагоприятная обстановка с очистными сооружениями наблюдается в гг. Новоржеве, Пустошке и Красногородске, где ОСК не функционируют должным образом (рисунок 2.4).

К основным точечным источникам загрязнения поверхностных вод в бассейне относятся точки сброса сточных вод с предприятий ЖКХ и промышленности; свалки твердых бытовых отходов; хранилища минеральных удобрений; площадки органического компостирования; крупные животноводческие фермы с навозохранилищами; сельские населенные пункты без централизованной канализации.

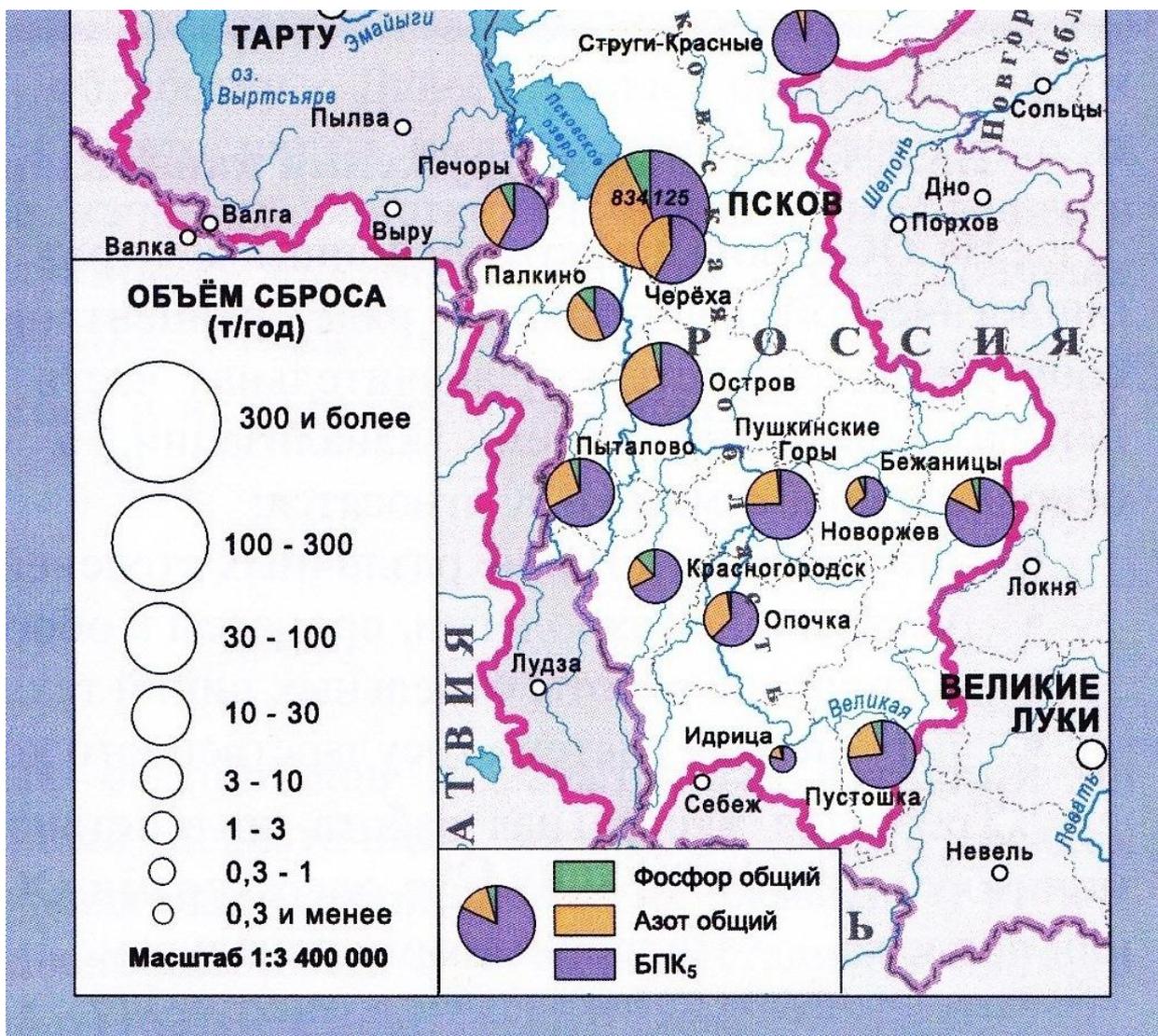


Рисунок 2.4 – Распределение сточных вод по загрязняющим веществам (План управления..., 2006)

Для выявления зон антропогенного загрязнения в качестве индикаторов используются уровни поступления азота, фосфора, БПК₅. В таблице 2.4 Приложения Б перечислены точки сброса сточных вод в Псковской области, влияющие на состояние поверхностных вод наиболее сильно (План управления..., 2006).

Наибольшую опасность для качества воды водосборного бассейна Чудского озера и подбассейна р. Великой, представляют объекты ЖКХ четырех районов области (Островский, Гдовский, Печорский и Псковский) и г. Пскова.

Важной проблемой также является загрязнение почвы, грунтовых, подземных и поверхностных вод бытовыми отходами. Только две свалки имеют ограждающие каналы, защитные валы и дренаж для сброса и отвода фильтрата, подземные воды защищены лишь на 3 свалках, большинство свалок являются потенциальными источниками загрязнения. На территории бассейна отсутствуют мусороперерабатывающие заводы.

В настоящий момент согласно литературным данным на территории бассейна не осталось складов минеральных удобрений, как и площадок органического компостирования. Исключением являются несколько крупных ферм, где сохранились навозохранилища. Потенциальными источниками загрязнения подземных и поверхностных вод являются 50 % телятников и 58 % обследованных ферм крупного рогатого скота, 80 % птицеводческих комплексов и птицеферм и 100 % свиноферм (План управления..., 2006).

К значимым источникам диффузного загрязнения в бассейне относятся сельхозугодья (пашни, пастбища, сенокосы); природные земли (леса, луга, болота); атмосферные осадки; транспорт.

В течение последних двадцати лет значительно снизилось количество вносимых минеральных и органических удобрений, в результате чего баланс основных элементов питания почв стал отрицательным. В структуре земель сельскохозяйственного назначения сократилась доля посевных площадей, сенокосов и пастбищ (План управления..., 2006).

Согласно анализу воды р. Великой на соответствие стандартам качества (ПДК) для водоемов рыбохозяйственного и хозяйственно-питьевого использования, отмечено превышение содержания органических веществ (по величине ХПК), железа, меди, марганца, нефтепродуктов, взвешенных веществ (таблица 2.5, 2.6 Приложения Б).

Результаты оценки качества воды по индексу загрязненности вод (ИЗВ) за ряд лет представлены в таблице 2.7 Приложения Б. На большинстве станций нижнего течения реки до 2004 г. воды относятся к III классу – «умеренно загрязненные», однако в 2004 г. качество вод ухудшается на всех станциях ниже г. Опочки и относится к IV классу вод – «загрязненные». По данным Росгидромет в 2002 г. анализы воды в районе г. Опочка превышали нормативы по содержанию меди, фенолов, ХПК, железа и хлорорганических пестицидов. В 2003 г. на участке ниже г. Пскова отмечено увеличение концентрации меди, цинка, железа, марганца, свинца, фенолов, пестицидов (ГХЦГ), минерального фосфора и аммонийного азота (в марте) и значения ХПК (План управления..., 2006).

Оценка качества воды р. Великой проводилась не только по индексу загрязняющих веществ (ИЗВ), распространенному в российской методологии, но также и по европейским методикам. В таблице 2.8 Приложения Б представлено распределение классов качества воды на исследованных участках согласно эстонской методике. Необходимо отметить, что классы качества воды, рассчитанные по российской методике (ИЗВ), отличаются от классов, рассчитанных по европейским методам, и указывают на более загрязненные условия. Так если по эстонской методике вода в нижнем течении реки Великой в основном относится к I – II классам качества, то по российской методике – к III – IV.

Таблица 2.2 – Гидрохимические показатели воды реки Великой (средние данные за 2011 – 2012 гг.)

	O ₂ , мг/л	pH	Na+K	Ca	Mg	HCO ₃ ⁻	SO ₄	Cl	∑ ионов	Электро - провод- ность	Жест- кость общ., мг-экв/л	Мут- ность	Цвет- ность, град.	Перман- ганат. ок-сть	БПК ₅ мгO ₂ /л
д. Вяз															
Весна	8,69	8,08	0	28,6	11	109,80	9,15	0,30	158,85	181,5	2,33	4,95	34	9,10	2,28
Лето	8,67	7,72	0	31,7	10,40	126,85	8,25	0,10	177,30	205	2,44	2,75	29	14,60	1,80
Осень	9,04	7,63	6,25	33,8	7,95	130,55	16,20	1,15	195,90	215,5	2,34	4,50	26,5	15,85	1,95
д. Юшково															
Весна	10,18	8,29	3,25	40,6	8,95	160,95	10,95	0,55	225,25	257,5	2,76	1,45	17,5	5,15	1,61
Лето	7,73	8,05	1,40	40,8	10,15	165,95	8,85	0,80	227,95	260,5	2,87	1,40	20	8,30	1,45
Осень	9,52	7,99	3,90	42,9	10,50	172,65	11,20	1,05	242,20	273	3,01	1,50	18	9,05	1,27
д. Копылок															
Весна	9,35	8,43	1,15	46,1	9,80	173,85	13,15	0,30	244,35	279	3,11	2,45	17,5	4,35	2,53
Лето	9,75	8,12	1,65	39	11,65	171,40	4,50	0,10	228,30	270,5	2,91	1,30	15,5	6,75	1,14
Осень	12,02	8,13	6,40	42,1	11,85	180,30	17,20	0,55	258,40	285	3,08	1,10	16,5	3,60	1,91
т/б Алоль															
Весна	10,47	8,36	0,50	41,1	10,75	164,70	8,80	0,30	226,15	261	2,94	2,20	22,5	7,95	1,32
Лето	7,88	8,07	0,15	40,7	11,70	168,95	6,20	0,65	228,35	267,5	2,99	2,40	18	7,95	1,43
Осень	10,24	7,96	5,50	41,4	9,85	175,70	9,50	0,55	242,50	274	2,88	1,70	20	6,35	2,00

Таблица 2.2 (продолжение)

д.Яковлево (п. Идрица)															
Весна	9,27	8,19	0	43,1	10,05	166,05	9,70	0,70	229,60	266,5	2,98	2,40	25	7,15	1,24
Лето	9,92	8,24	0	42,9	12,40	183,00	3,10	1,40	242,80	286	3,16	1,80	18	8,80	1,09
Осень	12,05	8,11	8,25	43,6	11,40	180,65	15,65	1,45	260,95	287,5	3,11	2,55	27	8,75	1,88
Максютинская ГЭС.															
Весна	10,53	8,25	0	49,5	8,30	171,40	5,60	1,50	236,30	277	3,15	3,10	25	5,50	1,92
Лето	9,97	8,09	0,65	45,3	12,15	186,65	5,50	2,50	252,75	293	3,26	1,25	20	7,20	1,34
Осень	11,73	8,07	9,15	43,9	10	184,55	13,55	2,50	263,65	294	3,01	1,50	29	7,15	1,63
Шильская ГЭС															
Весна	10,78	8,13	0	49,5	9,10	178,10	6,50	1,80	245	299	3,22	2	25	0	0,20
Лето	9,84	8,05	0	43,9	14,20	187,60	2,20	1,30	249,20	299	3,36	1,65	20	7,20	0,89
Осень	11,27	7,98	7,15	45,9	10,95	189,45	13,90	3	270,35	311	3,19	2,15	29	8,30	1,34
д. Исаки (пригород г.Опочка)															
Весна	10,08	8,20	0	45,7	18,50	172,60	3,80	0,30	240,90	278	3,80	2	25	1,60	1,47
Лето	9,70	8,07	1,75	45	11,85	187,25	6,55	1,90	254,30	295,5	3,22	0,50	21	6	1,22
Осень	12,28	8,07	5,75	48,3	8,55	187,90	9,10	2,80	262,40	303,5	3,12	2,65	30	8,70	1,50
д.Барабаны															
Весна	9,68	8,24	1,15	55	4,20	173,25	6,85	0,95	241,40	276	3,09	1,95	32,5	6,70	0,94
Лето	9,025	8,16	3,15	44,6	11,20	188,45	5,35	2,5	255,25	301,5	3,15	0,75	21	7,95	0,69
Осень	11,33	8,07	7,5	46,9	10,20	192,15	11,1	3,55	271,40	308,5	3,18	2,10	34,5	12,25	1,23

Таблица 2.2 (продолжение)

д.Селихново															
Весна	9,17	8,15	0	43,9	11,80	173,55	7,90	1,50	238,65	285,5	3,16	4,10	43,5	9,40	0,44
Лето	9,59	8,21	2,30	47,3	12,90	201,90	5,75	2,95	273,10	318,5	3,42	2,65	23,5	8,75	0,83
Осень	12,02	8,09	2,75	44,5	15,60	194	12	4,15	273	313,5	3,51	6,15	52	11,15	0,93
д. Крюки															
Весна	8,96	8,12	5,40	50,5	7,10	181,50	10,20	4,75	259,45	298	3,11	3,30	60	14,95	1,39
Лето	11,35	8,34	3,40	47	13,80	203,15	5,95	5,80	279,10	334,5	3,48	0,60	22	9,55	1,19
Осень	11,25	8,09	10,40	45,9	12,35	194,90	17,30	6,05	286,90	321	3,23	2,70	55	13,50	1,13
г. Остров															
Весна	8,75	8,06	2,90	48,9	9,10	180,30	11,15	4,40	256,75	302	3,19	2,95	62,5	11,40	0,73
Лето	11,46	8,33	3,40	47,5	16,20	213,85	4,15	7	292,10	344,5	3,71	0,80	22,5	7,95	1,40
Осень	11,40	8,03	7,90	51,7	11,55	201,60	15,65	7,70	296,10	340,5	3,53	3,75	59	13,50	1,17
д. Шабаны															
Весна	10,26	8,38	0	54,9	12,80	204,05	10,65	5,35	287,75	339	3,79	2,20	50	16,90	1,36
Лето	8,74	8,37	1,65	49,3	16,60	219,65	5,10	6,45	298,75	356,5	3,83	1,60	26	8,75	0,79
Осень	11,73	8,16	11,90	50,5	14,45	210,15	26,50	6,85	320,35	351,5	3,79	2,75	56	20,30	0,80
д. Промежицы															
Весна	8,32	8,25	5,65	49,1	9,05	184,55	10,35	6,35	265,05	306	3,20	3,80	78	20,10	1,92
Лето	10,26	8,50	8,25	54,1	11,15	208,90	10,95	10,50	303,85	369,5	3,62	1,30	33	9,05	1,56
Осень	9,78	7,95	19,80	43,3	4	143,40	25	14,70	250,20	302	2,49	2,90	120	25,65	1,73

Таблица 2.2 (окончание)

г.Псков															
Весна	7,97	8,15	-	52,1	7,80	183	-	-	-	304	3,24	3,30	78	20,60	1,92
Лето	10,07	8,36	13,30	55,7	13,35	221,75	23,90	9,80	337,80	384	3,88	2,70	34	7,10	1,82
Осень	10,40	8,18	3,40	51,7	12,35	202,85	8,35	8,05	286,70	380	3,60	1,90	82	21,30	1,51
д. Муравицы															
Весна	8,45	8,17	3,80	54,7	6,70	179,30	12,70	8,30	265,50	302	3,28	3,40	80	18	1,91
Лето	9,69	8,36	0	52,9	21,80	167,15	21,90	12,05	275,80	389,5	4,44	5,30	35	5,90	1,88
Осень	9,57	8	11,50	46,5	14,10	188,50	30,50	7,70	298,80	339	3,48	1,70	95	24,60	1,79

Таблица 2.3 – Содержание биогенных элементов в воде некоторых станций р. Великой (данные за 2012 г.)

	NH ₃ , мг/л	NO ₂ , мг/л	NO ₃ , мг/л	N общ., мг/л	P мин., мг/л	P общ., мг/л
	д.Вяз					
Весна	-	-	-	0,270	0,0007	0,030
Лето	0,16	0,006	0,023	0,200	0,0165	0,020
Осень	0,40	0,006	0,220	0,700	0,0165	0,020
	пос. Идрица					
Весна	0,33	0,005	0,400	-	0,0007	-
Лето	0,13	0,001	0,300	-	0,0007	-
Осень	0,33	0,002	0,400	-	0,0007	0,020
	д.Барабаны					
Весна	-	-	-	0,081	0,0100	0,020
Лето	0,15	0,006	0,023	0,180	0,0165	0,020
Осень	0,60	0,008	0,400	1,070	0,0165	0,020
	д. Селихново					
Весна	-	-	-	-	-	-
Лето	0,12	0,001	0,300	-	0,0007	-
Осень	0,33	0,003	0,200	-	0,0420	-
	г.Остров					
Весна	-	-	-	0,126	0,0100	0,020
Лето	0,16	0,006	0,023	0,230	0,0165	0,020
Осень	0,56	0,008	0,450	1,100	0,0165	0,033
	д.Промежицы					
Весна	0,49	0,006	0,045	0,550	0,0165	0,022
Лето	0,13	0,001	0,300	-	0,0007	-
Осень	0,34	0,003	0,500	-	0,0007	-
	г.Псков					
Весна	0,70	0,008	0,023	-	0,0165	-
Лето	0,33	0,006	0,230	0,710	0,0165	0,020
Осень	0,44	0,012	0,500	1,200	0,0165	0,020
	д.Муровицы					
Весна	0,61	0,006	0,088	0,770	0,0165	0,030
Лето	0,20	0,048	0,220	0,540	0,0240	0,052
Осень	0,48	0,011	0,930	1,500	0,0430	0,059

ГЛАВА 3. МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Качественные и количественные пробы фитопланктона собирали в 2011–2012 гг. на 19 станциях на всем протяжении реки от истока к устью (рисунок 1.1). Также были использованы пробы фитопланктона, собранные на 6 участках в 2008–2010 гг. Станции отбора проб представлены на рисунке 1.1. Для анализа горизонтального распределения фитопланктона на некоторых станциях пробы отбирали методом разрезов – в центре реки и у берегов.

Количественные пробы фитопланктон на всех станциях отбирали один раз в 3 месяца на протяжении вегетационного периода (с мая по октябрь). За исключением весны 2011 года, когда пробы собирали только на 13 станциях, и лета 2011 и 2012 гг., пробы отбирали на 17 станциях. Зимний отбор проб был проведен в декабре 2011 г. и в феврале 2012 г.

Для анализа сезонной динамики фитопланктона количественные пробы отбирались раз в две недели с апреля по октябрь 2011 и 2012 гг. В 2011 г. пробы отбирали на 3-х станциях у дер. Промежицы (выше Пскова), у центральной части города и в районе Снятной Горы (расположенной ниже города). В 2012 г. пробы собирали только одной станции – ниже города. За весь период исследований было собрано и обработано около 300 количественных и качественных проб фитопланктона.

Количественные пробы фитопланктона отбирали из поверхностного слоя воды пластиковым пробоотборником объемом 1 л, фиксировали раствором Люголя (Гусева, 1959) с дофиксацией 40 % раствором формалина. Концентрировали пробы осадочным методом до 50 мл и просматривали в камере Нажотта ($0,01 \text{ см}^3$) с использованием микроскопа МБР-1 (Гусева, 1959; Унифицированные методы..., 1975). Кроме того просматривали живые пробы для уточнения некоторых видов некоторых криптоноад и других жгутиковых по характеру движения (*Chroomonas acuta* и др.; авторы видов приведены в списке приложения 1). Для отбора качественных проб использовали планктонную сеть из газа № 73.

Биомассу рассчитывали общепринятым способом по объемам водорослей, определенных методом геометрического подобия для каждой пробы (Гусева, 1959; Кузьмин, 1984; Willen et al,

1985). Результаты количественной обработки фитопланктона выражали в единицах численности и биомассы на единицу объема воды.

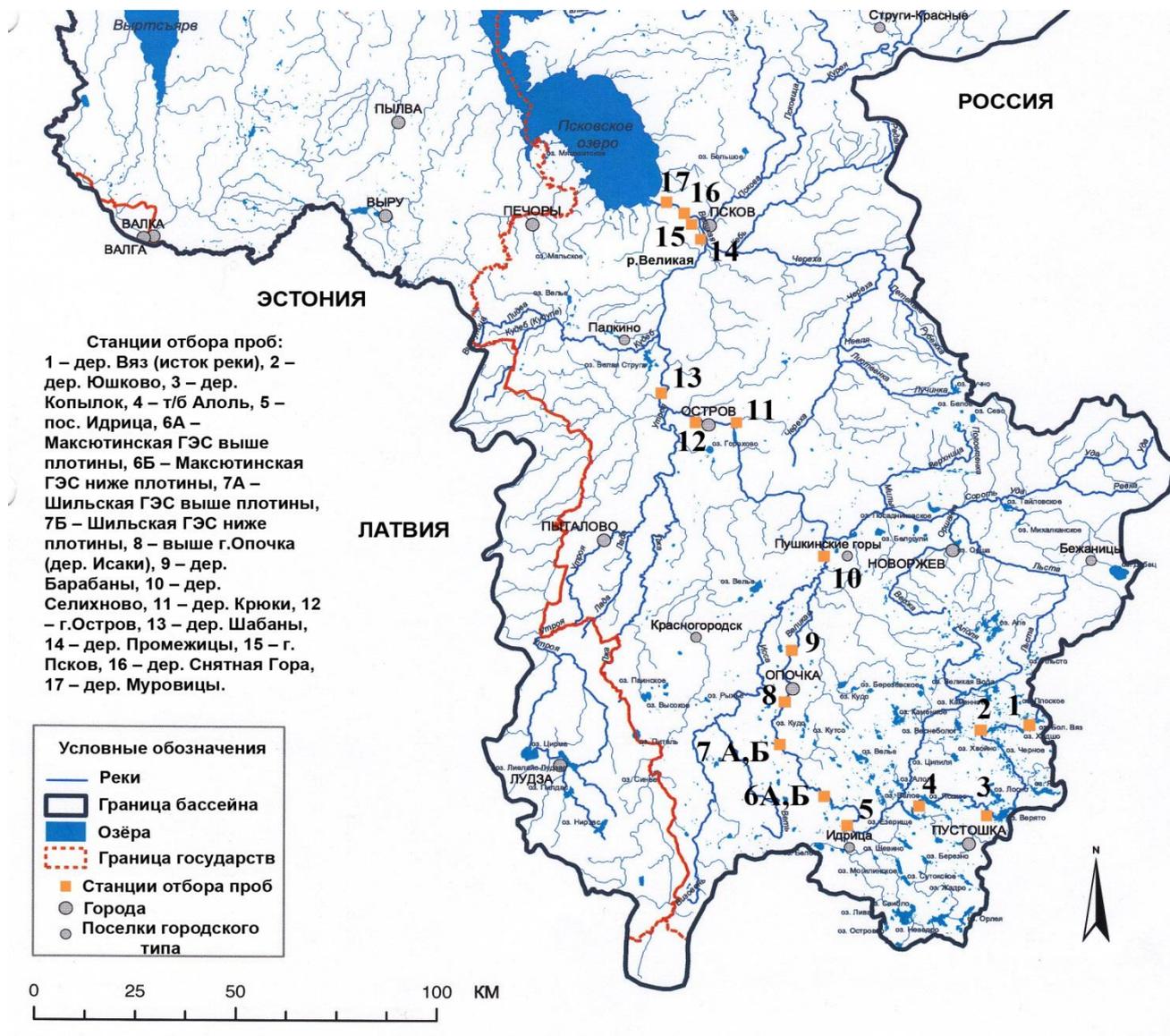


Рисунок 1.1 – Карта станций отбора проб

Для определения диатомовых водорослей приготавливали постоянные препараты, предварительно обработав водоросли по методу сжигания хромовой смесью (Балонов, 1975). Кроме того диатомовые водоросли исследовали в сканирующем электронном микроскопе JSM-25S в ЦКП электронной микроскопии Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН.

Водоросли определяли с использованием «Определителя пресноводных водорослей СССР» (1951-1986), Komarek, Fott (1983), Komarek, Anagnostidis (1986), Anagnostidis, Komarek (1988), Krammer, Lange-Bertalot (1991), Косинская (1960), Царенко (1990), «Диатомовые водо-

росли СССР (ископаемые и современные)» (1988, 1992), «Определитель водорослей Украины» (Коршиков, 1953; Матвієнко, 1965; Асаул, 1975; Матвієнко, Литвиненко, 1977; Матвієнко, Догадіна, 1978), Киселев (1950), Генкал (1992), Генкал, Трифонова (2009) и др. При описании таксономической структуры фитопланктона придерживались системы, принятой в справочнике «Водоросли» (1989). Уточнение экологических характеристик водорослей проведено с использованием ряда монографий (Давыдова, 1985; Водоросли, 1989; Фитопланктон..., 2003; Судницына, 2008 и др.). Классификация водорослей по галобности приводили по системе Кольбе (Прошкина-Лавренко, 1953), оценка отношения водорослей к pH указана по шкале Хустедта (Давыдова, 1985).

Для оценки сапробности воды использовали метод индикаторных организмов Пантле и Букк в модификации Сладечека (Sladecsek, 1973). Метод учитывает относительную частоту встречаемости (обилие) h , которая подсчитывается при анализе проб и выражается в % или баллах, и их индикаторную значимость s (сапробное значение организма-сапробионта). Индекс сапробности вычисляли по формуле 1.1:

$$S = \sum(s \times h) / \sum h, \quad (1.1)$$

где S – численное значение индекса сапробности, h – частота встречаемости сапробионта в пробе, s – индикаторная значимость организма-сапробионта. Индикаторную значимость и зону сапробности видов определяли по литературным данным (Sladecsek, 1973; Макрушин, 1974; Унифицированные методы..., 1975; Фитопланктон..., 2003; Барина и др., 2006; и др.). Для статистической достоверности результатов исследования необходимо, чтобы в пробе содержалось не менее 12 индикаторных видов с общей суммой частоты встречаемости (обилия) $\sum h$ не менее 30 %.

Анализ сходства видового состава водорослей исследованных участков реки проведен методом кластеризации с использованием индексов Сёрнсена-Чекановского, которые рассчитывались по формуле 1.2:

$$K_{ч-с} = 2c / (a+b), \quad (1.2)$$

где a – число видов в одной флоре, b – число видов в другой флоре, c – число видов общих для двух флор (Шмидт, 1980).

Для оценки разнообразия использовали индекс Шеннона-Уивера, рассчитанный по биомассе 1.3:

$$H = - \sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i, \text{ где} \quad (1.3)$$

P_i – относительная биомасса i -го вида в пробе: $p_i = B_i / \sum B_i$ (Одум, 1975).

Выявление зависимости структурных показателей фитопланктона от факторов среды проведено с использованием методов многомерной статистики (Statistica..., 1995).

Для сравнения и анализа использовали данные СЗУГКС по оценке качества поверхностных вод р. Великой по гидробиологическим показателям за 1986 г. (Ежегодник..., 1987).

Определение содержания фотосинтетических пигментов водорослей (хлорофиллов -a, b, c) проводили стандартным спектрофотометрическим методом в смешанном ацетоновом экстракте. Пробы воды (0,5 – 1,0 л) фильтровали с помощью вакуумного насоса через мембранные фильтры «Владипор» с диаметром пор 0,8-1,2 мкм. Экстракцию пигмента осуществляли 90% ацетоном при последующем измерении оптической плотности растворов на спектрофотометре Shimadzu UV-1800, при длине волны: 750, 663, 645 и 630 нм. Расчет концентрации хлорофиллов -a, -b, -c (в мг/м³) проводился по формулам ЮНЕСКО (Report of Scor-UNESCO, 1964) 1.4 – 1.6:

$$C_{\text{хл.-a}} = (11,64E_{663} - 2,16E_{645} + 0,1E_{630})vL/V \quad (1.4)$$

$$C_{\text{хл.-b}} = (20,97E_{645} - 2,94E_{663} - 3,66E_{630})vL/V \quad (1.5)$$

$$C_{\text{хл.-c}} = (54,22E_{630} - 14,81E_{645} - 5,53E_{663})vL/V, \quad (1.6)$$

где $C_{\text{хл}}$ – концентрация хлорофилла, L – длина кюветы в см, V – объем пробы в л, v – объем экстракта в мл, $E_{663} = D_{663} - D_{750}$, $E_{645} = D_{645} - D_{750}$, $E_{630} = D_{630} - D_{750}$, D – оптическая плотность экстракта на длине волны 750, 663, 645 и 630 в нм. Определение пигментов проводили в лаборатории ГосНИОРХ г. Санкт-Петербург.

Первичную продукцию определяли скляночным методом в кислородном варианте (Винберг, 1960). Склянки объемом 100 мл с водой из поверхностного слоя (0 – 1 м) экспонировались

в лабораторном аквариуме в течение суток. Концентрация кислорода рассчитывалась по формуле 1.7:

$$O_2 = \frac{8 \times N \times n \times V1 \times 1000}{V (V1 - V2)}, \text{ где} \quad (1.7)$$

N – нормальность тиосульфата; n – количество тиосульфата, пошедшее на титрование, мл; V – объем титруемой пробы, мл; $V1$ – объем склянки, мл; $V2$ – объем добавленных в склянку реактивов для фиксирования кислорода, мл (Методика изучения..., 1975).

Параллельно на исследованных участках отбирали пробы для гидрохимического анализа воды. Проводились измерения температуры, мутности, цветности (в градусах Pt-Co шкалы), активной реакции среды, содержания растворенного кислорода, концентрации основных ионов, электропроводности, общей жесткости воды, перманганатной окисляемости и БПК₅ (Руководство по химическому анализу вод суши, 1977). Анализы проводились в лаборатории гидрохимии Псковского отделения ГосНИОРХ. Определяли содержание в воде главных компонентов ее солевого состава: щелочно-земельных металлов (кальций, магний), хлоридов, сульфатов, щелочности (карбонатная жесткость) (Методика изучения..., 1975). Определение содержания биогенных элементов проводили в лаборатории Института Озероведения и лаборатории ЦЛАТИ по Псковской области по стандартным методикам (ПНД Ф 14.1:2.106-97, РД 52.24.364-2007, ПНД Ф 14.1:2.1-95, ПНД Ф 14.1:2.4.3-95, ПНД Ф 14.1:2.4.4-95, ПНД Ф 14.1:2.4.112-97) для нескольких участков в верхнем, среднем и нижнем течении реки.

ГЛАВА 4. ТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА РЕКИ ВЕЛИКОЙ

Таксономический состав и его пространственное распределение по течению реки

Для таксономического и эколого-географического анализа были использованы данные сезонных сборов 2008–2010 гг. на 6 станциях и 2011–2012 гг. на 19 станциях по всей длине р. Великой. За период исследований в альгофлоре реки были идентифицированы 463 вида (511 таксонов) водорослей, принадлежащих к 8 отделам (Приложение А). По числу видов наиболее разнообразно представлены отделы Bacillariophyta – 212 таксонов (41,5 %), Chlorophyta – 161 таксон (31,5 %) и Cyanophyta – 56 таксонов (11 %) (рисунок 4.1). Менее разнообразны отделы Euglenophyta (5,9 %), Chrysophyta (4,5 %) и Dinophyta (3,5 %). Водоросли из отделов Cryptophyta и Xantophyta были представлены единичными видами. Преобладание диатомовых и зеленых водорослей характерно для видового состава фитопланктона большинства рек умеренной зоны (Охапкин, 1997; Корнева, 2005; Оценка..., 2006 и др.).

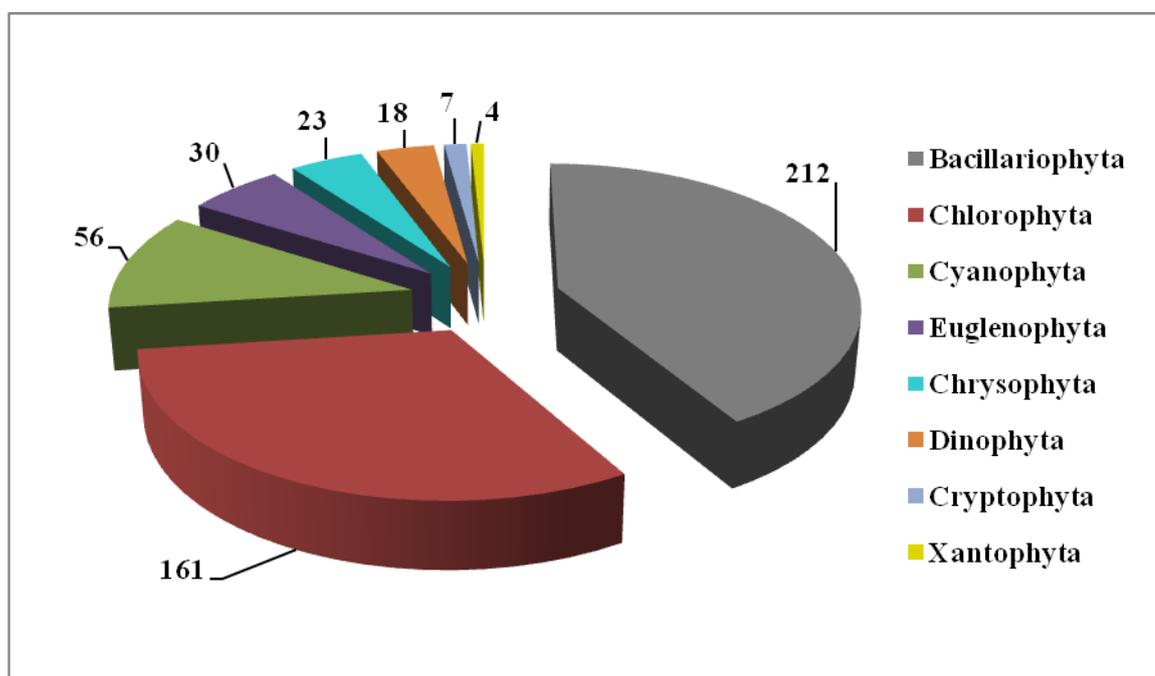


Рисунок 4.1 – Соотношение таксономических групп водорослей в фитопланктоне р. Великой
Примечание: цифрами обозначено число видов и внутривидовых таксонов

Отдел Bacillariophyta в альгофлоре р. Великой включает 19 семейств, 53 рода, 179 видов и 212 внутривидовых таксонов (таблица 4.1). Отдел Chlorophyta – второй по числу таксонов,

превосходит диатомовых по количеству классов, порядков, семейств и родов (таблица 4.1). Из порядков высоким разнообразием отличаются порядки Chlorococcales (14 семейств, 40 родов, 108 видов и 112 внутривидовых таксона) и Raphales (10, 29, 118 и 140 соответственно). К порядкам, богатым по числу семейств, можно также отнести Oscillatoriales (4 семейства), Chroococcales (4), Nostocales (3) и Agraphinales (3). Однако более половины порядков (17 из 27) представлены только 1 семейством, 8 порядков – всего 1 родом и 10 – 1–2 таксонами рангом ниже рода.

Таблица 4.1 – Таксономическая структура фитопланктона р. Великой

Отделы	Число											
	классов	%	порядков	%	семейств	%	родов	%	видов	%	внутри-видовых таксонов	%
Цуанопхита	1	8,3	4	14,8	12	18,8	29	17,8	54	11,7	56	11,0
Вацилариофита	2	16,7	7	25,9	19	29,7	53	32,5	179	38,7	212	41,5
Хлорофита	4	33,3	9	33,3	23	35,9	56	34,4	154	33,3	161	31,5
Еугленофита	1	8,3	1	3,7	1	1,6	5	3,1	25	5,4	30	5,9
Хризифита	1	8,3	1	3,7	1	1,6	6	3,7	23	5,0	23	4,5
Динафита	1	8,3	1	3,7	2	3,1	8	4,9	18	3,9	18	3,5
Криптофита	1	8,3	2	7,4	2	3,1	2	1,2	6	1,3	7	1,4
Хантофита	1	8,3	2	7,4	4	6,3	4	2,5	4	0,9	4	0,8
Всего	12	100	27	100	64	100	163	100	463	100	511	100

По числу таксонов рангом ниже рода выделяются семейства из отдела Bacillariophyta: Naviculaceae – 42, Fragilariaceae – 29, Nitzschiaceae – 27, Achnantaceae, Stephanodiscaceae – по 20, Cymbellaceae – 18 и Gomphonemataceae – 15. Из отделов Цуанопхита и Хлорофита по числу видов и внутривидовых таксонов можно отметить семейства Nostocaceae (14), Pseudanabaenaceae (9), Scenedesmaceae (37) и Selenastraceae (22) и Desmidiaceae (18). Тем не менее, 17 семейств из 64 представлено только 1 видом.

Наибольшей видовой насыщенностью выделяются роды Nitzschia (25 видов), Navicula (19), Gomphonema (15) и Cymbella (10) среди диатомовых водорослей и роды Scenedesmus – 21

вид, *Chlamydomonas* (11) и *Trachelomonas* (11), *Euglena* (9) из отделов Chlorophyta и Euglenophyta.

На рисунке 4.2 представлена рассчитанная нами зависимость Виллиса, согласно которой в детально изученных флорах распределение числа видов и числа родов является закономерным и графически выражается в виде гиперболы (Баринова и др., 2006). Фитопланктон р. Великой, в целом, подчиняется распределению Виллиса и может считаться хорошо изученным, что позволяет достоверно анализировать его таксономический состав, видовое разнообразие и динамику.

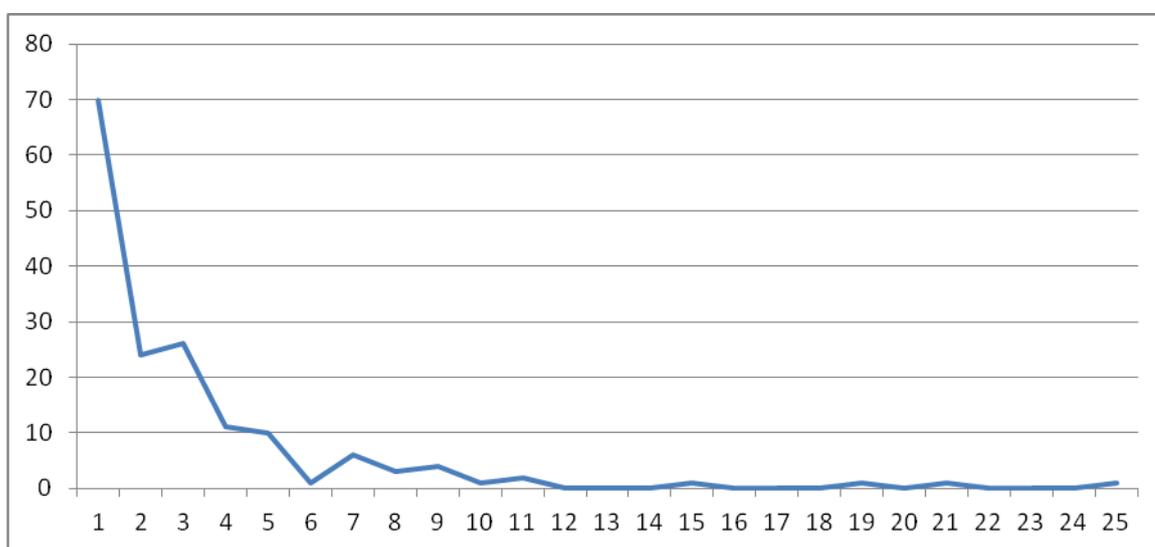


Рисунок 4.2 – График зависимости Виллиса для фитопланктона р. Великой

Примечание: по оси ординат – число родов, по оси абсцисс – число видов

В европейских реках таксономическое разнообразие водорослей, особенно в планктоне, как правило, увеличивается вниз по течению к устью (Кумсаре, 1967; Экологическое..., 2002; Трифонова, Афанасьева, 2004). В наших исследованиях р. Великой в целом наблюдалось аналогичное распределение таксономического разнообразия, но с некоторыми особенностями. Число таксонов на станциях изменялось от 76 до 222 (рисунок 4.3). Наибольшее число таксонов рангом ниже рода (222) отмечено в районе г. Пскова на ст. 15 (рисунок 4.3), где в реку Великую впадает сразу два притока – р. Мирожка и р. Пскова. Видовое разнообразие несколько уменьшается в устьевом участке (179 таксонов), что может быть связано с антропогенным влиянием.

Наименьшее число таксонов обнаружено на ст. 13, порожистом участке ниже г. Остров (76 таксонов), и на зарегулированных частях реки ст. 6А – 7Б (84 – 99). Сокращение числа таксонов на

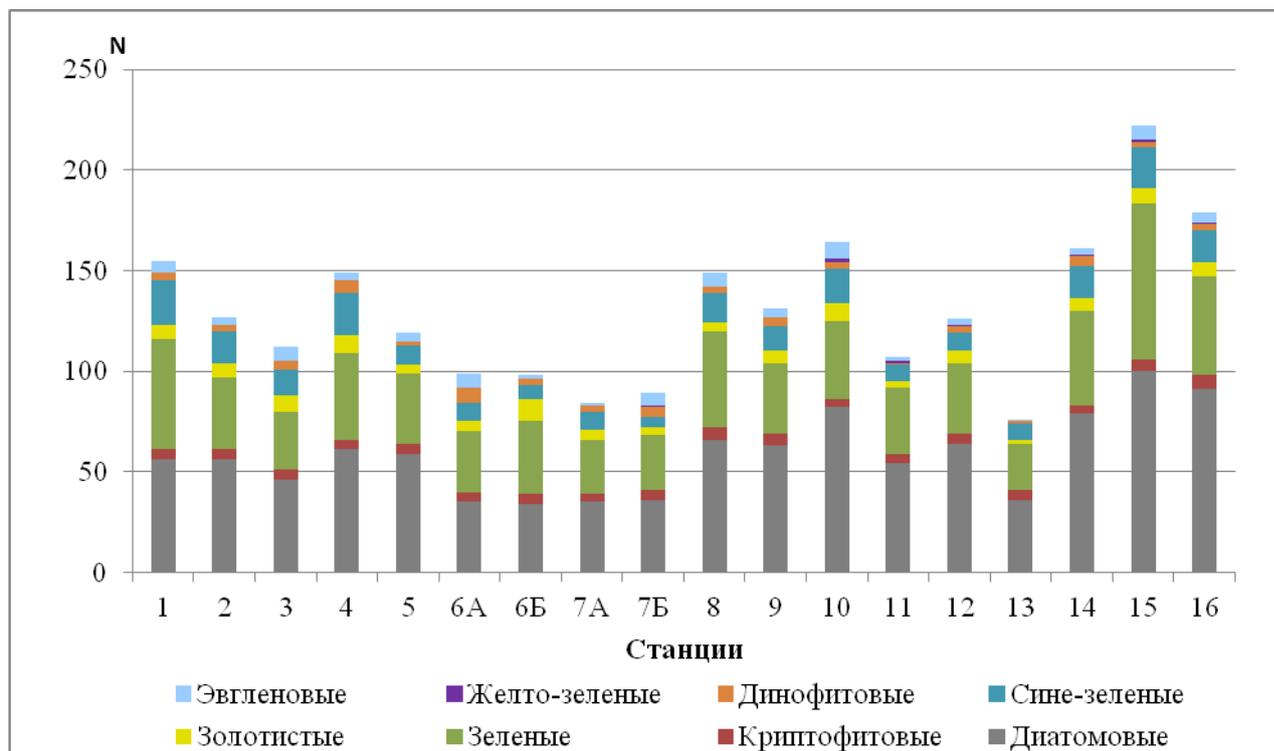


Рисунок 4.3 – Таксономический состав фитопланктона исследованных участков реки Великой
Примечание: по оси ординат – число таксонов, по оси абсцисс – станции отбора проб

этих станциях обусловлено влиянием плотин ГЭС и прохождением реки через участки с порогами. Подобная закономерность была отмечена при изучении р. Вуоксы, где негативное влияние оказывают расположенные на реке ГЭС, воздействие которых аналогично воздействию порогов (Трифорова, Афанасьева, 2004).

В верхнем течении, где река проходит через систему озер, число таксонов на станциях изменялось в пределах от 112 до 155 и было максимальным на ст. 1 и ст. 4 – 155 и 149 таксонов соответственно. Довольно высокое видовое разнообразие наблюдается в среднем течении на станциях 8 (149) и 10 (164 таксона), где расположены молочные заводы. Также в районе ст. 10 в р. Великую впадает приток – р. Исса. На ст. 9, находящейся ниже населенного пункта, число видов снижается до 131, что может быть следствием антропогенного влияния. Как отмечают исследователи, подобное колебание видового разнообразия на отдельных участках возможно

связано с влиянием притоков и поступлением в водоток органических веществ антропогенного происхождения (Комулайнен, 2002, 2004).

Почти на всех станциях диатомовые преобладают по числу видов. Исключение составляют зарегулированные участки, где наиболее разнообразны зеленые водоросли или находятся почти в равных долях с диатомеями (рисунок 4.4). Как и в р. Вуоксе (Трифонова, 1995; Состояние биоценозов..., 2004), после прохождения зарегулированных участков из планктона в основном выпадают синезеленые, золотистые водоросли и крупные формы диатомей (рисунок 4.4). На станциях верхнего течения, где значительное влияние на формирование речного фитопланктона оказывает лимнопланктон, диатомовые, как правило, преобладают, но их доля в таксономическом составе фитопланктона уменьшается до 36 %. На других станциях среднего и нижнего течения р. Великой диатомовые водоросли составляют значительную часть видового разнообразия (до 51 %). На протяжении реки происходит смена доминантов: в верхнем течении преобладают центрические диатомовые из семейства *Stephanodiscaceae* и пеннатные из семейства *Fragillariaceae*, в среднем течении усиливается роль представителей сем. *Melosiraceae* и сем. *Achnanthaceae*, а нижнее течение характеризуется обилием видов семейств *Stephanodiscaceae*, *Melosiraceae* и *Fragillariaceae*.

Роль *Chlorophyta* в таксономической структуре наиболее значительна на зарегулированных участках и станциях верхнего течения, где их доля достигает 35–37 %. Наиболее часто здесь встречаются представители рода *Chlamydomonas*, *Oocystis borgei*, *Chlorella vulgaris*, *Tetraedron minimum*, *Hyaloraphidium contortum*, *Monoraphidium griffithii*, *Monoraphidium minutum*, *Coelastrum microporum*, *Didymocystis inermis*, *Crucigenia tetrapedia*, *Crucigeniella apiculata*, *Scenedesmus quadricauda* и др.

В среднем и нижнем течении роль зеленых водорослей немного уменьшается и составляет на некоторых станциях только 24 %. Однако, на станции в районе г. Пскова доля *Chlorophyta* и абсолютное число таксонов остаются значительными – 35 % и 77 таксонов соответственно.

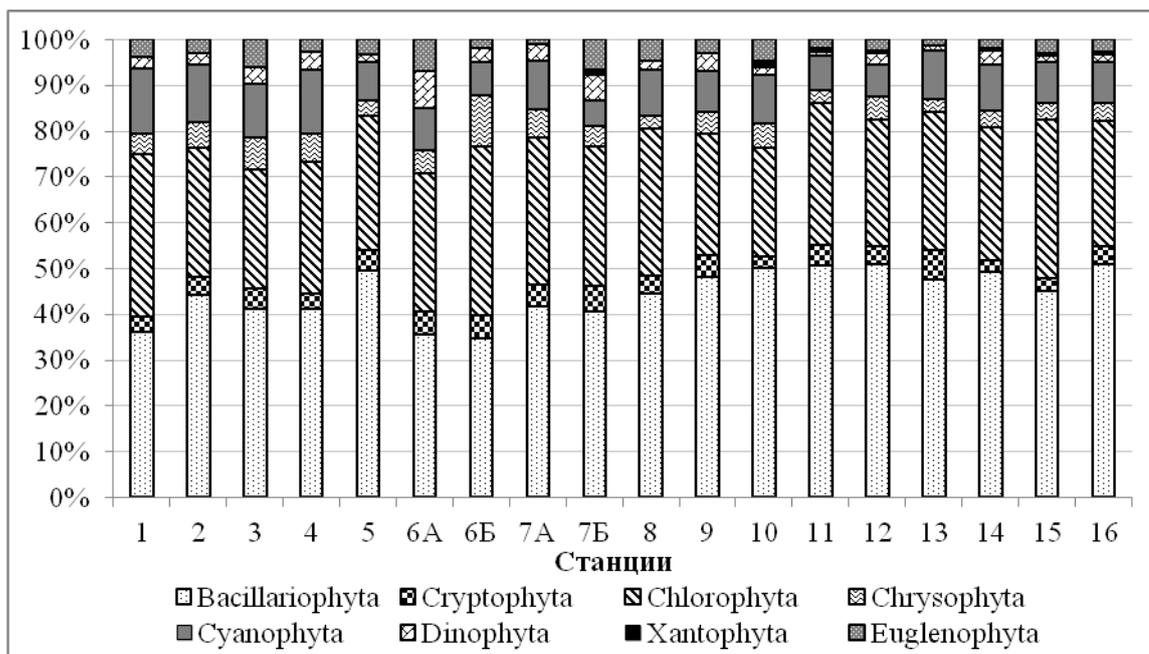


Рисунок 4.4 – Процентное соотношение отделов водорослей в фитопланктоне исследованных участков р. Великой

Разнообразие синезеленых водорослей наибольшее на станциях верхнего течения и вблизи городов и населенных пунктов (до 22 таксонов – ст. 1, 4, 15) (рисунок 4.3). В верхнем течении, где река проходит через систему озер, Суанорфита составляют до 14 % видового состава. Наиболее часто встречаются хроококковые *Chroococcus minimus*, *C. minor*, *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Snowella lacustris*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis pulverea*, а также *Heteroleibleinia kossinskajae*, *Heteroleibleinia kuetzingii*, *Leptolyngbya tenuis*, *Planktothrix agardhii*, *Microcoleus autumnalis* (= *Phormidium autumnale*). Меньше всего видов синезеленых отмечено на станциях, находящихся ниже зарегулированных плотин (ст. 6Б – 7 видов, ст. 7Б – 5 видов), что, по-видимому, связано с негативным влиянием ГЭС (Состояние биоценозов..., 2004). В среднем и нижнем течении реки (ст. 7Б, 10–12, 14–16) отмечены водоросли из всех 8 отделов, включая виды из отдела Xanthophyta, среди которых с относительной частотой отмечен *Goniochloris fallax*. Эвгленовые, принадлежащие к 5 родам (*Euglena*, *Monomorpha*, *Trachelomonas*, *Phacus* и *Strombomonas*) встречались на загрязненных участках в районе г. Пскова, д. Селихново и г. Опочки, а также в районе крупных озер, что соответствует литературным данным о разнообразии эвгленовых в эвтрофных и загрязняемых водоемах (Попова, 1966; Сафонова, 1987; Трифонова, 1990).

Наибольший вклад золотистых водорослей отмечен на станциях верхнего течения и некоторых зарегулированных участках (рисунок 4.4). На станции 6Б, находящейся ниже Максютинской ГЭС, наблюдалось увеличение доли (до 11%) золотистых водорослей, однако после прохождения второй плотины число Chrysophyta снижалось до 3 – 4 %. Низкий процент золотистых отмечается на участке с порогами (ст. 13) и станции выше г. Острова (ст. 11). Практически на всех станциях обнаружены *Chrysococcus rufescens*, *Dinobryon sociale*. Представители родов *Кephyrion*, *Pseudokephyrion*, *Stenokalux* отмечены единично.

В фитопланктоне р. Великой динофитовые водоросли представлены 18 таксонами (таблица 4.1) и наиболее разнообразны на зарегулированных участках (до 8 %). Здесь в разные сезоны присутствовали такие виды как *Peridinium wierzejskii*, *Peridinium willei*, *Glenodinium gymnodinium*, *Glenodinium penardii* и др. В верхнем течении встречается *Ceratium hirundinella*.

Криптофитовые водоросли в фитопланктоне р. Великой не отличаются большим числом таксонов (7) и представлены на исследованных станциях практически равным числом видов (в среднем 5) (рисунок 4.3). На большинстве станций присутствовали *Cryptomonas erosa*, *C. marssonii*, *C. ovata*, *Chroomonas acuta*.

Комплекс доминирующих водорослей согласно роли в биомассе представлен, в основном, диатомовыми *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Melosira varians*, *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira granulata*, *Asterionella formosa*, *Ulnaria ulna*, *Cocconeis placentula* var. *placentula*, *C. placentula* var. *euglypta*, *Diatoma hyemalis*, *Navicula tripunctata* (= *Navicula gracilis*), *Encyonema prostratum*, *Gyrosigma acuminatum*, *Rhopalodia gibba*, зелеными – видами рода *Chlamydomonas*, *Oocystis borgei*, *Pediastrum tetras*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tetrastrum triangulare*, криптофитовыми – *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*, динофитовыми – *Glenodinium gymnodinium*, *Glenodinium edax*, эвгленовыми – *Trachelomonas volvocina* и некоторыми синезелеными – *Phormidium autumnale*, *Aphanizomenon flos-aqua.*, *Planktothrix agardhii* (рисунок 4.5).

Также нами обнаружены некоторые редкие для региона виды водорослей (*Caloneis silicula*, *Diatoma hyemalis*, *Cymbella parva*, *Dinobryon suecicum*, *Cryptomonas ovata*) (Судницына, 2012).

В сотрудничестве с С.И. Генкалом (Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН) были изучены центрические диатомовые фитопланктона верхнего и нижнего течения р. Великой (Генкал, Афолина, 2014). Было выявлено 19 представителей Centrophyceae, в том числе 15 новых для флоры р. Великая. Их оригинальные иллюстрации приведены на рисунках 4.6 – 4.9. По данным электронной микроскопии в реке Великой отмечено сходное число и видовой состав представителей Centrophyceae (22) с р. Нарва и Нарвским водохранилищем (Генкал, Трифонова, 2006; Trifonova, Genkal, 2001, 2006).

При сравнении полученных нами данных с литературными по таксономическому составу фитопланктона нижнего течения р. Великой (г. Псков и устьевой участок), было выявлено значительное увеличение видового разнообразия фитопланктона по сравнению с исследованиями 1972–73 гг. и 1992–2001 гг., приблизительно в 4 раза. Обнаружено усложнение таксономической структуры и изменение соотношения таксономических групп фитопланктона реки (рисунок 4.10).

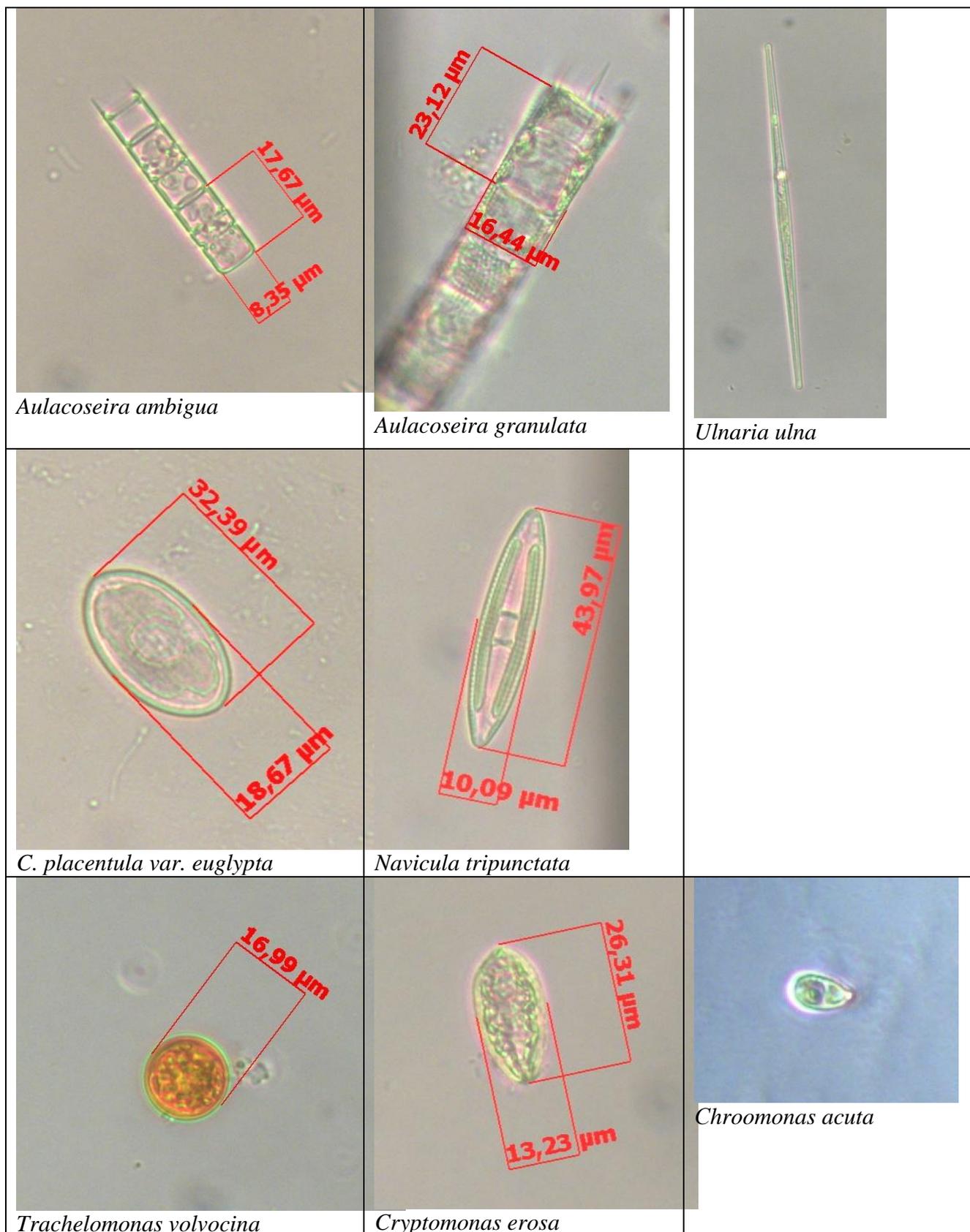


Рисунок 4.5 – Некоторые доминантные виды фитопланктона р. Великой

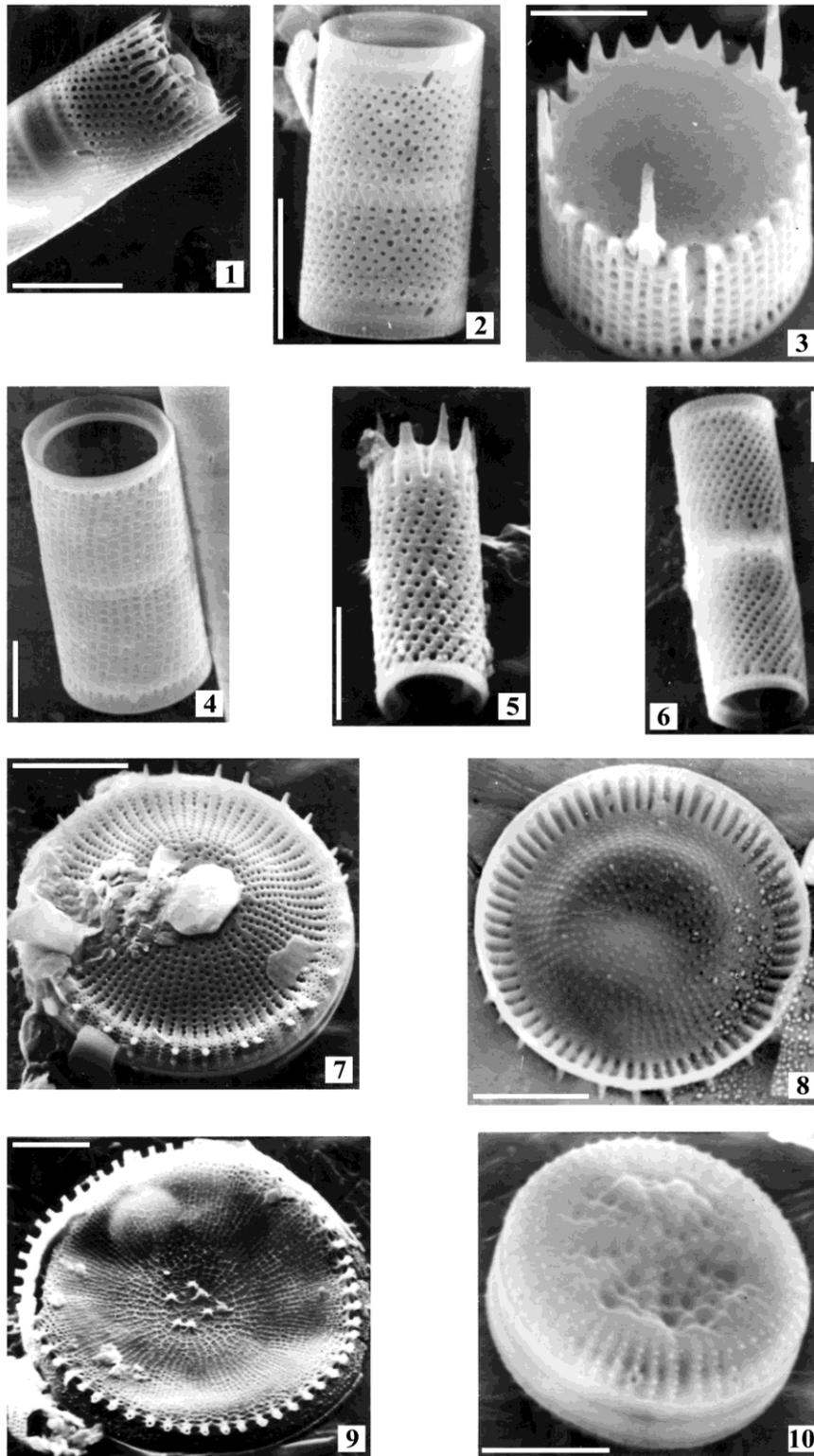


Рисунок 4.6 – Виды Centrophyseae фитопланктона р.Великой. 1, 2 – *Aulacoseira ambigua*; 3, 4 – *A. granulata*; 5, 6 – *A. subarctica*; 7, 8 – *Cyclostephanos dubius*; 9 – *Conticribra weissflogii*; 10 – *Cyclotella comensis*. 1-7, 9, 10 – створка с наружной поверхности; 8 – створка с внутренней поверхности. Масштаб: 1-4, 7, 8 – 10 мкм; 5, 6, 9, 10 – 5 мкм

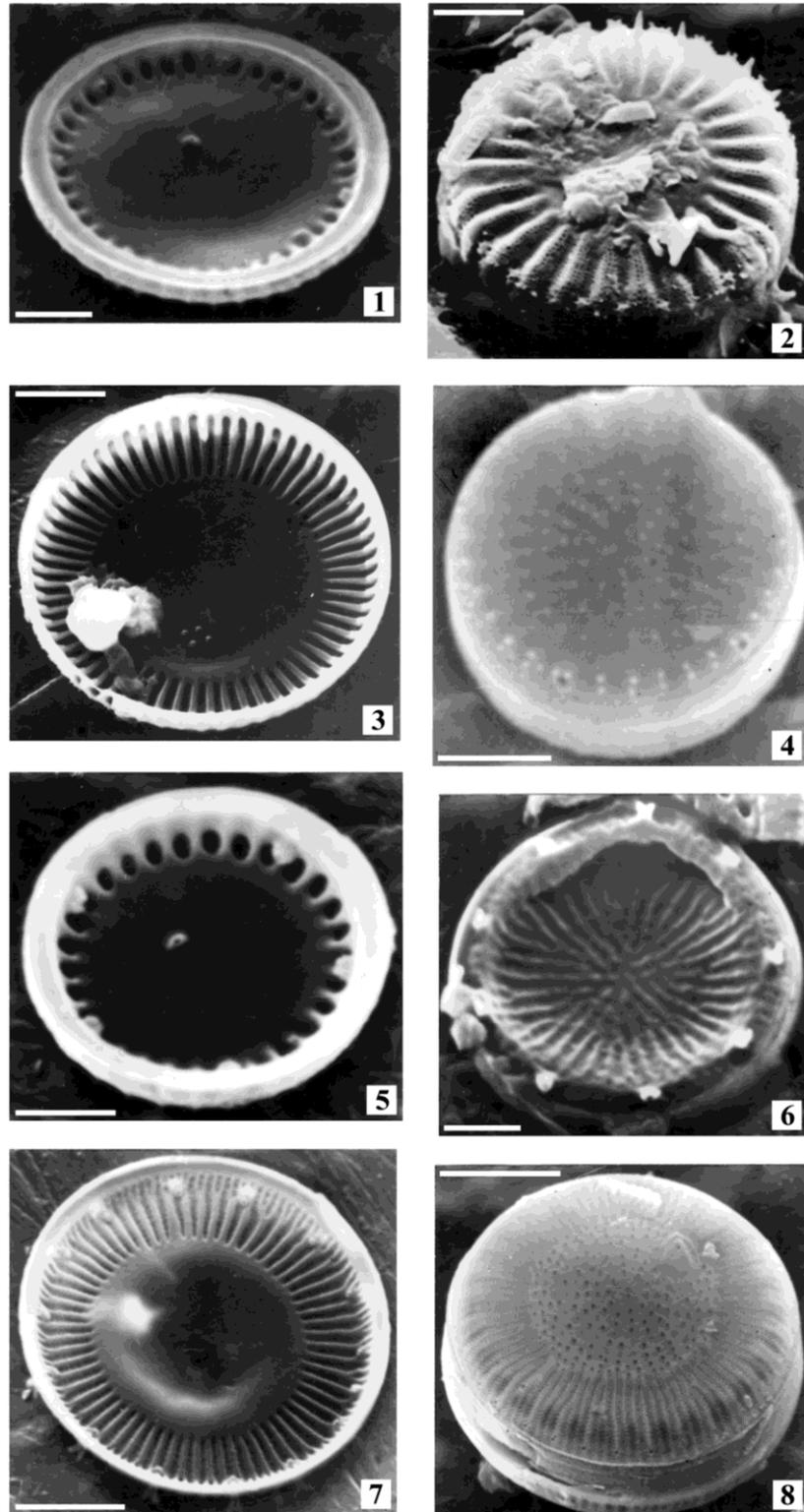


Рисунок 4.7 – Виды Centrophyceae фитопланктона р.Великой. 1 – *Cyclotella comensis*; 2, 3 – *C. meneghiniana*; 4, 5 – *Cyclotella ocellata*; 6, 7 – *Discostella pseudostelligera*; 8 – *Handmannia comta*.
 1, 3, 5, 7 – створка с внутренней поверхности; 2, 4, 6, 8 – створка с наружной поверхности.
 Масштаб: 1, 4, 6 – 2 мкм; 2, 7 – 5 мкм; 3, 8 – 10 мкм; 5 – 1 мкм

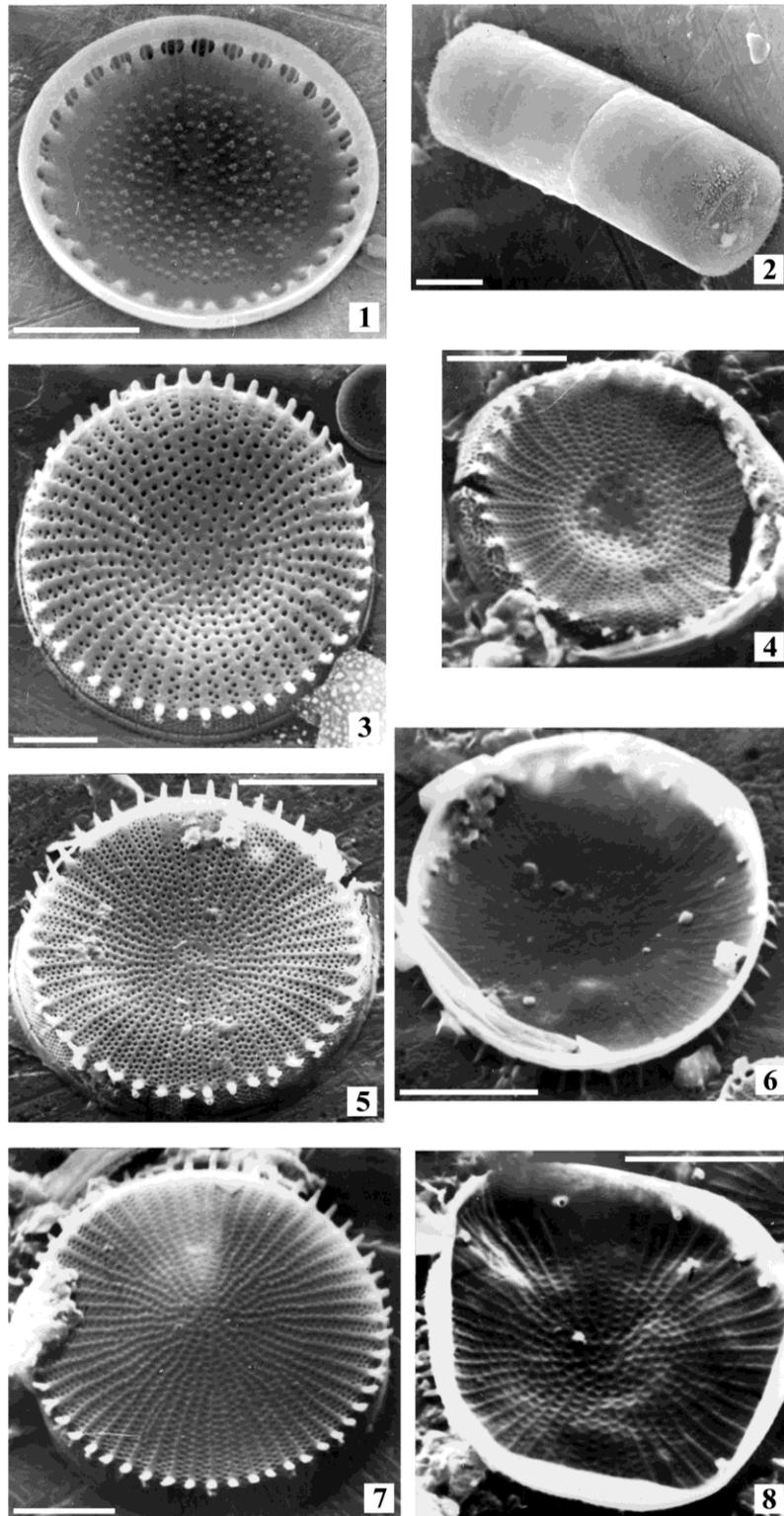


Рисунок 4.8 – Виды Centrophyceae фитопланктона р.Великой. 1 – *Handmannia compta*; 2 – *Melosira varians*; 3 – *Stephanodiscus cf. alpinus*; 4 – *S. delicatus*; 5, 6 – *S. hantzschii*; 7, 8 – *S. invisitatus*. 1, 6, 8 – створка с внутренней поверхности; 2 – панцирь с наружной поверхности; 3, 5, 7 – створка с наружной поверхности. Масштаб: 1, 2, 5, 6 – 10 мкм; 3, 4, 7, 8 – 5 мкм

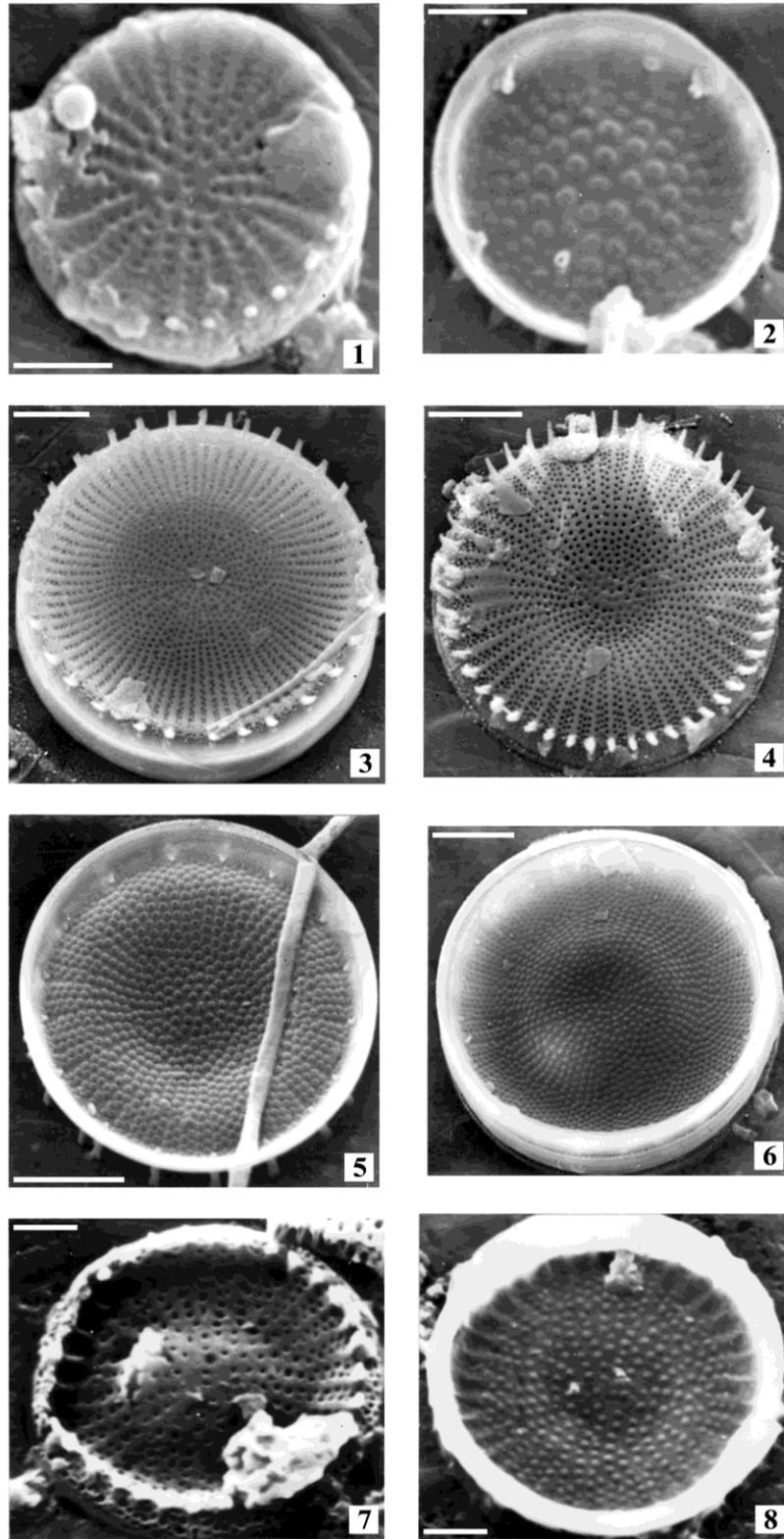


Рисунок 4.9 – Виды Centrophyceae фитопланктона р.Великой. 1 – *Stephanodiscus makarovaе*; 2 – *S. minutulus*; 3-6 – *S. neoastreae*; 7, 8 – *S. triporus*. 1, 3, 4, 7 – створка с наружной поверхности; 2, 5, 6, 8 – створка с внутренней поверхности. Масштаб: 1, 2, 7, 8 – 2 мкм; 3-6 – 10 мкм

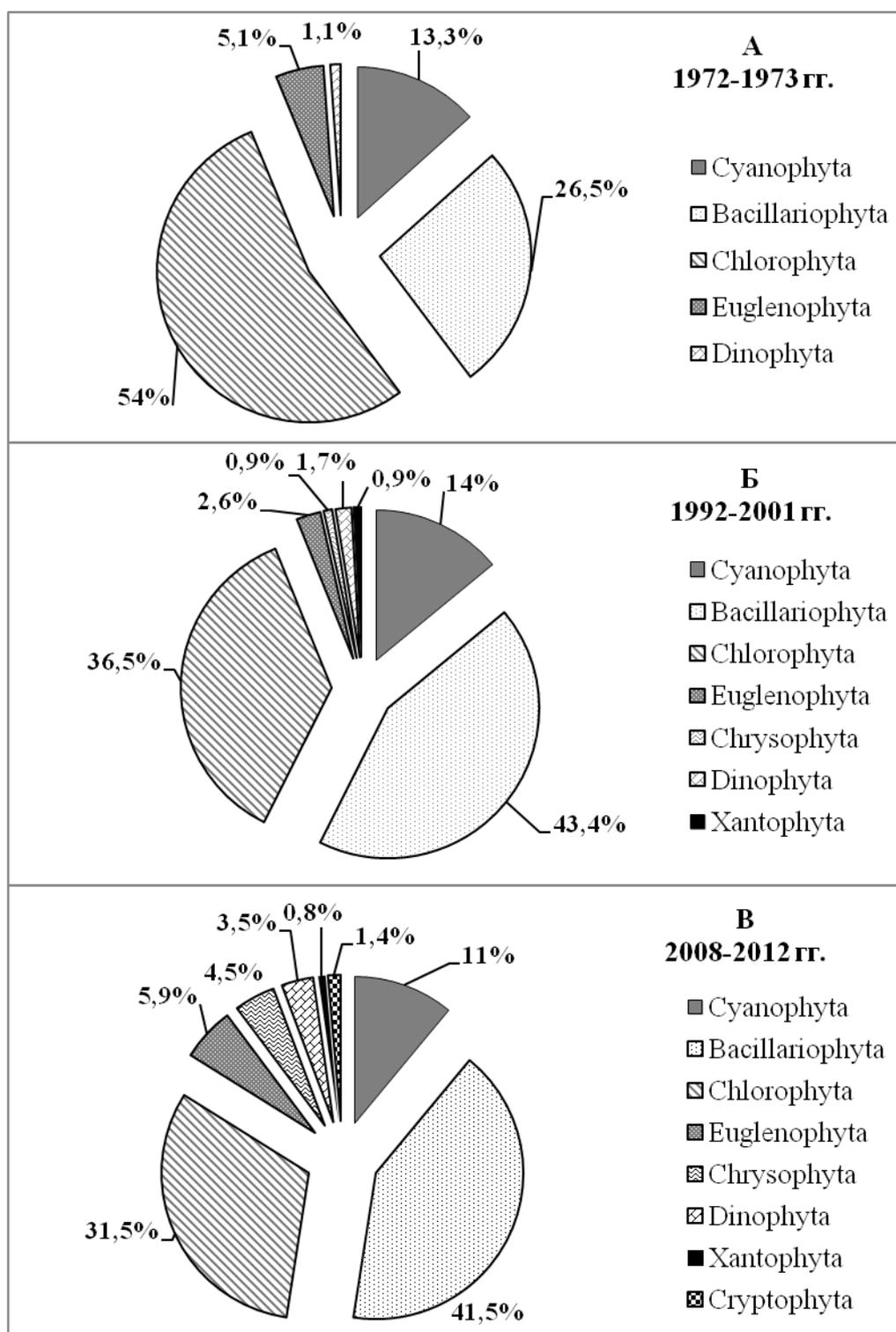


Рисунок 4.10 – Соотношение таксономических отделов фитопланктона р.Великой (А – Судницына, Ястремский, 1976; Б – Экологический мониторинг..., 2003, 2004; В – наши данные 2008–2012 гг.)

Так, по данным 1972–73 гг. выявленные водоросли относятся к 5 отделам, согласно нашим исследованиям – присутствуют таксоны из 8 отделов, появляются виды из отделов

Chrysophyta, Cryptophyta и Xantophyta, причем представители криптофитовых водорослей входят в состав доминантов.

В более поздних исследованиях 1992–2001 гг. присутствуют виды из 7 отделов, за исключением Cryptophyta (рисунок 4.10). Изменилась доля основных отделов: увеличилось число таксонов диатомовых, а относительная доля зеленых водорослей уменьшилась по сравнению с 70-ми годами XX века. Также увеличилось разнообразие золотистых, динофитовых и эвгленовых по сравнению с 1992–2001 гг. Подобные изменения структуры фитопланктона наблюдались в притоках р. Иртыш, что, по мнению авторов, указывало на присутствие антропогенного эвтрофирования (Баженова, 2005; Барсукова, 2011). Увеличение видового разнообразия также может быть связано с изменением степени изученности фитопланктона реки и некоторых методов сбора и обработки проб.

Для оценки сходства состава альгофлоры разных участков реки нами использован коэффициент сходства Сёренсена-Чекановского (Шмидт, 1980). Значения коэффициента сходства (общности) были невысокими, от 36,8 % (ниже плотины Шильской ГЭС, ст. 7Б – д. Копылок, ст. 3) до 69,4 % (д. Муровицы, ст. 16 – д. Промежицы, ст. 14, д. Муровицы, ст. 16 – г. Псков, ст. 15), что указывает на гетерогенность пространственного распределения фитопланктона (таблица 4.2). Согласно рассчитанным коэффициентам довольно сходный видовой состав только на станциях верхнего течения (ст. 1–5), а также некоторых станций нижнего и среднего течения (ст. 8–16). Станции в районе плотин (ст. 7А–7Б) и порожистого участка (ст. 13) имеют наиболее низкие коэффициенты сходства с другими станциями (таблица 4.2). Однако между собой эти участки схожи.

Кластерный анализ исследованных станций по таксономической структуре фитопланктона подтверждает эти данные (рисунок 4.11). Наибольшим сходством отличаются станции нижнего течения, которые в свою очередь близки к ст. 8 и 10, где также отмечено большое число видов. Станции верхнего течения выделяются в отдельный кластер, что, в основном, объясняется непосредственной близостью их расположения и влиянием озер.

Таблица 4.2 – Значения коэффициента сходства Сёренсена-Чекановского для исследованных участков р. Великой, %

	2	3	4	5	6А	6Б	7А	7Б	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1	62,4	53,2	59,9	53,3	49,6	49	46	41,8	52	44,8	53,3	47,3	48,4	42,4	53,2	54,6	52,7
2		60,3	60,9	58,5	54	50,7	47,4	42,6	50,7	51,2	55,7	53,9	51,4	47,3	56,3	51	54,9
3			49	55,4	48,3	45,7	43,9	36,8	46,7	46,1	49,3	48,4	47,9	47,9	48,4	44,3	46,7
4				59	48,4	47,8	43,8	39,5	47	47,9	50,5	48,4	53,8	44,4	54,2	51,2	55,5
5					50,5	51,6	53,2	40,4	53,7	53,6	55,8	53,1	55,5	52,3	60,7	50,4	55,7
6А						59,9	54,6	51,1	52,4	47	46,4	51,5	51,6	59,4	52,3	45,5	48,2
6Б							57,1	50,3	51,8	44,5	48,9	50,7	51,8	54	51	45,6	47
7А								60,1	53,2	52,1	50	53,4	51,4	58,8	52,2	47,7	45,6
7Б									49,6	43,6	41,1	50	46,5	43,6	44	39,9	39,6
8										52,1	58,8	51,6	53,1	47,1	56,8	59,3	54,3
9											57	54,6	56	51,2	56,9	51	54,2
10												53,9	53,8	45,8	58,5	59,1	56,6
11													58,4	52,5	61,2	51,1	55,2
12														55,5	63,4	52,3	58,4
13															49	38,3	47,8
14																61,6	69,4
15																	65,8

Примечание. Зеленым цветом обозначены относительно высокие коэффициенты сходства, желтым – относительно низкие

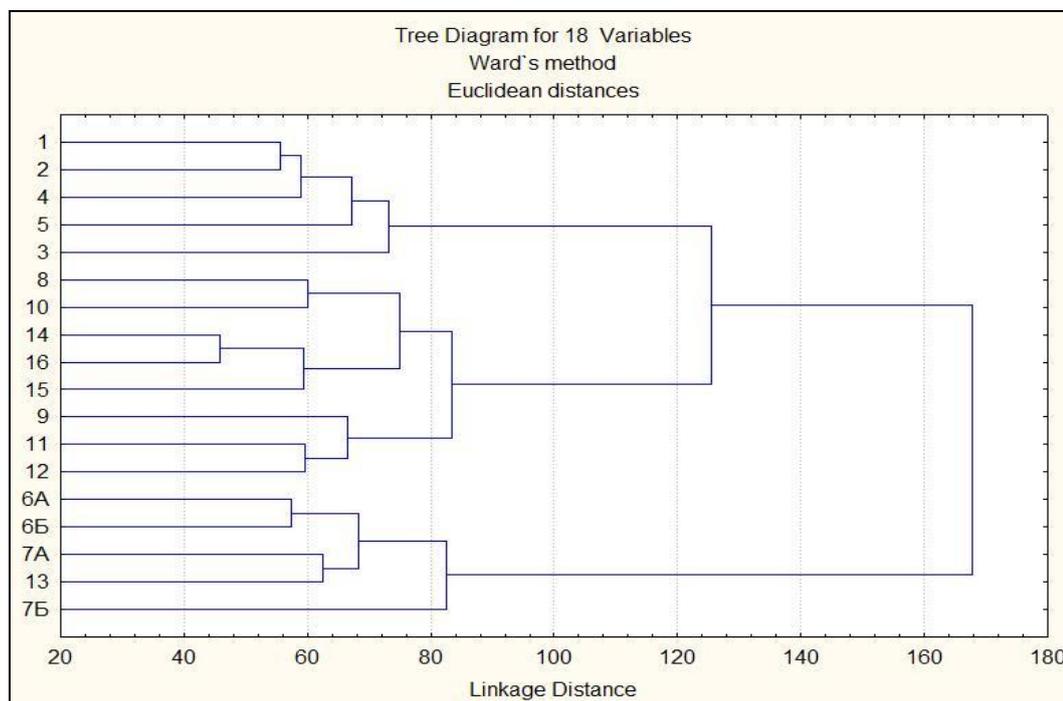


Рисунок 4.11 – Результат кластеризации разных участков реки по таксономической структуре фитопланктона с использованием индексов Сёренсена-Чекановского

Общность альгофлоры близко расположенных зарегулированных участков у Максютинской ГЭС и Шильской ГЭС, а также станции 13 у деревни Шабаны может быть связана со сходством

гидрологических условий в этой части реки. В районе дер. Шабаны имеются значительные пороги, и общее падение реки Великой составляет 30 см на 1 км длины, поэтому течение здесь довольно быстрое – 0,8–1 м/сек (Природа районов..., 1971). Сильные перепады уровня реки также отмечены в районе ГЭС, где скорость течения реки достигала 0,8–1,7 м/сек на перекатах.

Изменение таксономического разнообразия по руслу реки не в полной мере описывается концепцией речного континуума. В пользу теории свидетельствует то, что есть виды, присутствующие на всех станциях на всем протяжении реки, но доминирующими они являются не всегда. В зависимости от условий на исследованных участках (гидрологических, гидрохимических, антропогенных) на первое место выходят те или иные отделы и виды водорослей, происходит смена доминантов. Изменение видового разнообразия зависит от гидрологического режима реки и градиента гидрохимических параметров. Довольно высокое видовое разнообразие в верховье р. Великой, обусловленное замедлением течения и прохождением водотока через систему озер, является нетипичным для большинства рек умеренной зоны, имеющих, как правило, происхождение из небольших ручьев, отличающихся высокой скоростью течения и низким видовым разнообразием фитопланктона у истока (Охапкин, 1997; Фитопланктон..., 2003; Состояние биоценозов..., 2004; Корнева, 2009; Протасов, 2011). Нарушение естественного гидрологического режима реки строительством плотин гидроэлектростанций также отражается на видовом богатстве, приводя к его уменьшению, аналогично воздействию порогов. В среднем течении реки, где согласно концепции речного континуума видовое разнообразие должно быть максимальным, число видов значительно варьирует на разных станциях и определяется различными факторами, в том числе и антропогенными. Однако, на некоторых станциях среднего течения (ст. 10) число видов значительное и находится практически на одном уровне со станциями устьевое участка. Но, в целом изменение таксономического разнообразия по течению реки имеет тенденцию к увеличению от истока к устью (рисунок 4.12). Максимальное таксономическое разнообразие отмечается в нижнем течении реки, что может быть связано с влиянием притоков, изменением гидрохимических условий, а также антропогенным эвтрофированием.

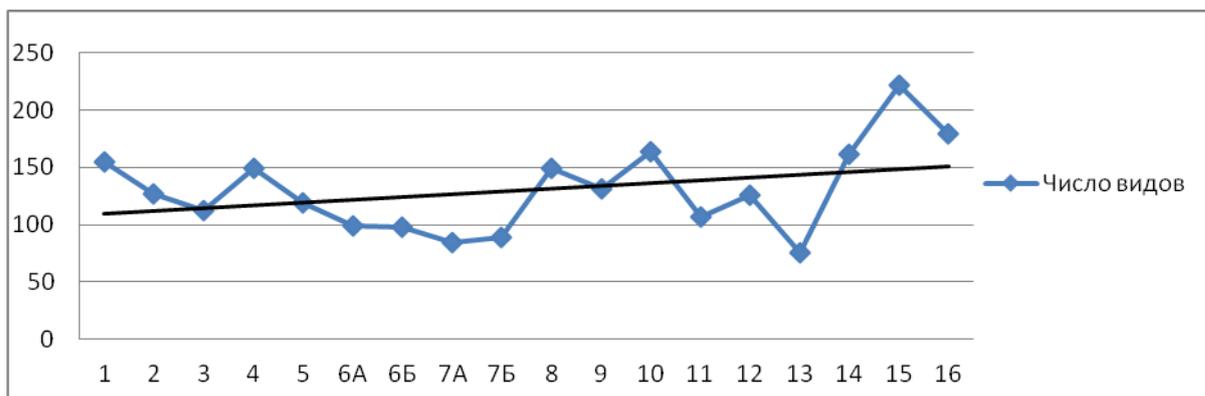


Рисунок 4.12 – Изменение таксономического разнообразия по течению реки

Таким образом, река Великая имеет определенные особенности, влияющие на пространственное распределение фитопланктона, которое лишь частично описывается классической концепцией речного континуума.

Сезонная динамика таксономического состава фитопланктона

В период сезонных наблюдений (май – октябрь) соотношение таксономических групп на исследованных станциях существенно изменялось (таблица 4.3).

Таблица 4.3 – Сезонная динамика таксономической структуры фитопланктона реки Великой

	Суанопhyta	Vacillariophyta	Chlorophyta	Euglenophyta	Chrysoophyta	Dinophyta	Xanthophyta	Cryptophyta	Всего видов
Весна	23	131	68	12	10	4	3	7	258
Лето	32	101	80	17	16	14	2	7	269
Осень	28	90	41	5	11	1	-	5	181
Зима*	2	24	14	1	4	1	-	3	49

Примечание: * Зимние пробы были отобраны на станции в г. Пскове в декабре 2011 и феврале 2012 гг.

Весной наиболее разнообразны диатомовые водоросли – 131 таксон, доминирующие на всех станциях. Наиболее распространены *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana*, *Melosira varians*, *Fragilaria capucina*, *Ulnaria ulna*, *Meridion circulare*, *Diatoma vulgare*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia palea*. Второе место по разнооб-

разию занимают зеленые водоросли, насчитывающие 68 таксонов. Распространены виды рода *Chlamydomonas*, *Sphaerocystis planctonica*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tetraedron minimum*.

Число видов Cyanophyta весной небольшое – 23 таксона, из которых часто встречаются *Chroococcus minimus*, *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Leptolyngbya tenuis* (= *Phormidium tenue*), *Aphanizomenon flos-aquae*.

В летний период увеличивается общее разнообразие и разнообразие зеленых – до 80 таксонов, и синезеленых водорослей – до 32. Наиболее часто встречаются *Oocystis borgei*, *Sphaerocystis planctonica*, *Hyaloraphidium contortum*, *Monoraphidium minutum*, *Coelastrum microporum*, виды рода *Chlamydomonas*, *Pediastrum tetras*. Хотя в летний сезон диатомовые превосходят по общему количеству видов остальные отделы (101), на большинстве станций в количественных пробах зеленые преобладают по числу таксонов. Разнообразие диатомовых уменьшается в сравнении с весенним периодом (таблица 4.3), и изменяются доминирующие виды. Летом они представлены в основном пеннатными диатомеями: *Ulnaria ulna*, *U. acus*, *Encyonema prostratum*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula tripunctata* и др.

Среди синезеленых водорослей увеличивается роль одноклеточных хроококковых (*Microcystis aeruginosa*, *M. pulvereae*, *Merismopedia tenuissima*, *Anathece clathrata*). Также значительна роль нитчатых синезеленых *Phormidium autumnale*, *Planktothrix agardhii*. Летом в верхнем течении наблюдается «цветение» озер в основном за счет развития *Microcystis aeruginosa*, из которых воды поступают в реку.

В летний сезон разнообразие эвгленовых, золотистых и динофитовых достигает максимума. Среди Euglenophyta, как и весной, доминантом остается *Trachelomonas volvocina*, в отделе Chrysophyta увеличивается разнообразие рода *Dinobryon*, среди Dinophyta наиболее разнообразны роды *Peridinium*, *Glenodinium*, также отмечен *Ceratium hirundinella*.

В осеннее время разнообразие всех отделов снижается. По числу таксонов преобладают диатомовые, но разнообразие зеленых водорослей также остается значительным и составляет в некоторых пробах равную с ними долю. Среди диатомовых наиболее часто встречаются

Aulacoseira ambigua, *Ulnaria ulna*, *Diatoma hyemalis*, *Encyonema prostratum* и др. Из синезеленых часто встречаются нитчатые *Leptolyngbya tenuis*, *Phormidium autumnale* и *Planktothrix agardhii*, разнообразие хроококковых уменьшается. Однако, у истока реки продолжается цветение воды в озерах за счет развития *Microcystis aeruginosa*.

Зимние пробы отбирались у г. Пскова в декабре 2011 г., когда при аномально теплой зимней температуре река была свободна ото льда, и в феврале 2012 г. из-под льда. Основу таксономической структуры составляли диатомовые (*Fragilaria recapitellata*, *Cocconeis placentula*, *Nitzschia palea*, *Diatoma hyemalis*), второе место занимали зеленые водоросли (виды рода *Chlamydomonas*, *Sphaerocystis planctonica*, *Monoraphidium minutum*). Число синезеленых водорослей значительно снижалось (до 2 таксонов), но сохранялись холодоустойчивые золотистые водоросли (*Chrysococcus rufescens*, *Stenokalyx* sp.). Также на всех станциях во все сезоны были отмечены представители Cryptophyta - *Chroomonas acuta* и *Cryptomonas erosa*.

Подобные закономерности сезонной динамики таксономического состава водорослей планктона прослеживаются в течение всего периода наблюдений 2011–2012 гг., и отмечались ранее для нижнего течения реки Великой (Экологический мониторинг..., 2003) и фитопланктона Псковского озера (Ястремский, 1983).

Эколого-географическая характеристика фитопланктона реки Великой

Эколого-географический анализ водорослей планктона проведен нами на основании анализа литературных данных (Прошкина-Лавренко, 1953; Унифицированные методы..., 1975; Давыдова, 1985; Трифонова, 1990; Корнева, 1993, 1999; Охупкин, 1994; Михеева, 1999; Фитопланктон..., 2003; Баринаова, Медведева, 1996; Баринаова и др., 2006; Оценка..., 2006; Судницына, 2008, 2012). Однако эколого-географическая характеристика имеется не для всех видов, для некоторых данные в литературе отсутствуют. Для 63 % видов известна географическая характеристика, 68 % – приуроченность к местообитанию, 61 % – отношение к минерализации и 40 % – отношение к pH.

При географическом анализе альгофлоры реки Великой выявлено, что основная часть водорослей является широко распространенными видами – космополитами (80 % от числа видов с известной характеристикой) (рисунок 4.13 А). К ним относится большинство массовых видов, таких как *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Snowella lacustris*, *Heteroleibleinia kuetzingii*, *Microcoleus autumnalis* (= *Phormidium autumnale*), *Melosira varians*, *Asterionella formosa*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Oocystis borgei*, *O. submarina*, виды рода *Pediastrum* и *Scenedesmus* и др.

Бореальные виды (*Fragilaria crotonensis*, *Ulnaria acus*, *Gyrosigma acuminatum*, *Coelastrum cambricum*, *Dinobryon pediforme* и др.) составили 14 % от общего числа видов водорослей. Редкие для нашего региона аркто-альпийские и голарктические виды составили 6 %, среди них встречались *Diatoma hiemalis*, *Meridion circulare*, *Aulacoseira islandica*, *Tabellaria flocculosa*, *Chroococcus minimus*, *Planktothrix agardhii* и *Crucigenia fenestrata*.

По приуроченности к местообитанию в альгофлоре реки Великой доминируют планктонные виды – 47 % (рисунок 4.13 Б). Их наибольший процент отмечен на станциях верхнего течения, где река проходит через систему озер (55–64%), а также в районе первой плотины ГЭС

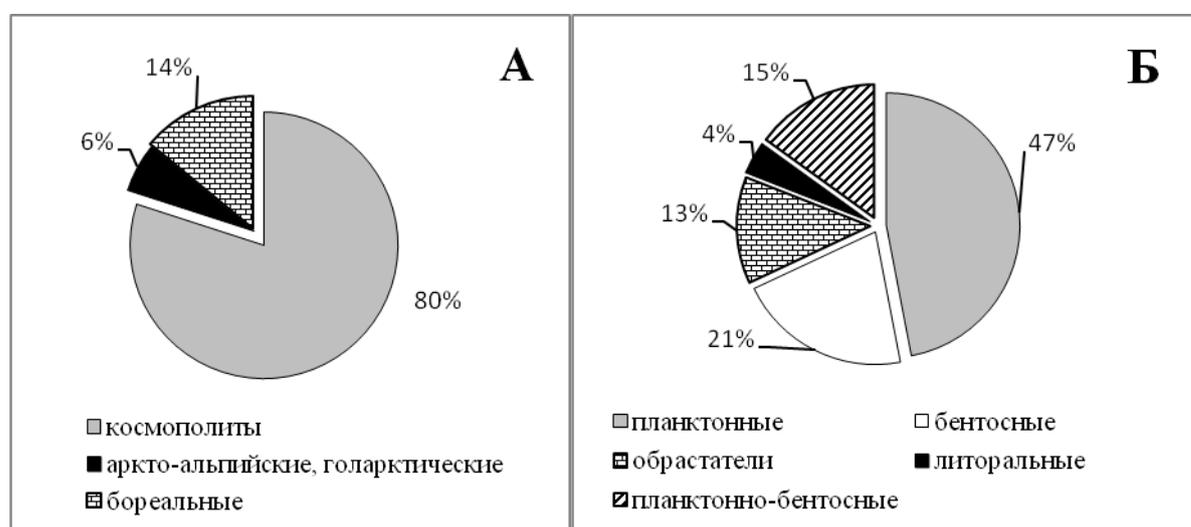


Рисунок 4.13 – Экологический спектр альгофлоры р. Великой по географическим характеристикам (А) и по приуроченности к местообитанию (Б) (55–56%) и г. Пскова (51%). Планктонными организмами являются зеленые хлорококковые (*Crucigenia tetrapedia* и *Scenedesmus quadricauda*), эвгленовые (*Euglena acus* и *Trachelomonas volvocina*), центрические диатомовые (*Cyclotella meneghiniana* и *Stephanodiscus hantzshii*), золотистые и криптофитовые, которые доминируют в большинстве рек (Оценка..., 2006). Однако,

большинство этих представителей отмечено не только в планктоне, но и в перифитоне исследованных участков. В свою очередь в сообществе фитопланктона присутствуют бентосные, планктонно-бентосные и прикрепленные формы, что связано с формированием речного фитопланктона в условиях повышенной турбулентности (Охапкин, 1997).

Бентосные виды в сообществе фитопланктона реки Великой играют заметную роль (21 %) — *Hippodonta capitata*, *Cymbella lanceolata*, *Nitzschia gracilis* и *Gyrosigma acuminatum*. Число бентосных форм имеет тенденцию к увеличению в среднем и нижнем течении реки после второй плотины ГЭС. Типичными обростателями являются *Gomphonema acuminatum*, *Cymbella cistula*, *Encyonema prostratum*, *Heteroleiblenia kossinskajae*, *H. kuetzingii*. Их доля от числа видов с известными характеристиками составляет 13 %. Наибольшее количество видов-обростателей наблюдается на участке в районе Шильской и Максютинской ГЭС (20–26 %), станции 5, расположенной выше плотин (23 %) и станции 13 с быстрым течением и порогами (23 %).

По отношению к солености воды на всех исследованных участках реки преобладают олигогалобы-индифференты, обычно обитающие в водах, где соленость не превышает 0,05 ‰ (Прошкина-Лавренко, 1953; Давыдова, 1985) (таблица 4.4).

Число галофилов варьирует от 11 (в районе г. Опочка) до 21 % (дер. Копылок). К ним относятся диатомовые (*Melosira varians*, *Rhoicosphaenia abbreviata* и *Nitzschia paleaceae*), сине-зеленые (*Chroococcus minutus*, *Anathece clathrata* (= *Aphanothece clathrata*) и *Aphanizomenon flos-aquae*) и зеленые (*Dictyosphaerium pulchellum* и *Chlorella vulgaris*). Из группы галофобов найдено всего 1–6 % видов от всего состава индикаторов солености. К ним принадлежат диатомовые из родов *Diatoma*, *Tabellaria*, *Epithemia* и золотистые водоросли *Chrysococcus rufescens*. Кроме того, обнаружено 7 видов из группы мезогалофобов (*Diploneis smithii*, *Euglena deses* и др.).

Отмечено, что максимальное количество галофобов наблюдается в верхнем и среднем течении реки (турбаза Алоль, выше Шильской ГЭС и в районе г. Опочка), в то время как сумма ионов и удельная электропроводность увеличиваются вниз по течению (таблица 4.4).

Таблица 4.4 – Доля индикаторов солености воды на исследованных участках р. Великой (%)

Индикаторы Станции	Олиго-галоб-галофоб, %	Олиго-галоб-индифферент, %	Олиго-галоб-галофил, %	Олиго-галоб, %	Мезо-галоб, %	Всего индикаторов на станции, число	Сумма ионов
1	5,0	74,3	17,8	3,0	-	101	177
2	4,5	71,6	18,2	5,7	-	88	232
3	2,8	73,2	21,1	2,8	-	71	244
4	5,6	74,1	15,7	4,6	-	108	232
5	5,0	73,8	16,3	5,0	-	80	244
6А	1,5	75,8	18,2	3,0	1,5	66	251
6Б	4,5	78,8	16,7	-	-	66	251
7А	5,4	75,0	17,9	1,8	-	56	255
7Б	1,7	75,0	15,0	5,0	3,3	60	255
8	5,6	78,7	11,1	3,7	0,9	108	253
9	4,6	75,9	11,5	6,9	1,1	87	256
10	5,1	74,6	15,3	4,2	0,8	118	262
11	1,4	71,2	17,8	6,8	2,7	73	275
12	3,4	76,1	15,9	3,4	1,1	88	282
13	4,1	79,6	16,3	-	-	49	302
14	3,7	77,1	14,7	4,6	-	109	273
15	2,6	77,1	14,4	5,2	0,7	153	312
16	2,6	75,7	17,4	3,5	0,9	115	280
Всего	4,2	75,7	12,8	5,1	2,2	313	

Повышение минерализации воды при эвтрофировании водоема приводит к увеличению разнообразия галофилов (Трифенова, 1990; Корнева, 2009).

По отношению к рН, согласно модифицированной системе Хустеда (Прошкина-Лавренко, 1953; Давыдова, 1985), практически на всех исследованных участках доминируют алкалифилы (41–63 %) (таблица 4.5). Эта группа представлена в основном диатомовыми *Aulacoseira*, *Fragilaria*, *Cocconeis*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Nitzshia*, *Planothidium* и *Navicula*. Исключением является только альгофлора станции 1, расположенной после крупного озера Большой Вяз, где преобладают индифференты (56 %), а доля алкалифилов составляет всего 41 %. Здесь же отмечены наименьшие значения рН – 7,81.

Таблица 4.5 – Доля индикаторов активной реакции воды на исследованных участках р. Великой (%)

Индикаторы Станции	Ацидофил, %	Индиферент, %	Алкалифил, Алкалибионт, %	Всего инди- каторов на станции, число	pH
1	3,0	56,1	40,9	66	7,81
2	3,4	44,8	51,7	58	8,11
3	6,1	42,9	51,0	49	8,23
4	1,4	43,7	54,9	71	8,13
5	1,8	42,1	56,1	57	8,18
6А	-	50,0	50,0	44	8,14
6Б	-	48,8	51,2	41	8,14
7А	-	47,5	52,5	40	8,05
7Б	-	46,5	53,5	43	8,05
8	2,6	44,9	52,6	78	8,11
9	-	36,7	63,3	60	8,16
10	1,2	36,6	62,2	82	8,15
11	1,9	34,6	63,5	52	8,18
12	1,7	37,3	61,0	59	8,14
13	-	45,2	54,8	31	8,30
14	1,3	37,7	61,0	77	8,23
15	2,0	41,2	56,9	102	8,23
16	1,2	42,0	56,8	81	8,18
Всего	3,0	41,1	55,9	202	

Число индиферентов в различных участках реки изменялось от 35 до 56 %, ацидофилов – от 1 до 6 %. Среди индиферентов наиболее часто встречаются представители синезеленых (*Snowella lacustris*, *Coelosphaerium kuetzingianum* и *Microcystis aeruginosa*) диатомовых (*Ulnaria ulna*, *Encyonema ventricosum*, *Cocconeis placentula* и *Navicula radiosa*), зеленых (*Pediastrum boryanum*, *P. tetras* и *Scenedesmus quadricauda*) и эвгленовых (*Trachelomonas volvocina* и *T. intermedia*).

Идентифицированные 6 видов ацидофилов, редко встречались в сообществах, в основном на станциях верхнего течения (*Tabellaria fenestrata*, *Eunotia bilunaris*, *Crucigenia quadrata* и др.). Преобладание алкалифилов вполне согласуется с данными гидрохимического анализа вод р. Великой, имеющих слабощелочную реакцию (7,81–8,30).

При сравнении альгофлоры р. Великой с другими реками можно отметить, что по видовому составу, как и в большинстве рек умеренной зоны, в ее планктоне преобладают диатомовые и зеленые водоросли (Reynolds, Descy, 1996; Охапкин, 1997, 1998; Состояние..., 2004; Трифонова, Павлова, 2004; Trifonova et al., 2007). Однако, известно, что в некоторых особо загрязненных реках помимо диатомовых и зеленых могут быть разнообразны эвгленовые, золотистые, и синезеленые водоросли (Охапкин, 1997, Оценка..., 2006). Видовой состав р. Великой сходен с таковым р. Даугавы, относящейся к соседнему водосборному бассейну Балтийского моря. Но в фитопланктоне р. Даугавы по видовому составу преобладают зеленые водоросли, а диатомовые составляют второй по разнообразию отдел (Кумсаре, 1967). В целом р. Великая занимает промежуточное положение между северными реками (притоки Ладоги) и более южными, такими, как р. Даугава. Таксономический состав и соотношение эколого-географических групп фитопланктона реки Великой являются типичными для водоемов умеренных широт, принадлежащих к Балтийскому бассейну.

Таксономический состав фитопланктона р. Великой можно охарактеризовать как диатомово-зеленый со значительным участием синезеленых водорослей. Число видов на станциях в целом увеличивается вниз по течению реки (от 76 до 222), но оно значительно увеличивается и в верхнем течении при прохождении озер. На станциях, ниже плотин ГЭС и после порогов, происходит сокращение числа видов и изменение таксономической структуры фитопланктона. Весной наиболее разнообразны диатомовые водоросли, в летний период увеличивается разнообразие зеленых и синезеленых водорослей, среди диатомовых изменяются доминирующие виды, представленные в основном пенициллированными диатомеями. В осеннее и зимнее время разнообразие всех отделов снижается. На всех станциях во все сезоны отмечены представители криптофитовых. Таксономический состав и соотношение эколого-географических групп фитопланктона реки Великой являются типичными для водоемов умеренных широт, принадлежащих к Балтийскому бассейну, и довольно схожи с альгофлорой других водоемов Псковской области.

ГЛАВА 5. БИОМАССА ФИТОПЛАНКТОНА И ЕЕ ДИНАМИКА

Биомасса фитопланктона и ее пространственное распределение по течению реки

Биомасса фитопланктона р. Великой в период исследований на разных участках изменялась от 0,1 до 2,5 мг/л (рисунок 5.1 – 5.3).

Весной биомасса фитопланктона изменялась на разных участках от 0,1 до 2,0 мг/л, причем наибольшие величины отмечались в верхнем течении и в устьевом участке у г. Пскова (рисунок 5.1). Весной на всех исследованных станциях в общей биомассе преобладали диатомовые водоросли, субдоминантами были криптозоаны (рисунок 5.1).

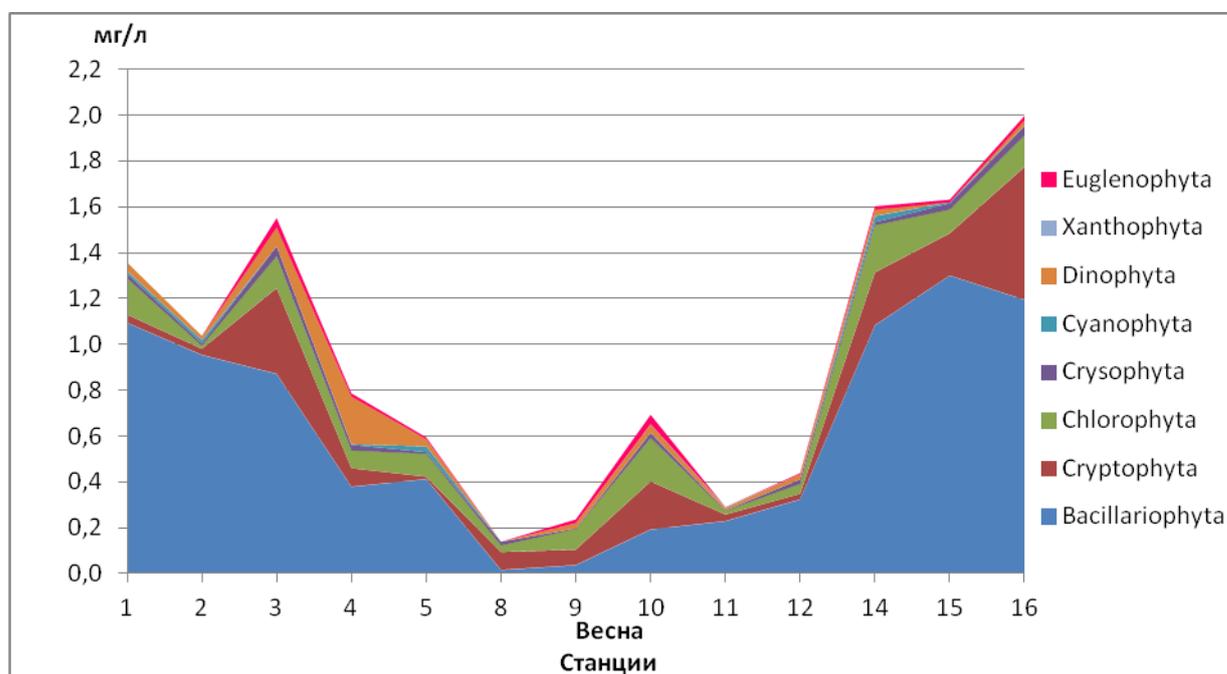


Рисунок 5.1 – Пространственное распределение биомассы весеннего фитопланктона р. Великой (2011г.)

Примечание. Здесь и на рисунок 5.2, 5.3 станции: 1 – д. Вяз, 2 – д. Юшково, 3 – д. Копылок, 4 – т/б Алоль, 5 – пос. Идрица, 6А – Максютинская ГЭС, выше плотины, 6Б – Максютинская ГЭС, ниже плотины, 7А – Шильская ГЭС, выше плотины, 7Б – Шильская ГЭС, ниже плотины, 8 – выше г. Опочка, 9 – д. Барабаны, 10 – д. Селихново, 11 – д. Крюки, 12 – г. Остров, 13 – д. Шабаны, 14 – д. Промежицы, 15 – г. Псков, 16 – д. Муравицы

Высокие биомассы (до 1,5 мг/л), зарегистрированные в верхнем течении объясняются тем, что река здесь проходит через систему озер (ст. 1–4). На станциях 1–3 весной доминировали виды *Cyclotella*, *Fragilaria*, *Fragilariforma virescens*, *Ulnaria ulna*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata*, *Cryptomonas erosa*, виды *Chlamydomonas* и др. На станции 3 более значительной была

роль криптофитовых водорослей (до 36 %), а на станции 4 – динофитовых (до 26,4 %). На ст.4 доминировали *Cyclotella comta*, *Ulnaria danica*, *Cryptomonas erosa*, *Glenodinium gymnodinium*. Увеличение биомассы фитопланктона на станции 3 вызвано влиянием крупного озера, через которое проходит река. На станции 5 общая биомасса фитопланктона снижалась до 0,6 мг/л. Здесь преобладали диатомовые – 69,4 % (*Ulnaria danica*, *Navicula tripunctata*), второе место занимали зеленые водоросли – 17 %.

В среднем течении реки биомасса фитопланктона уменьшалась, достигая минимальных значений в районе г. Опочка (ст. 8) – 0,14 мг/л. Изменялось и процентное соотношение – на долю диатомовых приходилось в среднем около 24% от общей биомассы (ст. 8–9). Среди диатомовых значителен вклад таких видов как *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Melosira varians* (17%), *M. undulata*, виды рода *Navicula* (*Navicula tripunctata*). Основу биомассы на станциях 8 и 9 составляли криптофитовые (до 56 %) и зеленые (до 38,6 %) водоросли, среди которых преобладали *Cryptomonas erosa* и виды рода *Chlamydomonas*. На станции 10 биомасса фитопланктона повышалась до 0,7 мг/л и помимо диатомовых (27,8 %) значительный вклад в биомассу вносили представители криптофитовых и зеленых водорослей: *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa*, *Botryococcus braunii* и др. Увеличение биомассы на ст. 10, расположенной вблизи д. Селихново, может быть связано с антропогенным влиянием: в реку поступают промышленные сточные воды и стоки с полей.

В районе г. Остров (ст. 11, 12) биомасса фитопланктона снова снижалась по сравнению с вышерасположенной станцией до 0,3 и 0,44 мг/л соответственно. Абсолютными доминантами здесь были диатомовые (*Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Melosira varians*, *M. undulata*), доля остальных отделов незначительна (рисунок 5.1).

В нижнем течении реки количественные показатели фитопланктона значительно возрастали. Диатомовые составляли основу биомассы, в основном, центрические *Cyclotella meneghiniana*, *Melosira varians* и др. Значительный вклад составляли криптофитовые и зеленые водоросли (рисунок 5.1). На станции выше (ст. 14) и в районе г. Пскова (ст. 15) биомасса весной сохраня-

лась на одном уровне – 1,6 мг/л. Максимум за весенний сезон биомасса фитопланктона достигала ниже города на станции 16 – 2,0 мг/л, в основном, за счет развития диатомовых *Cyclostephanos dubius* (13% от общей биомассы), *Cyclotella meneghiniana*, *Melosira varians* (22%) и криптофитовых водорослей: *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*, доля которых в общей биомассе увеличивалась по сравнению с предыдущими станциями (до 29 %).

Летом пространственное распределение биомассы отличается большей неоднородностью. В 2011 г. биомасса летнего фитопланктона изменялась от 0,17 (ст. 13) до 1,75 (ст. 6А) мг/л (рисунок 5.2 А), а в 2012 г. – от 0,27 (ст. 15) до 2,42 (ст. 1) мг/л (рисунок 5.2 Б).

Максимум биомассы летнего фитопланктона, как и весной, в 2012 г. был отмечен на ст. 1 у истока реки Великой из оз. Большой Вяз (рисунок 5.2 Б). Здесь значительную роль играли *Microcystis aeruginosa*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira granulata*, *Trachelomonas volvocina*. Диатомовые доминировали, создавая до 48 % общей биомассы. Высокая биомасса фитопланктона связана с летним пиком развития водорослей в озерах, происходящее, вероятно, вследствие увеличения по сравнению с предыдущим годом содержания фосфора, лимитирующего развитие водорослей в озерах (Трифенова, 1990). В 2011 г. высокая биомасса отмечалась на ст. 2 в районе д. Юшково, где доминировали мелкоклеточные виды из родов *Cyclotella* и *Chlamydomonas*, биомасса достигала 1,34 мг/л. В 2012 г. биомасса фитопланктона на этой станции была на том же уровне – 1,18 мг/л. Основу составляли диатомовые, субдоминантами выступали зеленые, синезеленые и криптофитовые (рисунок 5.2 Б). Довольно многочисленны были мелкоклеточные виды родов *Cyclotella*, *Chlamydomonas*, синезеленые – *Chroococcus minimus* и *Diatoma hyemalis* из диатомовых.

На ниже лежащей станции (ст. 3) в 2011 г. биомасса резко снижалась, преобладали диатомовые *Ulnaria ulna* – 11 % и виды рода *Cyclotella*, второе место занимали зеленые и синезеленые (*Planktothrix agardhii* – 11,7 %). Летом 2012 г. пробы на ст. 3 не отбирались. На ст. 4 в 2011 г. преобладали синезеленые водоросли *Phormidium autumnale*, *Planktothrix agardhii*,

Aphanizomenon flos-aquae, а также *Ceratium hirundinella* из динофитовых, что, по-видимому, связано с «цветением» озер и попаданием озерного фитопланктона в реку.

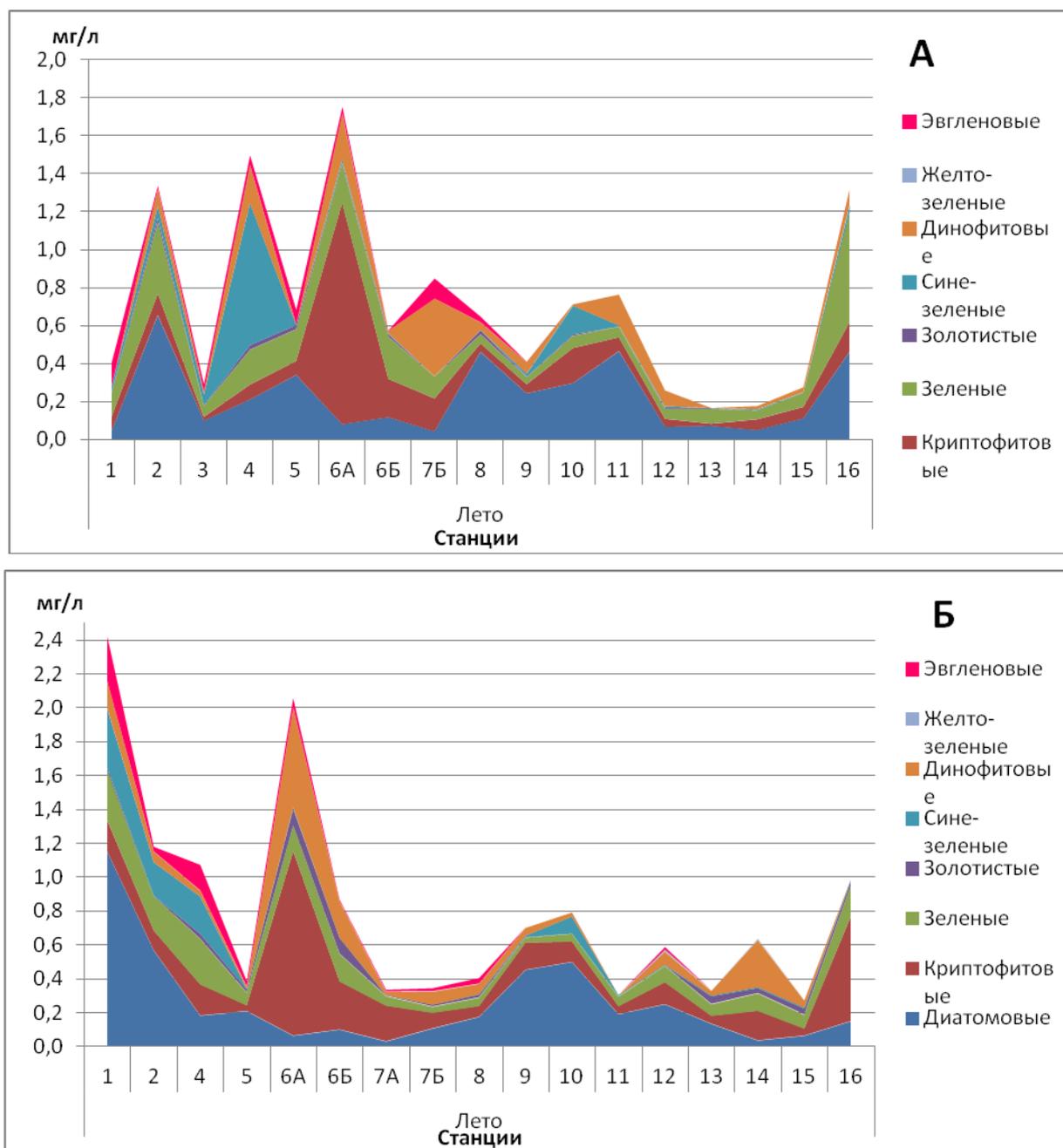


Рисунок 5.2 – Пространственное распределение биомассы летнего фитопланктона р. Великой (А – 2011г., Б – 2012г.)

Подобная закономерность наблюдалась в озеровидных расширениях р. Вуоксы в летний период, где свыше 50 % общей биомассы составляли синезеленые водоросли (Состояние биоценозов..., 2004). В 2012 г. на станции 4 доминировали зеленые и синезеленые водоросли (рисунок 5.2 А, Б). Однако, доля Суанорфута была меньше, чем в 2011 г., что может быть связано с более низкой летней температурой воды, в среднем на 2,5 °С. Известно, что температура является од-

ним из важнейших факторов, обуславливающих развитие синезеленых водорослей (Сиренко, 1969; Экологический мониторинг..., 2003 и др.). Возможно, значительное влияние на развитие синезеленых водорослей оказывал газовый режим (Топачевский и др., 1968). В 2011 г. на станции №4 насыщенность воды кислородом была на 8% меньше чем в 2012, что создает благоприятные условия для размножения цианобактерий, т.к. в плохо аэрированной воде преобладает аммиачный азот, который синезеленые водоросли усваивают в 10 раз лучше, чем нитратный (Гусева, 1952). Наибольшего развития в 2012 г. достигали *Aphanizomenon flos-aquae*, *Pediastrum duplex*, виды рода *Chlamydomonas*, а также *Trachelomonas intermedia*, *Cryptomonas erosa* (9,5 %), *Chroomonas acuta* и др.

После прохождения озерных участков на станции 5 происходил спад биомассы фитопланктона, система озер заканчивается, и русло реки отличается чрезвычайной извилистостью и повышенной скоростью течения. Как в 2011 г., так и в 2012 г. здесь преобладали диатомовые водоросли (*Cocconeis placentula* var. *intermedia* – 14,7 %). Зеленые занимали второе место (до 24,6 %), значительный вклад в биомассу вносили эвгленовые (*Trachelomonas volvocina* – 11,2 %). В 2012 г. доля зеленых водорослей в общей биомассе была ниже.

В среднем течении пики биомассы наблюдались на участках, зарегулированных ГЭС. Наибольшего значения в 2011 г. биомасса достигала на станции выше Максютинской ГЭС (ст. 6А) – 1,75 мг/л, в основном за счет *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*, а также видов из родов *Chlamydomonas*, *Gymnodinium* и *Peridinium* (рисунок 5.2 А). В 2012 г. биомасса на данной станции также увеличивалась, достигая 2 мг/л (рисунок 5.2 Б). Основу биомассы составляли криптофитовые – 53,1 % (*Cryptomonas erosa* – 30,6 %, *Chroomonas acuta* – 13,5 %), и динофитовые водоросли – 28,6 % (*Peridinium wierzejskii*, *Peridinium goslaviense*, *Peridiniopsis polonicum* (= *Glenodinium gymnodinium*), *Glenodinium penardii*, *Gymnodinium* sp. и др.). Увеличение численности Dinophyta характерно не только для озер, но и для водохранилищ, особенно в старых малых водохранилищах с развитой прибрежной растительностью (Майстрова, 2002; Горбулин, 2004). Количество динофитовых увеличивалось при-

мерно в 2 раза в 2012 г., что может быть связано с изменением температуры и содержания органических веществ в воде. Эти факторы являются наиболее значимыми для развития динофитовых водорослей (Factors..., 2003). В 2012 г. значение перманганатной окисляемости увеличивается также в 2 раза. Хотя по литературным данным большинство видов Dinophyta являются показателями олиготрофных вод, для некоторых видов есть сведения о встречаемости в β -, α -мезосапробных и полисапробных водах (Догадина, 1974; Трифонова, 1990; Горбулин, 1998; 2011). На станции 6А до 4,8 %, биомассы составляли золотистые водоросли, в основном, *Chrysococcus rufescens* и виды рода *Mallomonas*.

В оба года ниже плотины (ст. 6Б) биомасса снижалась, как и на предыдущей станции здесь преобладали криптофитовые и динофитовые водоросли. В 2012 г. по сравнению с 2011 г. уменьшалась роль зеленых, и возрастала роль динофитовых (*Peridinium willei* – 15,8 %) и золотистых (10,7 %) водорослей.

Со станции 7А пробы отбирались только в 2012 г. Здесь уровень биомассы фитопланктона падал до 0,33 мг/л и сохранялся на том же уровне и ниже плотины Шильской ГЭС (ст. 7Б). Вследствие взмучивания воды здесь в фитопланктон попадали бентосные формы диатомовых (*Rhopalodia gibba* – 10% общей биомассы). После прохождения второй плотины число Chrysophyta снижалось. В 2011 г. на станции 7Б биомасса повышалась до 0,85 мг/л, преобладающим отделом были Dinophyta, значительный вклад в биомассу вносили виды родов *Gymnodinium* и *Peridinium*. Также увеличивалась доля Euglenophyta по сравнению с другими участками в основном за счет преобладания *Trachelomonas volvocina*. В оба года в биомассе фитопланктона на данной станции преобладали диатомовые, криптофитовые и динофитовые, но доля динофитовых в 2012 г. снижалась (рисунок 5.2 А, Б).

Далее на станциях среднего течения реки диатомовые вновь занимали доминирующее положение, составляя от 41 до 71 % биомассы. На станции выше города Опочка (ст. 8) биомасса фитопланктона составляла 0,65 (2011 г.) и 0,4 (2012 г.) мг/л. Доминантами здесь были *Ulnaria ulna*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Gymnodinium* sp., *Chroomonas acuta*.

На станции 9, расположенной ниже города, в 2011 г. происходило уменьшение биомассы фитопланктона до 0,4 мг/л, а в 2012 г. наоборот, ее увеличение до 0,7 мг/л. В первый год наблюдений доминировали *Melosira undulata*, *Cocconeis placentula*, *Gymnodinium* sp. В 2012 г. заметный вклад в биомассу вносили *Stephanodiscus neoastraea*, *Melosira varians*, *Ulnaria ulna*, *Cocconeis placentula* (29 %), *Peridinium wierzejskii*, *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas marssonii* (14 %). Некоторое увеличение биомассы в 2012 г. может быть связано с поступлением в водоток большего количества органических веществ. По данным гидрохимического анализа значения перманганатной окисляемости увеличиваются в 2 раза по сравнению с предыдущим годом, а также несколько повысилось содержание нитритов и минерального фосфора.

На станции 10 в районе дер. Селихново в 2011 г. в биомассе увеличивалось количество синезеленых водорослей (21,2 %), прежде всего, *Planktothrix agardhii* (17,5 % биомассы), и криптофитовых *Chroomonas acuta* (13,6 %) и видов рода *Cryptomonas*. В 2012 г. преобладали диатомовые, в основном за счет развития *Melosira varians* (20,5 %), но доля синезеленых была меньше – 12,7 % (преобладали виды рода *Gloeocapsa*).

Биомасса фитопланктона на станции 11, расположенной вблизи дер. Крюки, изменялась по годам. В 2011 г. она достигала 0,76 мг/л. В биомассе доминировали диатомовые, составляя 61 %, в основном за счет преобладания бентосных форм *Cymbella lanceolata* (9 %), *Gyrosigma acuminatum* (47,8 %). Второе место занимали динофитовые – 21,3 %. В 2012 г. биомасса была ниже – 0,3 мг/л. Доминирующим отделом оставались диатомовые (62,8 %), в число доминантов входил *Cocconeis placentula* (20 %), доля динофитовых значительно сократилась. Субдоминантами по биомассе были зеленые (18,8 %) и криптофитовые (15,8 %) водоросли (рисунок 5.2 Б).

На станции 12, расположенной в пределах г. Остров, и на станции 13, расположенной ниже по течению, в 2011 г. происходило снижение биомассы до 0,26 и 0,17 мг/л соответственно. На станции 12 основу биомассы составляли динофитовые и диатомовые (*Epithemia sorex*) водоросли, менее разнообразны зеленые и криптофитовые. На нижерасположенной станции 13 доминировали диатомовые (*Diatoma hyemalis*, *Navicula radiosa*) и зеленые (*Oocystis borgei*,

Chlamydomonas sp.). Доля динофитовых значительно снижалась. В 2012 г. на станциях 12 и 13 биомасса фитопланктона была несколько выше - 0,59 мг/л и 0,33 мг/л за счет более высокой биомассы диатомовых (*Cocconeis placentula*, *Epithemia adnata* var. *saxonica*, *Rhopalodia gibba*) и криптофитовых (*Cryptomonas erosa*, *Chroomonas acuta*). Снижение биомассы на станции 13 за два года наблюдения связано с воздействием порогов и повышенной скоростью течения. Здесь преобладали бентосные формы водорослей – *Gyrosigma acuminatum*, *Pinnularia gibba*.

В нижнем течении на станции 14 в 2011 г. биомасса фитопланктона была низкой – 0,18 мг/л (рисунок 5.2 А, Б). Участок выше города (ст. 14) характеризовался примерно равным соотношением в общей биомассе диатомовых, зеленых и криптофитовых водорослей, среди которых преобладали *Cryptomonas erosa* (11 %), *Chroomonas acuta* (20 %). В 2012 г. биомасса была выше – 0,64 мг/л, вклад диатомовых уменьшился, но повысилась доля динофитовых (*Glenodinium edax* – 23,6 %).

На станции 15 в районе города Пскова значения биомассы оставались невысокими в оба года исследования – 0,27 мг/л. В 2011 г. диатомовые составляли 41 %, а зеленые и криптофитовые выступали в качестве субдоминантов. Состав доминантов схож со станцией 14. В 2012 г. доля диатомовых снизилась, они составляли практически равный процент с зелеными водорослями – 23,4 и 29,6 % соответственно. В 2012 г. на станциях 13, 14 и 15 возросла биомасса золотистых водорослей в основном за счет развития видов родов *Chrysococcus* и *Mallomonas*.

В нижнем течении в устьевом участке (ст.16) в оба года биомасса увеличивалась – 1,3 мг/л в 2011 г. и 1,0 мг/л в 2012 г. В 2011 г. доминировали зеленые водоросли, в основном за счет развития видов рода *Chlamydomonas*. Диатомовые занимали второе место, составляя 35 % биомассы. В 2012 г. доминировали криптофитовые водоросли, прежде всего, *Cryptomonas erosa* (48,8 %), являющийся индикатором α -мезосапробной зоны. Диатомовые (15 %) и зеленые (18,1 %) выступали как субдоминанты, хотя виды рода *Chlamydomonas* продолжали вносить значительный вклад в биомассу. Уменьшение числа видов на данной станции, значительное развитие отдельных видов водорослей, предпочитающих α -мезосапробные условия, а также увеличение

содержания нитритов (0,048 мгN/л), минерального (0,024 мгP/л) и общего фосфора (0,052 мгP/л), свидетельствовало об эвтрофировании в устьевом участке реки в результате изменении экологических условий вследствие антропогенного влияния.

В целом уровень биомассы и закономерности ее пространственного распределения схожи по годам наблюдения. Однако количественные показатели фитопланктона некоторых станций значительно варьируют по годам. В летний период на части станций доминируют криптофитовые, синезеленые, динофитовые и зеленые водоросли. Поступление в водоток органических веществ на одних станциях это вызывает сокращение биомассы и видового разнообразия фитопланктона, на других – наоборот происходит ее повышение. Слишком большое количество органического вещества, поступающее в водоем или водоток извне и рассматриваемое как загрязнение, с одной стороны, создает неблагоприятные условия для многих организмов, уменьшая разнообразие и общую продуктивность, с другой – увеличивает продукцию ограниченного числа видов, способных существовать в загрязненной воде (Протасов, 2007).

Осенний сезон в 2011 г. отличался повышенными температурами. В озерах в верхнем течении р. Великой продолжалось развитие водорослей, которые попадали в речной фитопланктон. Биомасса в верхнем течении составляла 1,1 мг/л (ст. 2) (рисунок 5.3). Доминировали криптофитовые водоросли (*Cryptomonas erosa* – 25 %, *Chroomonas acuta* – 10 %), значительную роль играли эвгленовые (*Trachelomonas volvocina* – 13 % *Trachelomonas intermedia*), а также *Aulacoseira ambigua* и виды рода *Chlamydomonas*. На станции 2 до 4,5 % составляли золотистые водоросли. На вышерасположенной станции 1 отделы Cryptophyta и Dinophyta были представлены практически в равных долях – по 27 %, субдоминантами выступали Euglenophyta – 17 % и Bacillariophyta – 14 %. Состав доминатов схож со станицей 2. Увеличение видового разнообразия и биомассы эвгленовых водорослей на станциях верхнего течения может указывать на повышенное содержание органических веществ в озерах.

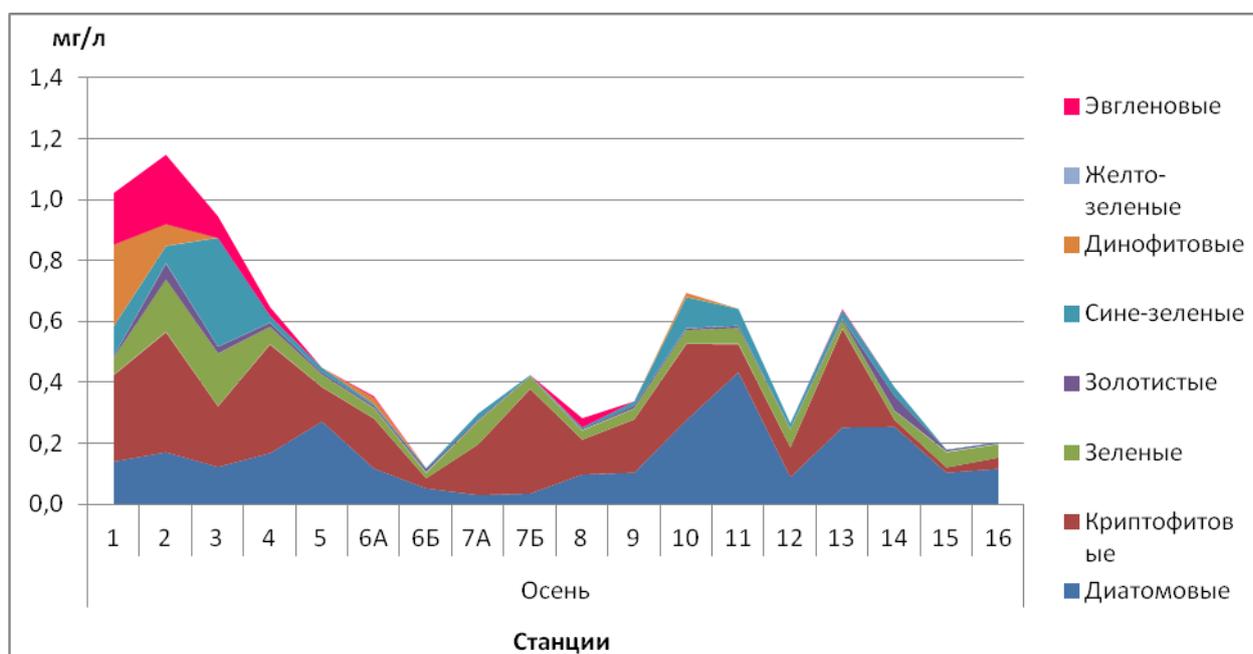


Рисунок 5.3 – Пространственное распределение биомассы осеннего фитопланктона р. Великой

На станции 3 наибольшую долю в биомассе составляют Cyanophyta, из которых доминировали *Phormidium autumnale* (14,5 %), *Aphanizomenon flos-aquae* (14,3 %), что может быть связано с более благоприятными температурными условиями в озерах для их развития. Данная станция находится на выходе из довольно крупного и глубокого озера Верято (площадь зеркала – 881 га, максимальная глубина – 29,1 м, средняя – 8,7 м), где остывание воды осенью происходит медленнее, чем на речных участках. Также значительный вклад в биомассу здесь вносили виды Chlamydomonas. Доля эвгленовых снижалась по сравнению с вышележащими участками, но *Trachelomonas volvocina* присутствует (7,5 %). *Chroomonas acuta* доминировал среди криптофитовых (12,5 %), *Cryptomonas erosa* в качестве субдоминанта составляет только 8,4 %.

На следующей станции 4 биомасса фитопланктона снижалась до 0,65 мг/л, где преобладали криптофитовые водоросли (*Cryptomonas erosa* – 40,8 %, *Chroomonas acuta* – 14,3 %), а на втором месте были диатомовые (*Aulacoseira ambigua*). Доля остальных отделов снижалась (рисунок 5.3).

Далее в среднем течении биомасса фитопланктона продолжала снижаться до 0,45 мг/л (ст. 5). Преобладали диатомовые (61 %), доминантами выступали *Cymbella lanceolata*, *Diatoma*

hyemalis. Доминирующие виды криптофитовых с предыдущей станции присутствовали, но в меньшем количестве.

В районе Максютинской ГЭС биомасса осеннего фитопланктона выше плотины составляла 0,36 мг/л, а ниже – 0,12 мг/л. В районе Шильской ГЭС она достигала 0,3 мг/л выше и 0,4 мг/л ниже плотины. Основу биомассы на этих станциях в основном составляли Cryptophyta (*Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*, *Chroomonas acuta*). Причем биомасса *Cryptomonas erosa* увеличивалась от первой ко второй плотине, достигая 56,6 % на станции 7Б. Биомасса *Chroomonas acuta*, как правило, уменьшалась после каждой плотины, но при относительно одинаковой численности изменение биомассы происходило за счет уменьшения объема клеток. На участках выше плотин чаще всего преобладали особи более крупных размеров, ниже плотин размеры клеток уменьшались. Процент диатомовых водорослей уменьшался от первой ко второй плотине. В районе Максютинской ГЭС (ст. 6А, Б) был значителен вклад *Cyclostephanos dubius* (до 10 %), видов *Cyclotella* (до 20,2 %), *Ulnaria ulna* (до 12,1 %). Как и в фитопланктоне р. Вуоксы здесь наблюдалось обеднение фитопланктона за счет выпадения синезеленых водорослей, что связано с разрушением колоний синезеленых при прохождении через турбины ГЭС и в турбулентном потоке (Состояние биоценозов..., 2004).

Осенью, как и в предыдущие сезоны в районе г. Опочка происходило понижение биомассы фитопланктона (рисунок 5.3). На ст.9 ниже города она составляла 0,34 мг/л. Доминантами были *Diatoma hyemalis* (до 14,1 %), *Cryptomonas erosa* (до 46,4 %), а на станции 8 к их числу прибавлялись *Cryptomonas marssonii* (11 %), *Chroomonas acuta* (11,7 %). На участке у дер. Селихново (ст. 10) биомасса повышалась до 0,7 мг/л и значительную роль в ней играли диатомовые (39,8 %) и криптофитовые (36,4 %). Из диатомовых доминировали *Diatoma hyemalis*, *Cocconeis placentula*, виды рода *Nitzschia*. Как и в летний сезон на станции 10 увеличивалось количество синезеленых водорослей – до 14,6 % (*Phormidium autumnale*, *Planktothrix agardhii*), что вероятно может быть связано с поступлением в водоток на этом участке стоков молочного завода (рисунок 5.3).

В пределах г. Остров (ст. 12) биомасса уменьшалась до 0,27 мг/л по сравнению с выше расположенной станцией 11, где биомасса составляла 0,64 мг/л. На станции выше города преобладали виды рода *Fragilaria*, *Navicula tripunctata*, *Epithemia sorex*, а также *Phormidium autumnale* из синезеленых, принесенный с выше расположенной станции, *Chlamydomonas* sp., *Cryptomonas erosa*, *Chroomonas acuta*. Ниже города на станции 13 биомасса вновь возрастала до 0,64 мг/л, в основном за счет развития *Cryptomonas erosa* (44 % биомассы) и бентосных диатомовых (*Navicula radiosa*).

В нижнем течении биомасса изменялась от 0,4 мг/л на ст. 14 выше г. Пскова до 0,18 мг/л на станции в районе города (рисунок 5.3). Выше города доминировала *Cocconeis placentula*, повышалась доля золотистых водорослей до 12,7 %. В пределах и ниже города преобладали виды родов *Cyclotella* и *Stephanodiscus*, *Navicula radiosa*, виды рода *Chlamydomonas*, *Chroomonas acuta*. В нижнем течении на станции в районе города биомасса была наименьшей, хотя содержание биогенных элементов (аммонийного азота, нитритного азота, общего азота, минерального фосфора) напротив, наибольшее. Снижение биомассы фитопланктона в целом связано с завершением периода активной вегетации водорослей в реке, и повышение содержания органических веществ может являться следствием этого.

На станциях среднего и нижнего течения, где ширина реки Великой увеличивается (от 40 до 400 м), пробы фитопланктона были отобраны не только у берега, но и со стрежня водотока. В основном биомасса планктонных водорослей являлась наибольшей в прибрежной зоне (рисунок 5.4), что вероятно связано с замедлением течения у берегов и созданием более благоприятных условий для развития фитопланктона. Исключение составляли станции 9, 10, где с относительно небольшой шириной реки сочетается небольшая глубина русла (1–2 м), что приводит к активному перемешиванию слоев воды и включению в состав планктонного сообщества бентосных и эпифитных форм водорослей (*Nitzschia vermicularis*, *Pinnularia microstauron*, *Amphora ovalis*, *Gyrosigma acuminatum*).

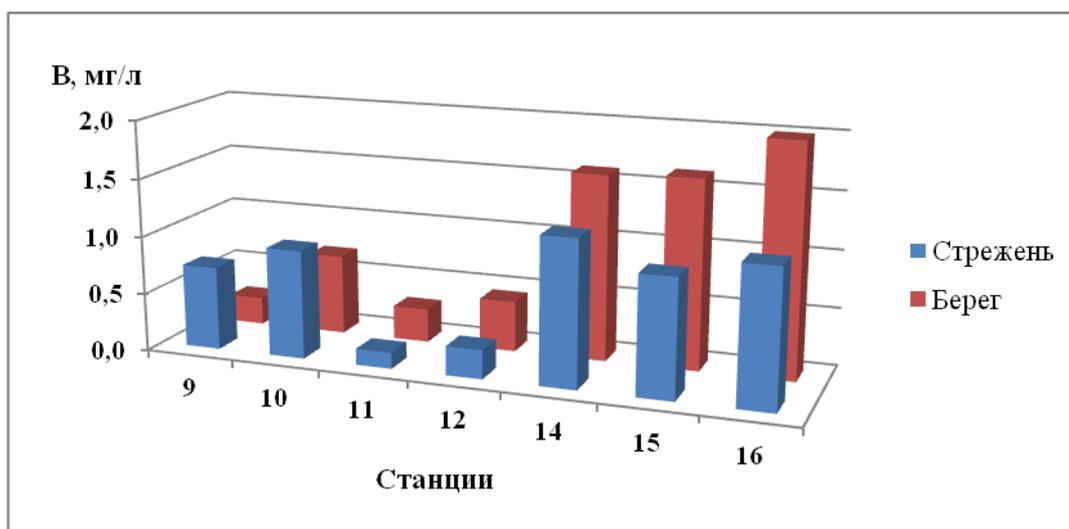


Рисунок 5.4 – Распределение биомассы фитопланктона (B) у берега и на стрежне реки Великой (весна 2011 г.)

Сезонная динамика биомассы фитопланктона

Подробно сезонная динамика биомассы фитопланктона р. Великой исследовалась в нижнем течении р. Великой. В 2011 г. пробы отбирались на трех станциях: в районе г. Пскова (ст. 2), выше (ст. 1) и ниже города (ст. 3); в 2012 г. – на станции ниже города. Биомасса фитопланктона за период исследований в 2011 г. изменялась от 0,02 до 1,2 мг/л (рисунок 5.5).

В середине апреля после вскрытия реки биомасса составляла 0,1 мг/л на ст. 2 в пределах г. Пскова, а на остальных станциях значительно ниже. Преобладали диатомовые водоросли, субдоминантами были зеленые водоросли (*Hyaloraphidium contortum*) (таблица 5.1). К концу апреля биомасса возрастала до 0,2 мг/л на ст. 2., на ст. 1 и ст. 3 составляла лишь 0,1 мг/л. Увеличение биомассы происходит в основном за счет развития таких диатомовых, как *Cyclotella choctawhatcheeana*, *Cyclotella choctawhatcheeana*, *Cyclotella choctawhatcheeana*, субдоминантами были зеленые, виды рода *Chlamydomonas*, а также *Sphaerocystis planctonica*.

Весенний пик развития водорослей приходится на середину мая. Наибольшего значения биомасса достигала в пределах г. Пскова – 0,9 мг/л. До 81 % биомассы планктонных водорослей составляли Bacillariophyta, значительную роль также играли виды из родов *Chlamydomonas*

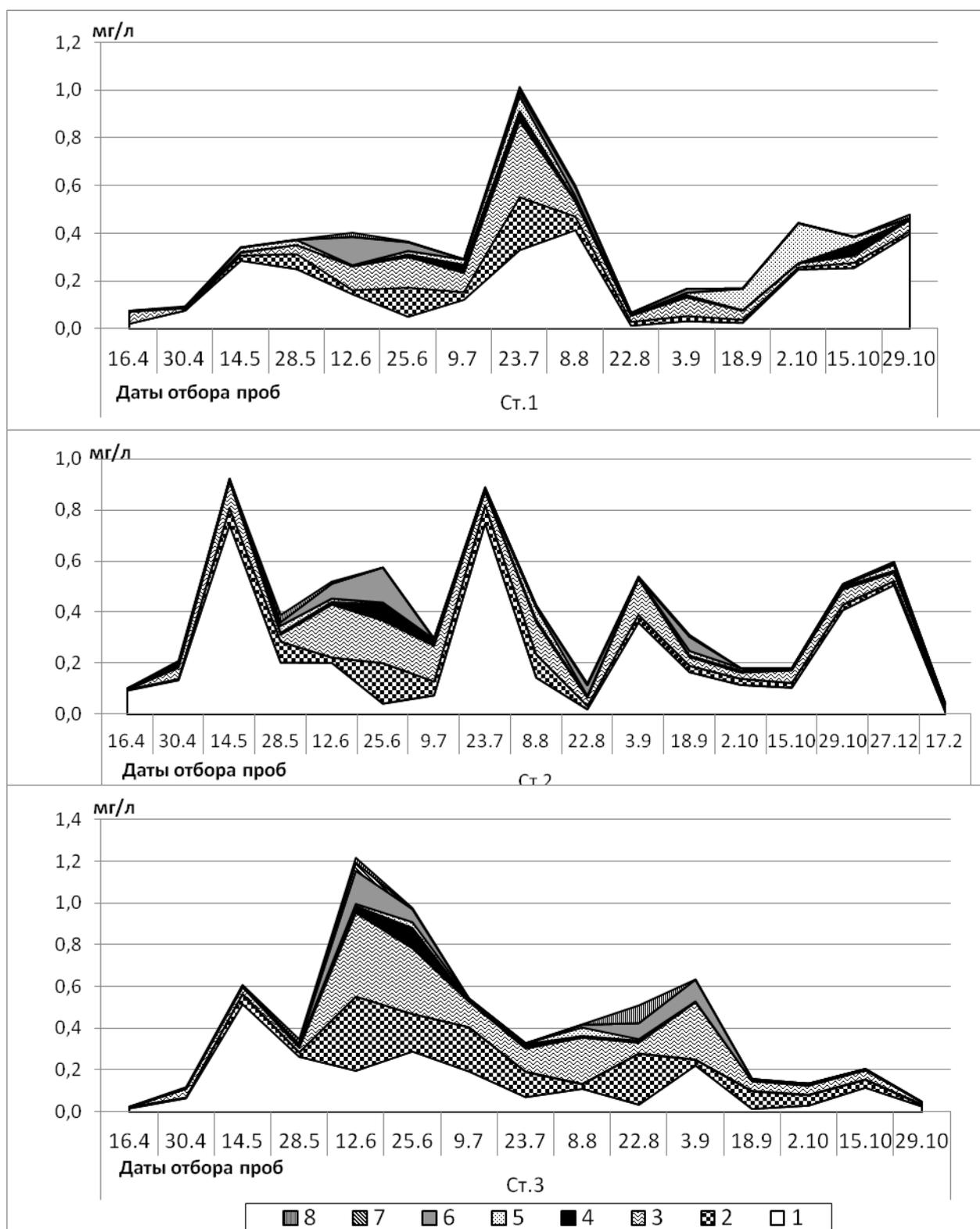


Рисунок 5.5 – Динамика биомассы фитопланктона р. Великой на участках нижнего течения в 2011г.: 1 – *Bacillariophyta*; 2 – *Cryptophyta*; 3 – *Chlorophyta*; 4 – *Chrysophyta*; 5 – *Cyanophyta*; 6 – *Dinophyta*; 7 – *Xanthophyta*; 8 – *Euglenophyta*

и *Cryptomonas*. На ст. 1 и 3 биомасса фитопланктона была ниже (0,3 мг/л, 0,6 мг/л). Состав доминантов сходен.

В конце мая биомасса на всех станциях была практически одинаковой – 0,39 – 0,35 мг/л. Доминировали на всех станциях диатомовые – до 20 % (*Cyclotella dubius*). Вторым по значимости являлся отдел криптофитовых водорослей. На ст. 2, по сравнению с предыдущим периодом, увеличивалась роль синезеленых водорослей: *Chroococcus minor*, *Aphanizomenon flos-aquae*, а также эвгленовых – *Trachelomonas volvocina* и динофитовых – *Gymnodinium* sp. Биомасса Dinophyta начала возрастать с этого периода. На ст. 3 помимо других доминантов из отдела Bacillariophyta отмечался *Stephanodiscus hantzschii* (до 23 %).

Следующий максимум биомассы отмечен в июне. На всех станциях наблюдалось повышение биомассы фитопланктона от 0,4 до 1,2 мг/л и изменение доминирующих групп (рисунок 5.5). На ст. 1 биомасса составляла 0,4 мг/л и практически в равных долях была представлена Bacillariophyta (37 %), Chlorophyta (25 %) и Dinophyta (30 %). На ст. 2 биомасса достигала 0,5 – 0,6 мг/л., где большое значение приобретали Chlorophyta (до 40 %) в основном за счет видов рода *Chlamydomonas* (таблица 5.1), и Bacillariophyta (39 %). Водоросли отдела Dinophyta являлись субдоминантами (11 % биомассы). Биомасса Cryptophyta, как и на ст. 1, снижалась до 4 %. Пик биомассы (1 – 1,2 мг/л) в первой половине июня отмечен на ст. 3. Здесь доминировали Chlorophyta (33 %) и Cryptophyta (29 %), субдоминантами выступали Bacillariophyta (16 %) и Dinophyta (13 %) (таблица 5.1). Увеличивалась доля Chrysophyta (2,5 %) и Xanthophyta (3 %). На данной станции зарегистрированы самые высокие показатели биомассы золотистых (0,1 мг/л) за год исследований в основном за счет развития *Chrysococcus rufescens* и *Mallomonas* sp.

В начале июля на всех станциях наблюдался спад биомассы. Минимальные значения ее зарегистрированы на ст. 1 и 2 (по 0,3 мг/л).

Во второй половине июля зарегистрирован пик биомассы фитопланктона на ст. 1 (1 мг/л) и ст. 2 (0,9 мг/л), в то время как на ст. 3 биомасса уменьшилась (0,3 мг/л). В фитопланктоне на ст. 1 преобладали диатомовые и зеленые, со значительным участием криптофитовых (22%) (рисунок 5.5).

Таблица 5.1 – Виды-доминанты фитопланктона исследованных участков (ст. 1–3) за вегетационный период 2011 г.

Дата отбора проб	1	2	3
16.04.	<i>Melosira varians</i> , <i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Cymbella tumida</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Ulnaria ulna</i>	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Gyrosigma acuminatum</i> , <i>Chroomonas acuta</i>
30.04.	<i>Gyrosigma acuminatum</i> , <i>Melosira undulata</i> , <i>M. varians</i>	<i>Cyclostephanos dubius</i> , <i>Melosira undulata</i> , <i>M. varians</i>	<i>Meridion circulare</i> , <i>Ulnaria ulna</i> , <i>Sphaerocystis planctonica</i>
14.05.	<i>Melosira varians</i>	<i>Melosira varians</i> , <i>Diatoma vulgare</i> , <i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Melosira varians</i> , <i>Diatoma vulgare</i>
28.05.	<i>Cyclostephanos dubius</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Cryptomonas</i> sp., <i>Cymbella tumida</i>	<i>Cyclostephanos dubius</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>Cryptomonas</i> sp.	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> , <i>Cyclostephanos dubius</i>
12.06.	<i>Melosira varians</i> , <i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Melosira varians</i> , <i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Gymnodinium</i> sp., <i>Chroomonas acuta</i> , <i>Cryptomonas erosa</i>
25.06.	<i>Gymnodinium</i> sp., <i>Cryptomonas erosa</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Gymnodinium</i> sp., <i>Chroomonas acuta</i> , <i>Cryptomonas erosa</i>	<i>Melosira varians</i>
09.07.	–	<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Chroomonas acuta</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Chroomonas acuta</i> , <i>Cryptomonas</i> sp.
23.07.	<i>Gyrosigma acuminatum</i> , <i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Cryptomonas marssonii</i>	<i>Encyonema prostratum</i> , <i>Cymbella turgida</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Chroomonas acuta</i> , <i>Cryptomonas marssonii</i>
08.08.	<i>Epithemia sorex</i> , <i>Epithemia marssonii</i>	<i>Chlamydomonas conferta</i> , <i>Chroomonas acuta</i>	<i>Chlamydomonas incerta</i>
22.08.	<i>Diatoma</i> sp., <i>Sphaerocystis planctonica</i> , <i>Gymnodinium</i> sp., <i>Chroomonas acuta</i>	<i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Chroomonas acuta</i> , <i>Cryptomonas marssonii</i> , <i>Gymnodinium</i> sp., <i>Trachelomonas hispida</i>
03.09	<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Gyrosigma acuminatum</i> , <i>Melosira varians</i>	<i>Gymnodinium</i> sp.
18.09	<i>Phormidium irriguum</i>	<i>Diatoma</i> sp., <i>Melosira varians</i> , <i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Cryptomonas erosa</i> , <i>Chroomonas acuta</i>

02.10	<i>Phormidium irriguum</i> , <i>Epithemia</i> sp.	<i>Caloneis amphisbaena</i> , <i>Epithemia argus</i>	<i>Chroomonas acuta</i> , <i>Sphaerocystis planctonica</i> , <i>Cyclotella</i> sp.
15.10	<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Handmannia comta</i> (= <i>Cyclotella comta</i>), <i>Diatoma</i> <i>sp.</i> , <i>Chlamydomonas</i> <i>conferta.</i> , <i>Chroomonas</i> <i>acuta</i>	<i>Stephanodiscus</i> sp., <i>Chroomonas acuta</i>
29.10	<i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>A. granulata</i> , <i>Diatoma</i> <i>hyemalis</i> , <i>Encyonema</i> <i>prostratum</i>	<i>Melosira varians</i>	<i>Diatoma hyemalis</i> , <i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>dubia</i> , <i>Cryptomonas</i> <i>marssonii</i>
27.12	-	<i>Diatoma hyemalis</i> , <i>Diatoma</i> <i>sp.</i> , <i>Fragilaria recapitellata</i> (= <i>Fragilaria intermedia</i> var. <i>capitellata</i>), <i>Gyrosigma</i> <i>acuminatum</i>	-
17.02.12	-	<i>Cyclotella</i> sp., <i>Chlamydo-</i> <i>monas</i> sp., <i>Cryptomonas</i> <i>erosa</i> , <i>Chroomonas acuta</i>	-

В биомассе увеличилось содержание синезеленых (6 %) и золотистых (4 %) водорослей. В отличие от выше расположенной станции в районе города (ст. 2) диатомовые составляли основу биомассы (84 %). Здесь в мае и июле отмечена самая высокая биомасса Bacillariophyta за год исследований. Но в отличие от весеннего сезона, доминирующими видами являлись пенна-тные диатомеи: *Ulnaria acus*, *Encyonema prostratum*, *Gomphonema constrictum* и др. (таблица 5.1).

В начале августа биомасса фитопланктона составляла 0,6 (ст. 1) и 0,4 (ст. 2 и 3) мг/л. Диатомовые доминировали только на ст. 1 (таблица 5.1). На ст. 2 зеленые и диатомовые представлены практически поровну – 30 и 34 % соответственно. Наблюдалось увеличение доли синезеленых (до 10 %) как и на станции ниже города. На ст. 3 все большую значимость приобретали зеленые водоросли (53 %).

В конце лета наблюдался спад биомассы на станции выше и в районе города (рисунок 5.5). Для ст. 1 зарегистрировано одно из наименьших значений биомассы фитопланктона за время наблюдений (0,07 мг/л). В отличие от выше расположенных участков на ст. 3 биомасса

повышалась, где преобладали криптофитовые – 48 %. Эвгленовые, способные к поглощению органических веществ, достигали здесь наибольшего обилия на период исследований – 0,09 мг/л. Из динофитовых виды родов *Gymnodinium* и *Glenodinium* составляли 15 % биомассы. Роль других отделов была менее значима.

В начале осени очередное повышение биомассы отмечено в районе города ст. 2 – 0,5 и ниже по течению ст. 3 – 0,6 мг/л. Но если на ст. 2 преобладали только диатомовые, то на ст. 3 основу биомассы составляли и зеленые водоросли. Наблюдалось увеличение доли динофитовых водорослей до 16 %.

В середине сентября на ст. 1 возросла доля *Cyanophyta* (52 %), наибольшего развития достигали *Phormidium irriguum*. Биомасса водорослей других отделов уменьшилась по сравнению с предыдущим периодом. На ст. 2 преобладали диатомовые (*Melosira varians*, *Discostella stelligera* и *Diatoma hyemalis*).

В начале октября биомасса фитопланктона возрастала только на ст. 1 (0,4 мг/л), в то время как на других станциях наблюдалось ее снижение: на ст. 2 – до 0,2 и на ст. 3 – до 0,1 мг/л (рисунок 5.5). На станции выше города преобладали *Bacillariophyta* – 56 % (таблица 5.1). Отмечена наибольшая биомасса синезеленых водорослей за период исследования (0,2 мг/л) в основном за счет развития *Phormidium irriguum*.

В конце осени биомасса фитопланктона в основном была представлена диатомовыми и достигала 0,5 мг/л на ст. 1 и 2, 0,05 мг/л – на ст. 3. Зима 2011 г. отличалась аномально высокими температурами, река не покрывалась льдом вплоть до января 2012 года. Водоросли планктона продолжали вегетировать и достигать довольно высокой биомассы – 0,6 мг/л, основу которой составляли диатомовые водоросли (до 85 %), преимущественно, пеннатные (таблица 5.1). Доля остальных отделов снижалась. В феврале 2012 г. пробы фитопланктона отбирались из-под льда, и биомасса значительно сократилась до 0,04 мг/л (рисунок 5.5). Обнаружено только 10 видов водорослей из 4 отделов. Преобладали криптофитовые (46 %), диатомовые и зеленые со-

ставляли по 25 %. Зимний фитопланктон отличается низкой биомассой и видовым богатством, но показатели его обилия сравнимы с ранней весной и поздней осенью 2011 г. (рисунок 5.5).

Весной 2012 г. река Великая вскрылась ото льда 5 апреля – немного раньше предыдущего года, уровень воды поднялся не так значительно, вероятно из-за малоснежной зимы. Количественные показатели фитопланктона ранней весной отличались более высокими значениями – 46 видов из 6 отделов и биомасса 0,7 мг/л (рисунок 5.6), что может быть связано с меньшим периодом ледостава и продолжением активной вегетации водорослей в декабре. Основу биомассы фитопланктона составляли три отдела – криптофитовые (33 %), зеленые (27 %) и диатомовые (21 %), доминировали виды *Chlamydomonas*, *Cryptomonas erosa*.

В оба года в середине мая отмечалось повышение биомассы фитопланктона, но если в 2011 г. абсолютными доминантами являлись диатомовые, то в 2012 г. диатомовые занимали только второе место, а преобладали криптофитовые (*Cryptomonas erosa*, *Chroomonas acuta*) (рисунок 5.5, 5.6). Также отмечена наибольшая биомасса эвгленовых водорослей за год – 0,08 мг/л, обусловленная развитием *Trachelomonas volvocina*.

В конце мая 2012 г. наблюдался пик развития водорослей, биомасса которых достигала 1,3 мг/л, в основном вследствие повышения доли диатомовых водорослей (до 52%). Доминировали *Stephanodiscus hantzschii*, виды *Fragilaria* и *Cryptomonas erosa*. Также примерно в 2 раза по сравнению с первой половиной мая увеличивается масса зеленых и золотистых водорослей, наибольшего развития получали одноклеточные формы *Tetrastrum triangulare*, виды *Chlamydomonas* – из зеленых и *Chrysococcus rufescens* – из золотистых.

В первой половине июня пик развития фитопланктона в реке продолжался, и биомасса сохранялась на прежнем уровне – 1,34 мг/л. Состав доминантов был схож с предыдущим годом (таблица 5.1), но в 2012 г. криптофитовые, зеленые и диатомовые представлены в равных долях. Также здесь отмечена наибольшая биомасса синезеленых водорослей за год – 0,06 мг/л.

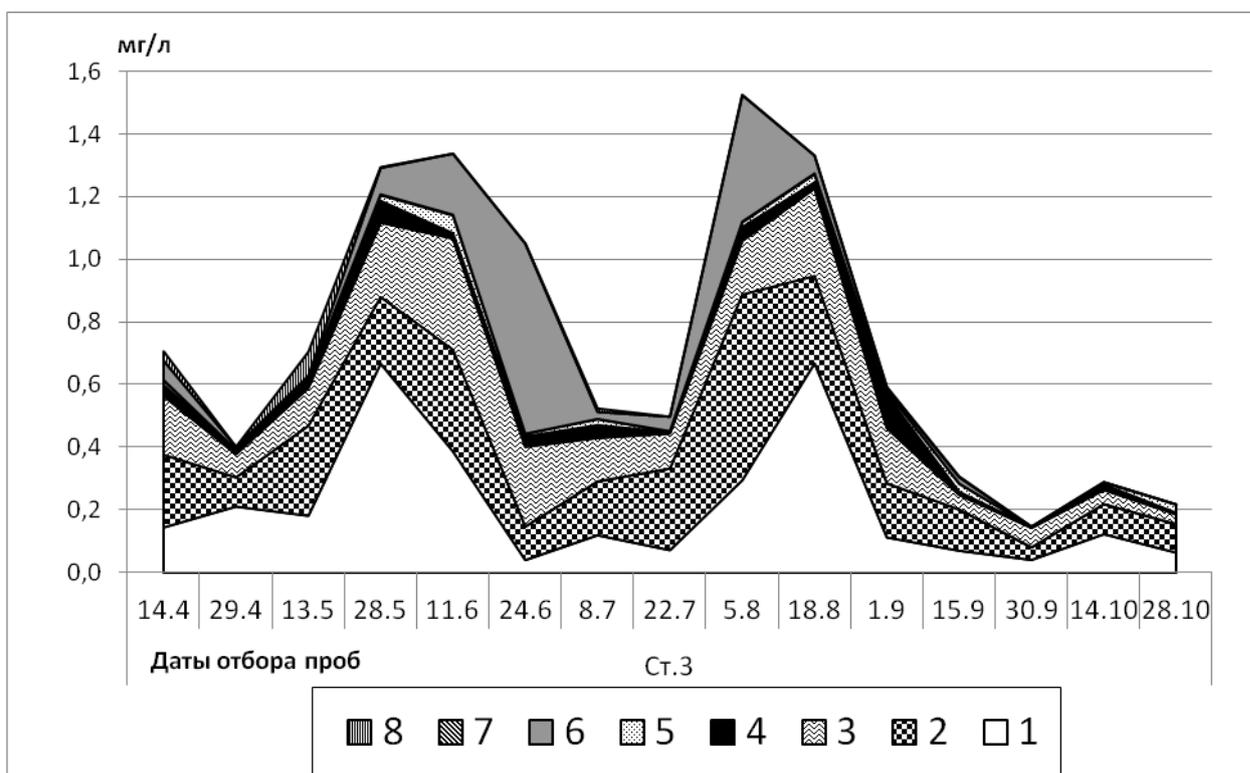


Рисунок 5.6 – Динамика биомассы фитопланктона на ст.3 нижнего течения р. Великой в 2012г.:
 1 – *Bacillariophyta*; 2 – *Cryptophyta*; 3 – *Chlorophyta*; 4 – *Chrysophyta*; 5 – *Cyanophyta*; 6 – *Dinophyta*; 7 – *Xanthophyta*; 8 – *Euglenophyta*

Наибольший вклад в биомассу в конце июня вносили динофитовые водоросли (до 58%) (рисунок 5.6). Доминантами являлись *Chlamydomonas* sp., *Glenodinium penardiforme*, *Glenodinium edax*. Увеличение биомассы динофитовых водорослей может быть связано с воздействием определенных температур и содержанием органических веществ в воде (Factors..., 2003).

В начале августа 2012 г. наблюдался пик биомассы фитопланктона, которая достигала максимального значения за период наблюдения – 1,5 мг/л. Наибольшее значение имели криптофитовые водоросли – 0,6 мг/л (*Cryptomonas erosa*, *Chroomonas acuta*). Их биомасса значительно возросла в сравнении с предыдущим годом (в 29 раз) и являлась максимальной за период исследований. Также увеличилась биомасса диатомовых, зеленых и динофитовых водорослей. В число доминантов входили *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* (= *Fragilaria intermedia*) из диатомовых и *Glenodinium gymnodinium* из динофитовых. В фитопланктоне реки изменялось соотношение отделов, их биомасса и состав доминантов. Увеличение биомассы фитопланктона,

преобладание видов-индикаторов α - и α - β -мезотрофных условий и повышение содержания минерального фосфора может указывать на антропогенное эвтрофирование водотока.

Во второй половине августа биомасса оставалась на довольно высоком уровне – 1,33 мг/л. Обилие криптофитовых уменьшилось, и основу биомассы составляли диатомовые – 0,67 мг/л. В конце мая и во второй половине августа отмечена наибольшая биомасса диатомовых в 2012 г., но по сравнению с весенним периодом, где преобладали в основном центрические формы, в конце лета более значимую роль приобретали пеннатные диатомеи – *Diatoma hyemalis*, *Encyonema prostratum*, виды *Gomphonema*, *Cocconeis placentula*, *Rhopalodia gibba* и др.

В начале сентября биомасса фитопланктона снижалась, составляя 0,6 мг/л. Зеленые и криптофитовые составляли по 29%, диатомовые немного меньше – 19%. Отмечена самая высокая биомасса золотистых водорослей за год наблюдения – 0,1 мг/л, в основном при развитии видов рода *Mallomonas*.

В конце осени биомасса фитопланктона постепенно уменьшалась до 0,1 – 0,3 мг/л и была представлена в основном тремя отделами: диатомовыми, зелеными и криптофитовыми.

В 2012 г. сезонное изменение биомассы фитопланктона р. Великой имеет вид двухвершинной кривой с пиками в конце мая – начале июня, а также в августе. При сравнении с предыдущим годом исследований можно отметить, что весенний пик развития водорослей плавно переходит в летний (июнь), а также сильнее становится выражен пик в августе, где достигается максимальное значение биомассы. Желто-зеленых водорослей за 2012 г. в нижнем течении отмечено не было.

За период исследований максимума биомасса фитопланктона достигала в конце весны, в середине июня и июля, а также в августе (0,9–1,5 мг/л), что характерно для мезотрофного типа вод. Наименьшая биомасса отмечена весной и поздней осенью 0,02–0,05 мг/л. Биомасса фитопланктона за период исследований изменялась от 0,02 до 1,5 мг/л, достигая максимума в июне и августе на участке ниже г. Пскова. Средняя за сезон биомасса на этом участке была выше, чем на других станциях, хотя число видов – наименьшее. У г. Пскова отмечено 5 пиков биомассы, в

то время как на других станциях по 3. Увеличение количества максимальных показателей биомассы может быть признаком эвтрофирования (Трифенова, 1990).

В структуре фитопланктона весной наиболее разнообразно представлены Bacillariophyta, в летний период – Chlorophyta, в осеннее время по числу таксонов преобладали Bacillariophyta, но разнообразие Chlorophyta также было значительным. На станции в районе города наблюдалась наибольшая биомасса Bacillariophyta. Роль Chlorophyta увеличивалась у Пскова и ниже по течению.

Содержание хлорофилла «а» и первичная продукция фитопланктона р. Великой

Распределение содержания хлорофилла «а» на всех участка реки изучалось в 2011 г. и летом 2012 г. (рисунок 5.7). Весной оно изменялось от 0,22 (ст. 4) до 7,15 мг/ м³ (в устьевом участке), летом от 0,48 (ст. 10) до 7,15 мг/м³ (у истока) и осенью от 0,32 (ст. 14) до 2,11 мг/ м³ (ст. 4) и в целом соответствовало распределению биомассы фитопланктона. Величина первичной продукции фитопланктона за период наблюдений изменялась от 0,03 до 1,86 мгО/л·сутки (рисунок 5.8). Наибольшие значения отмечались весной на станциях нижнего течения (ст. 14, 16), что соответствовало распределению биомассы фитопланктона в этот период (рисунок 5.1). В летний период довольно высокая продукция зарегистрирована на станции верхнего течения (ст. 4) – 1,57 мгО/л·сутки. Осенью продукция на большинстве станций уменьшалась. В целом, продуктивность фитопланктона была выше на участках нижнего и верхнего течения, что согласуется с распределением биомассы и хлорофилла «а». Однако в отдельных случаях наблюдаются значительные отклонения величины продукции от биомассы фитопланктона. Это может быть обусловлено тем, что первичная продукция определяется другими факторами и прежде всего световыми (Трифенова, 1990). Вероятно, на продуктивность планктонного сообщества оказывает негативное воздействие изменение мутности воды. По уровню первичной продукции

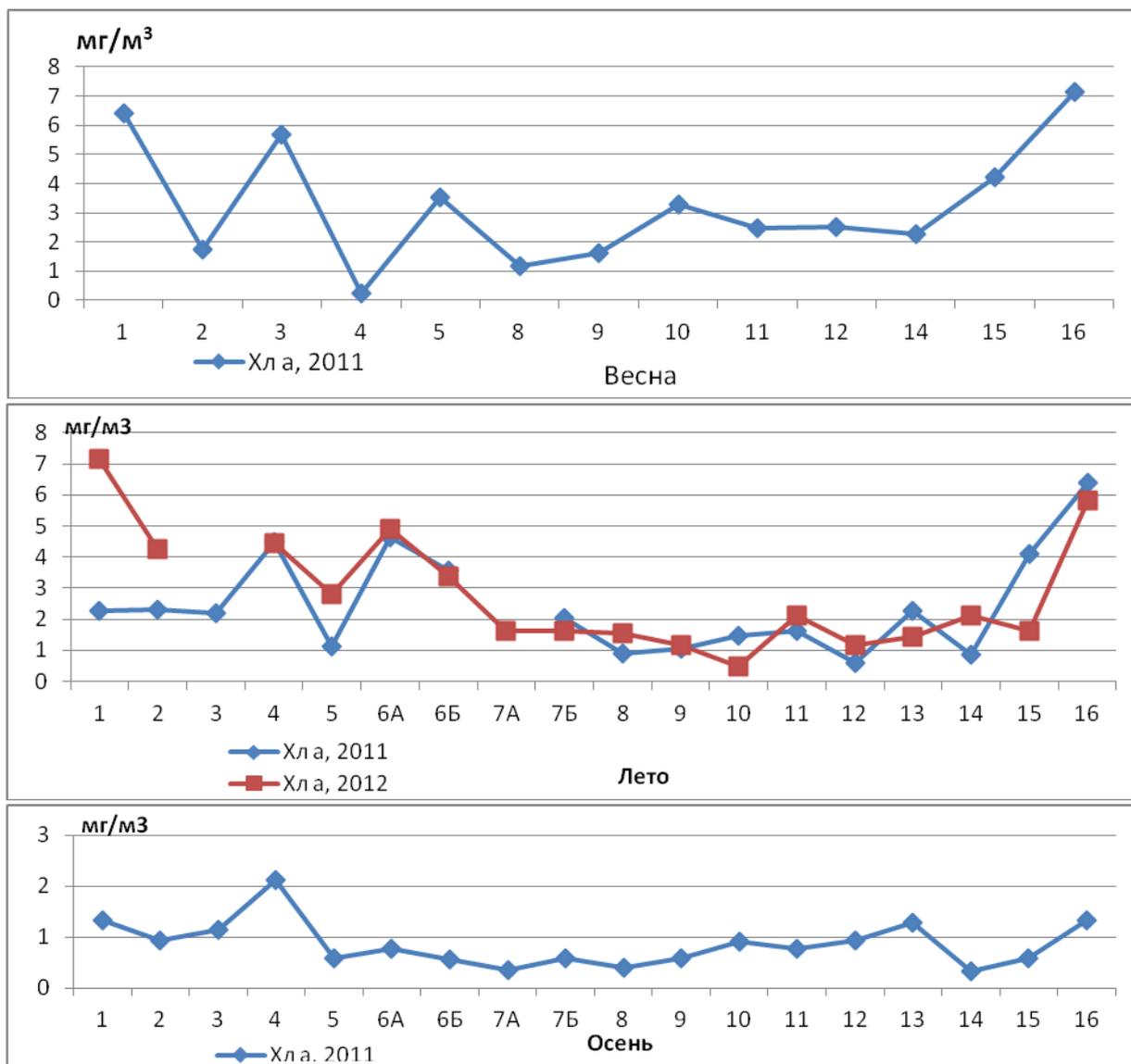


Рисунок 5.7 – Пространственное распределение хлорофилла «а» (Хл а) в планктоне р. Великой

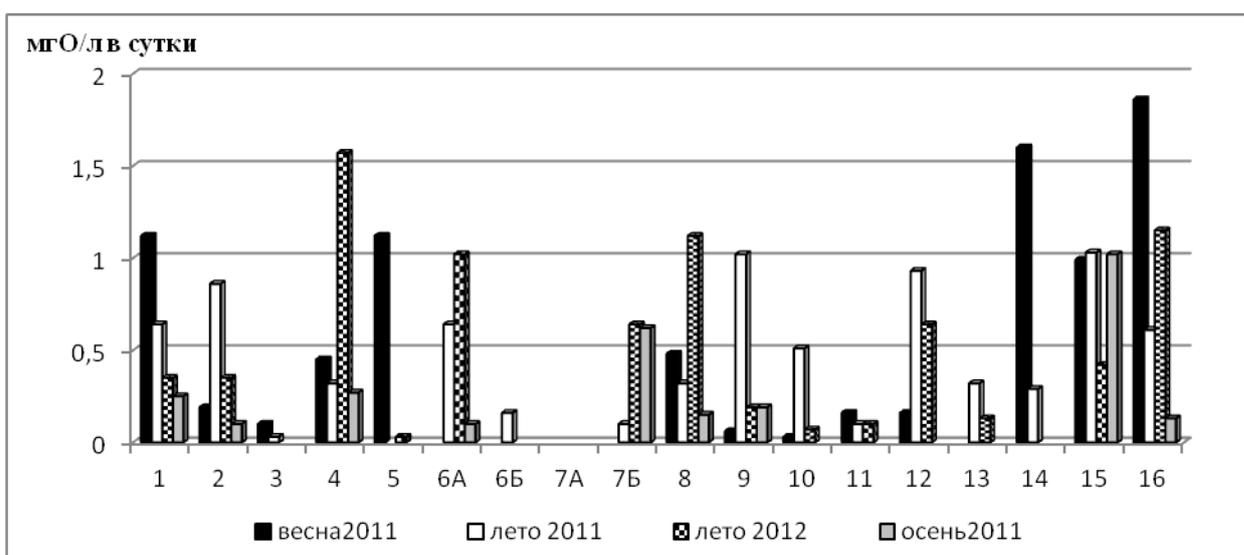


Рисунок 5.8 – Пространственное распределение первичной продукции в планктоне р. Великой

и значениям биомассы фитопланктона р. Великую можно отнести к олиго-мезотрофному типу (Винберг, 1960; Trifonova et al., 2007).

В октябре 1986 г. Северо-Западное территориальное управление по гидрометеорологии и контролю природной среды провело рекогносцировочное исследование р. Великой в районе г. Опочка и г. Пскова (Ежегодник..., 1987). Сравнение результатов исследования с нашими данными приведено в таблице 5.2.

Таблица 5.2 – Сравнение фитопланктона р. Великой по данным исследований 1986 и 2011 гг.

год	Показатели	Станции			
		Выше г. Опочка (ст. 8)	Ниже г. Опочка (ст. 9)	Выше г. Псков (ст. 14)	Ниже г. Псков (ст. 16)
1986 г.	Отделы водорослей	диатомовые, синезеленые	диатомовые, синезеленые, желто-зеленые	диатомовые, синезеленые, зеленые	диатомовые, зеленые
	Доминанты	<i>Ulnaria ulna</i> , <i>Phormidium ir-riguum</i> , <i>Navicula</i> sp., <i>Tabellaria fenestrata</i> , <i>Gyrosigma</i> sp.	<i>Tribonema</i> sp., <i>Fragilaria capucina</i>	<i>Fragilaria capucina</i>	<i>Fragilaria capucina</i>
	Число видов	6	10	4	6
	Биомасса, мг/л	0,001	0,005	0,005	0,007
2011 г. Наши данные	Отделы водорослей	диатомовые, синезеленые, криптофитовые, зеленые, золотистые, эвгленовые	диатомовые, синезеленые, криптофитовые, зеленые, золотистые	диатомовые, синезеленые, криптофитовые, зеленые, золотистые	диатомовые, синезеленые, криптофитовые, зеленые, золотистые
	Доминанты	<i>Diatoma hyemalis</i> , <i>Cryptomonas erosa</i> , <i>Cryptomonas marssonii</i> , <i>Chroomonas acuta</i>	<i>Diatoma hyemalis</i> , <i>Amphora ovalis</i> , <i>Cryptomonas erosa</i>	<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Chroomonas acuta</i>
	Число видов	24	25	49	40
	Биомасса, мг/л	0,28	0,34	0,38	0,2

По данным Северо-Западного территориального управления по гидрометеорологии и контролю природной среды в 1986 г. осенний фитопланктон реки был крайне беден как по численности, так и по биомассе. Биомасса увеличивалась вниз по течению и наибольшего значения достигала ниже г. Пскова – 0,007 мг/л. В 2011 г. по нашим данным биомасса фитопланктона была значительно выше, и также увеличивалась вниз по течению, достигая максимума выше г. Пскова – 0,38 мг/л. Разнообразие отделов и число видов увеличилось, изменились доминантные виды (таблица 5.2). Если по данным СЗУГКС доминировали диатомовые водоросли, то в 2011 г. наряду с диатомовыми существенную роль играли криптофитовые. *Fragilaria capucina*, доминирующая на большинстве станций в 1986 г., отмечена и в 2011 г., но доминантом не является. В 2011 г. диатомовые составляли основу биомассы только на станциях в районе г. Пскова, а в районе г. Опочка преобладали криптофитовые. В целом, увеличение биомассы, числа видов и таксономического разнообразия фитопланктона, а также смена доминантных видов, предпочитающих о-β-мезосапробные условия, на α-, α-β-мезосапробные виды, указывает на изменение экологического состояния реки, которые можно охарактеризовать как антропогенное экологическое напряжение (Абакумов, 1991).

Пространственное распределение биомассы по течению реки Великой частично объясняется концепцией речного континуума. На это указывают постепенная смена доминантов на станциях, зависимость величины и структуры биомассы фитопланктона от гидрологических и гидрохимических факторов. Но к факторам, нарушающим речной континуум, можно отнести зарегулирование реки плотинами ГЭС, влияние озер, через которые проходит река, и антропогенное влияние населенных пунктов, городов и стоков с полей. Это приводит к значительному увеличению биомассы фитопланктона на озерных участках и в районах водохранилищ, и к ее уменьшению после прохождения плотин и на некоторых станциях, испытывающих антропогенное воздействие. Согласно классической теории речного континуума в верховьях реки должно преобладать аллохтонное органическое вещество (например, в виде листового опада), первичные консументы, и экосистема в целом является гетеротрофной (The river continuum...,

1980). Однако в верхнем течении река Великая проходит через систему озер, где хорошо развит озерный фитопланктон, продуцируется автохтонное органическое вещество, и экосистема является автотрофной. Биомасса фитопланктона здесь достигает высоких значений. В среднем течении биомасса значительно варьирует на станциях, и хотя имеет тенденцию к увеличению, не является максимальной на протяжении реки. В нижнем течении биомасса фитопланктона увеличивается, несмотря на увеличение мутности и цветности воды, что может быть связано с влиянием притоков и поступлением в водоток органического вещества антропогенного происхождения.

За период наблюдений биомасса фитопланктона изменялась от 0,02 до 2,42 мг/л. Наибольшие значения биомассы отмечены в верхнем и нижнем течении. В верхнем течении большое влияние оказывает фитопланктон озер. Весной на всех исследованных станциях в общей биомассе преобладают диатомовые водоросли. Летом пространственное распределение биомассы отличается большей неоднородностью. На станциях верхнего и среднего течения доминируют синезеленые, криптофитовые, динофитовые и зеленые водоросли. Осенью биомасса на большинстве станций снижается, высокие значения сохраняются в верхнем течении. Зарегулирование стока плотинами ГЭС приводит к увеличению биомассы фитопланктона выше плотины и к снижению – после прохождения плотин. Антропогенное воздействие на воды реки на одних станциях приводит к уменьшению биомассы водорослей, на других – к повышению.

В сезонной динамике нижнего течения р. Великой выявлено несколько пиков развития: в конце мая – начале июня, июле и в августе. В 2012 г. весенний пик развития водорослей плавно переходит в летний (июнь), и сильнее становится выражен пик в августе, когда биомасса достигает 0,9–1,5 мг/л, что характерно для мезотрофного типа вод. Наименьшая биомасса отмечена весной и поздней осенью 0,02–0,05 мг/л. Увеличение количества максимальных показателей биомассы на станции у г. Пскова может быть признаком повышения эвтрофирования.

ГЛАВА 6. ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ СТРУКТУРУ, РАЗНООБРАЗИЕ И БИОМАССУ ФИТОПЛАНКТОНА Р.ВЕЛИКОЙ

Основными факторами, влияющими на формирование сообществ водорослей, считают физические (свет, температура, гидродинамика потока), химические (концентрация минеральных и биогенных ионов, газовый состав) и биотические (взаимодействия с другими организмами) (Киселев, 1980; Михеева, 1983). В этой главе рассматриваются некоторые физические и химические факторы, определяющие видовую структуру и биомассу фитопланктона.

Зависимость биомассы и видового богатства фитопланктона от физических и химических факторов оценена методом регрессионного анализа. Критерием добавления в уравнение линейной множественной регрессии новой независимой переменной служили статистическая значимость переменной и увеличение коэффициента детерминации R^2 модели. Адекватность построенных моделей проверялась анализом регрессионных остатков на нормальность распределения и их независимость. Исходные значения структурных показателей фитопланктона и факторов среды стандартизированы логарифмированием по формуле $\log_{10}(x+1)$, для достижения нормальности распределения (Оценка..., 2006; Rusanov et al., 2006; Trifonova et al., 2007).

Факторы, определяющие видовую структуру фитопланктона.

За период наблюдений видовое богатство фитопланктона на исследованных участках варьировало от 10 до 106, соотношение числа таксонов различных отделов изменялось как по течению реки, так и по сезонам. Для выявления основных факторов, влияющих на видовое богатство всего фитопланктона и отдельных таксономических групп, проведен корреляционный анализ на основе проб пространственных и сезонных съемок ($n=65$). Коэффициенты корреляции видового богатства фитопланктона с факторами среды приведены в таблице 6.1.

Число видов диатомовых водорослей положительно зависит в основном от мутности ($r = 0,74$, $p < 0,001$), цветности ($r = 0,59$, $p < 0,001$) и содержания аммонийного азота ($r = 0,51$, $p < 0,01$), отрицательная зависимость отмечена с содержанием кислорода в воде ($r = -0,43$, $p < 0,001$), степень корреляции с температурой достоверная, но довольно низкая ($r = 0,27$, $p < 0,05$).

По мнению ряда авторов, повышение мутности воды может способствовать развитию диатомовых (Гусева, 1952; Шаларь, 1971). Видовое богатство зеленых водорослей также имеет положительную связь с мутностью и цветностью, и немного бóльшую связь с температурой ($r = 0,44$, $p < 0,001$), чем диатомовые водоросли, что согласуется с литературными данными о предпочтении зелеными и динофитовыми более высоких температур и развивающихся в основном летом (Николаев, 1977; Трифонова, 1990). Число таксонов Chlorophyta отрицательно коррелирует с содержанием кислорода и нитратного азота (таблица 6.1). В литературе отмечается, что зеленые водоросли развиваются летом, когда содержание нитратов и фосфатов невелико (Hegewald et al., 1981).

Таблица 6.1 – Коэффициенты корреляции абиотических параметров и числа видов (N) фитопланктона

Параметр \ N	Т°	О ₂ мг/л	pH	Сумма ионов	Мутность	Цветность	NH ₃	NO ₃	N _{общ}
Общее	0,37**	-0,56***	-0,07	-0,25*	0,65***	0,57***	0,40*	-0,37*	-0,38
<i>Bacillariophyta</i>	0,27*	-0,43***	0,05	-0,10	0,74***	0,59***	0,51**	-0,21	-0,27
<i>Chlorophyta</i>	0,44***	-0,55***	-0,12	-0,23	0,45***	0,44***	0,20	-0,50**	-0,39
<i>Cyanophyta</i>	-0,08	-0,23	-0,21	-0,33**	0,01	0,12	0,01	-0,22	-0,17
<i>Euglenophyta</i>	0,35**	-0,48***	-0,32**	-0,49***	0,03	0,13	0,12	-0,36*	-0,40
<i>Cryptophyta</i>	0,21	-0,05	0,14	0,03	0,19	0,02	0,21	-0,49**	-0,51
<i>Dinophyta</i>	0,44***	-0,14	0,20	-0,08	-0,14	-0,09	-0,52**	-0,28	-0,87***
<i>Xantophyta</i>	0,22	-0,10	-0,07	0,01	0,34**	0,20	-0,09	-0,13	-0,40
<i>Chrysophyta</i>	0,12	-0,28*	-0,33**	-0,39**	0,27*	0,22	0,35	-0,19	-0,06

Примечание: Цветом выделены значимые коэффициенты корреляции: * < 0,05; ** < 0,01; *** < 0,001

Значительной связи развития синезеленых водорослей с факторами среды не обнаружено, имеется лишь слабая отрицательная корреляция с минерализацией воды.

Получена отрицательная связь числа видов эвгленовых водорослей с общей минерализацией ($r = -0,49$, $p < 0,001$), содержанием кислорода ($r = -0,48$, $p < 0,001$), нитратного азота ($r = -0,36$, $p < 0,05$) и pH ($r = -0,32$, $p < 0,01$) и положительная, хотя и слабая зависимость от температуры воды ($r = 0,35$, $p < 0,01$) (таблица 6.1). Снижение доли эвгленовых водорослей в структуре фитопланктона рек, загрязненных минеральными формами азота отмечал А.Г. Охупкин (1997).

По нашим данным видовое богатство криптофитовых водорослей отрицательно коррелирует с содержанием нитратного азота ($r = -0,49$, $p < 0,01$), а желто-зеленых положительно – с мутностью ($r = 0,34$, $p < 0,01$). Отмечена отрицательная зависимость числа видов динофитовых водорослей от содержания аммонийного ($r = -0,52$, $p < 0,01$) и общего ($r = -0,87$, $p < 0,001$) азота, и положительная связь с температурой воды ($r = 0,44$, $p < 0,001$). Это согласуется с наблюдениями других исследователей, анализировавших зависимость числа видов динофитовых от температуры и содержания органических веществ (Factors..., 2003). Chrysophyta имеют достоверную, хотя и слабую связь с мутностью ($r = 0,27$, $p < 0,05$) и отрицательную с минерализацией, рН и содержанием кислорода (таблица 6.1). Общее число видов фитопланктона положительно коррелирует с температурой воды, мутностью, цветностью и аммонийным азотом, и отрицательно – с содержанием кислорода, нитратного азота и минерализацией (таблица 6.1).

Достоверной зависимости между содержанием общего и минерального фосфора и видовым богатством фитопланктона установить не удалось. В большинстве случаев найденные коэффициенты корреляции структурных показателей фитопланктона с факторами среды достаточно низкие, что считается характерным для лотических экосистем (Охапкин, 1997).

Для определения связи между несколькими факторами среды и видовым богатством был проведен множественный линейный регрессионный анализ.

Зависимость видового богатства фитопланктона (N) от факторов среды может определяться по следующим уравнениям 6.1 – 6.7.

$$N_{\text{общее}} = 2,06 - 1,02 \times O_2 + 0,29 \times \text{Мутность} - 0,82 \times NO_3 + 0,27 \times \text{Цветность}, \quad (6.1)$$

$$(R^2=0,71, F=16,6, p < 0,0001).$$

$$N_{\text{Bacillariophyta}} = 1,29 + 0,41 \times \text{Мутность} + 0,35 \times \text{Цветность} - 0,95 \times O_2, \quad (6.2)$$

$$(R^2=0,46, F=17,1, p < 0,0001).$$

$$N_{\text{Chlorophyta}} = 1,57 - 0,82 \times O_2 - 1,24 \times NO_3 + 0,22 \times \text{Мутность} + 0,21 \times \text{Цветность}, \quad (6.3)$$

$$(R^2=0,64, F=12, p < 0,0001).$$

$$N_{\text{Euglenophyta}} = 4,62 - 2,00 \times O_2 - 1,08 \times NO_3 - 0,92 \times \Sigma \text{ионов}, \quad (6.4)$$

($R^2=0,52$, $F=10,3$, $p < 0,001$).

$$N \text{ Cryptophyta} = 0,36 - 0,83 \times NO_3 + 0,2 \times \text{Мутность}, \quad (6.5)$$

($R^2=0,46$, $F=12,1$, $p < 0,001$).

$$N \text{ Dinophyta} = 0,41 \times T^\circ - 1,59 \times NH_3, \quad (R^2=0,45, F=12, p < 0,001). \quad (6.6)$$

$$N \text{ Chrysophyta} = 9,41 - 6,94 \times pH - 1,1 \times \Sigma \text{ионов} + 0,27 \times \text{Мутность}, \quad (6.7)$$

($R^2=0,29$, $F=8,4$, $p < 0,0001$).

Для каждого отдела водорослей были составлены уравнения зависимости числа видов от факторов среды и оценено соответствие модели реальным данным (рисунок 6.1 А – Ж). Выведенные уравнения регрессии (6.1 – 6.7) описывают от 29 до 71% закономерности распределения видового богатства фитопланктона в зависимости от факторов среды. Наибольшая связь с факторами среды отмечена для видового богатства всего фитопланктона и зеленых водорослей ($R^2=0,71$ и $R^2=0,64$ соответственно). На зарегулированных участках реки наблюдается отклонение фактического числа видов диатомовых от модели в сторону занижения, что подтверждает негативное влияние изменения гидродинамического режима реки на видовое богатство фитопланктона (Охапкин, 1997; Состояние..., 2004).

Анализ остатков регрессии для числа видов криптофитовых (уравнение 6.5) показал наличие зависимости остатков (Durbin-Watson $d=2,68$, Serial.corr. = $-0,34$), что может указывать на недостаточную устойчивость некоторых коэффициентов регрессии и невысокое соответствие модели наблюдаемым явлениям (Халафян, 2007). В уравнение множественной регрессии для числа видов динофитовых (уравнение 6.6) параметр Нобщ. не входит, т.к. содержание общего азота коррелирует с содержанием минерального азота. Модель, отдельно рассчитанная на основе общего азота, отличалась меньшей устойчивостью коэффициентов и некоторым отклонением остатков регрессии от нормального распределения. Построить модель для описания зависимости числа видов синезеленых водорослей не удалось, в виду недостаточно сильной связи с рассмотренными факторами среды, что может быть связано с менее благоприятными гидродинамическими условиями для развития синезеленых водорослей в реках. Также не выявлена

адекватная модель, описывающая распределение числа желто-зеленых водорослей, т.к. число их видов крайне мало, и на многих станциях они отсутствовали.

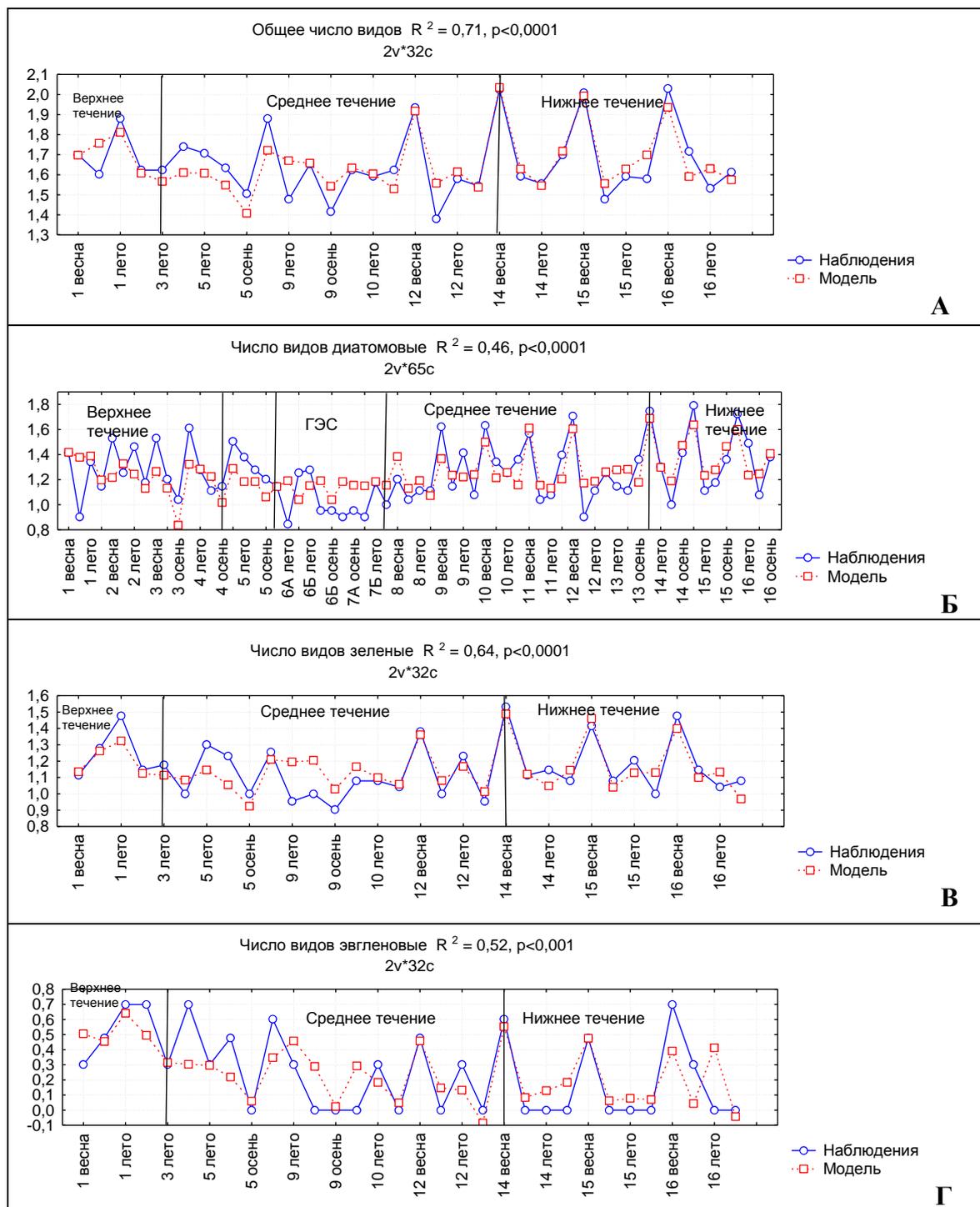


Рисунок 6.1 А – Г – Соответствие модели распределения числа видов фактическим данным

Примечания. А – общее число видов, Б – диатомовые, В – зеленые, Г – эвгленовые. По оси ординат – \log_{10} Числа видов

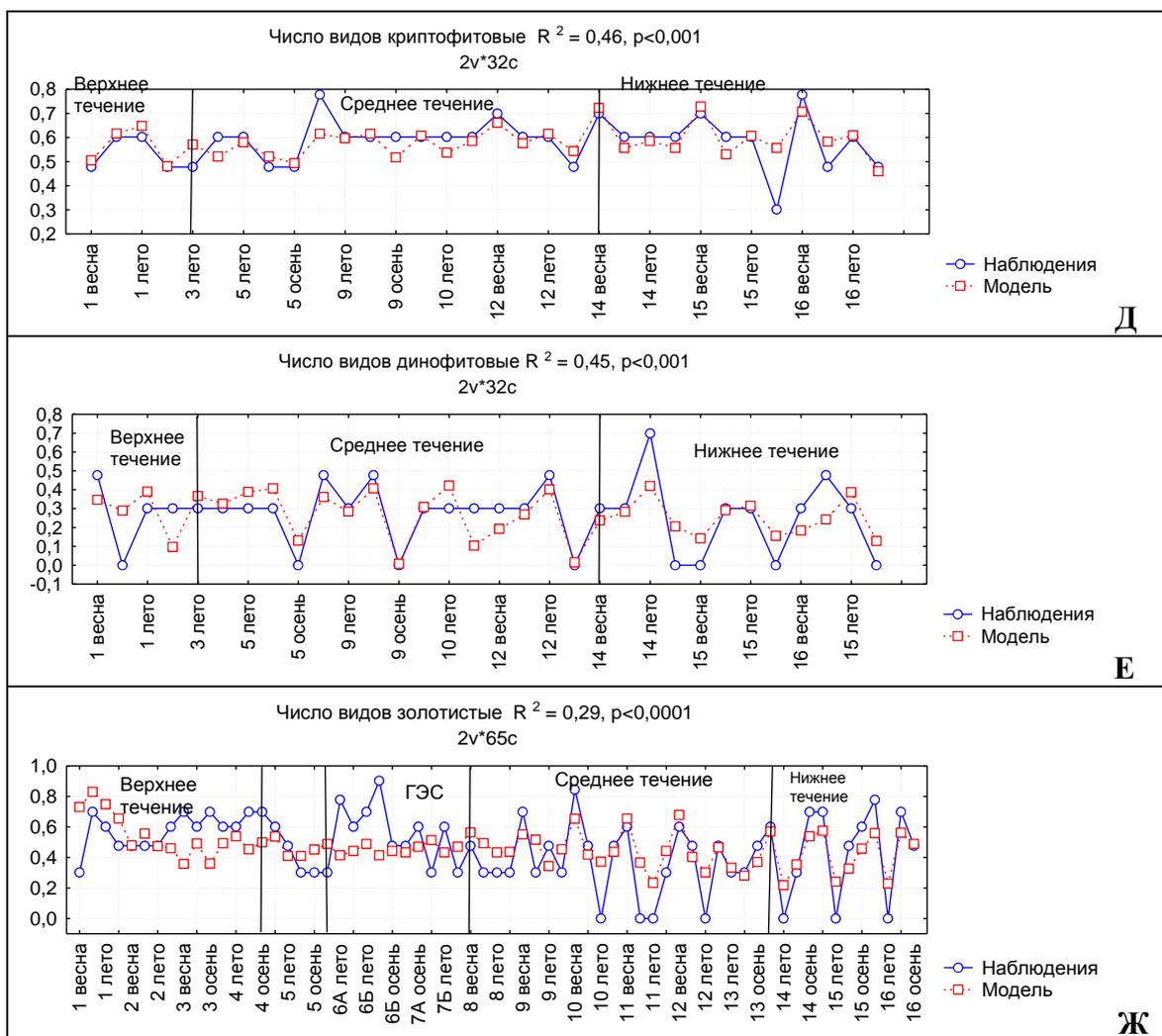


Рисунок 6.1 Д – Ж – Соответствие модели распределения числа видов фактическим данным

Примечания. Д – криптофитовые, Е – динофитовые, Ж – золотистые. По оси ординат – \log_{10} Числа видов

Факторы, определяющие биомассу фитопланктона.

Биомасса фитопланктона за период наблюдений на изученных участках варьировала от 0,02 до 2,42 мг/л. Установление связи с основными факторами, определяющими биомассу фитопланктона, проводилось методом корреляционного анализа. В таблице 6.2 представлены коэффициенты корреляции для переменных, участвующих в анализе.

Отмечается отрицательная связь общей биомассы фитопланктона с содержанием кислорода ($r = -0,43, p < 0,001$), нитратного азота ($r = -0,41, p < 0,05$) и общей минерализацией ($r = -0,38, p < 0,01$), а также положительная корреляция с температурой воды ($r = 0,25, p < 0,05$).

Снижение содержания кислорода при увеличении биомассы может происходить при затратах

Таблица 6.2 – Коэффициенты корреляции абиотических параметров, биомассы фитопланктона (В) и некоторых индексов

Параметр В	Т°	О ₂ мг/л	рН	Сумма ионов	Мутность	Цветность	БПК ₅	NO ₂	NO ₃	PO ₄
Общая	0,25*	-0,43***	-0,05	-0,38**	0,05	0,06	-0,22	0,16	-0,41*	0,11
<i>Bacillariophyta</i>	0,29*	-0,40**	0,11	-0,32*	0,31*	0,31*	-0,29*	-0,01	-0,31	0,04
<i>Chlorophyta</i>	0,25*	-0,35**	0,06	-0,12	-0,01	-0,06	0,17	0,17	-0,23	-0,08
<i>Cyanophyta</i>	0,00	-0,23	-0,18	-0,26*	-0,19	-0,15	-0,21	-0,09	-0,27	0,09
<i>Euglenophyta</i>	-0,02	-0,28*	-0,37**	-0,50***	-0,27*	0,07	-0,39**	-0,05	-0,32	0,02
<i>Cryptophyta</i>	-0,03	-0,02	-0,09	-0,09	-0,09	-0,15	0,02	0,68***	-0,32	0,39*
<i>Dinophyta</i>	0,23	-0,18	-0,07	-0,11	-0,17	-0,15	-0,02	-0,13	-0,21	-0,06
<i>Xantophyta</i>	0,16	0,04	0,11	0,12	0,18	0,11	0,08	-0,07	-0,17	-0,02
<i>Chryso- phyta</i>	0,19	-0,24*	0,02	-0,13	0,21	0,23	-0,17	0,16	-0,15	0,02
Индекс Шеннона	0,16	-0,23	0,00	-0,15	0,07	0,30*	-0,27	-0,45*	0,03	0,00
Индекс сапробности	-0,07	0,20	0,14	0,51***	0,25*	-0,09	0,55***	0,24	0,03	0,46**

Примечание: Цветом выделены значимые коэффициенты корреляции: * < 0,05; ** < 0,01; *** < 0,001

кислорода на дыхание водорослей и при повышении температуры. Прямую зависимость биомассы фитопланктона от температуры отмечали ряд исследователей (Николаев, 1971; Трифонова, 1990; Судницына, 2003; Корнева, 2009 и др.). Отрицательная связь биомассы с содержанием нитратного азота также может быть связана с его поглощением при массовом развитии водорослей.

Отрицательная зависимость наблюдается для биомассы диатомовых с содержанием кислорода, минерализацией и БПК₅, а с температурой, мутностью и цветностью – положительная (таблица 6.2). Диатомовые водоросли считаются надежными индикаторами степени минерализации (Давыдова, 1985). Однако в р. Великой преобладают олигогалобы-индифференты, и хотя отмечается тенденция увеличения числа мезогалобов вниз по течению, их доля в биомассе

остается незначительной. Вероятно, этим обусловлена отрицательная корреляция биомассы диатомовых с минерализацией воды. По отношению к содержанию органических веществ в воде среди диатомовых преобладают β - и α - β , β - α -мезосапробы, вклад α , α - β -сапробов в биомассу, как правило, несущественный, с чем связана отрицательная зависимость биомассы диатомовых с БПК₅. Большинство диатомовых являются тенелюбивыми водорослями и достигают бóльшего развития в водах с повышенной цветностью и мутностью (Гусева, 1952), с чем связана положительная корреляция их биомассы с данными параметрами.

Биомасса зеленых водорослей зависит положительно от температуры ($r = 0,25$, $p < 0,05$) и отрицательно от содержания кислорода ($r = -0,35$, $p < 0,01$). Как отмечают авторы большинство зеленых водорослей можно отнести к теплолюбивым организмам, развитие которых увеличивается с повышением температуры (Величко, 1982; Судницына, 2003).

Получена отрицательная зависимость биомассы эвгленовых водорослей с содержанием кислорода ($r = -0,28$, $p < 0,05$), рН ($r = -0,37$, $p < 0,01$), минерализацией ($r = -0,50$, $p < 0,001$), мутностью ($r = -0,27$, $p < 0,05$) и БПК₅ ($r = -0,39$, $p < 0,01$) (таблица 6.2).

Биомасса криптофитовых положительно связана с содержанием нитритов ($r = 0,68$, $p < 0,001$) и фосфатов ($r = 0,39$, $p < 0,05$). Большинство криптофитовых являются α -, или α - β -мезосапробами и их доминирование на отдельных станциях согласуется с увеличением содержания биогенных элементов.

Для биомассы синезеленых, динофитовых, желто-зеленых и золотистых водорослей четкой зависимости от факторов среды не выявлено, что, вероятно, связано с бóльшим влиянием гидрологических условий (таблица 6.2).

Индекс разнообразия Шеннона положительно коррелировал с цветностью ($r = 0,30$, $p < 0,05$), т.к. при повышении цветности увеличивалось число видов диатомовых и зеленых водорослей, а также происходило увеличение биомассы основного доминирующего отдела – диатомовых. С содержанием нитритного азота индекс Шеннона связан отрицательно ($r = -0,45$, $p < 0,05$).

Величина индекса сапробности положительно связана с общей минерализацией ($r = 0,51$, $p < 0,001$), мутностью ($r = 0,25$, $p < 0,05$), БПК₅ ($r = 0,55$, $p < 0,001$) и содержанием минерального фосфора ($r = 0,46$, $p < 0,01$). Это может указывать на соответствие рассчитанной оценки сапробности по индикаторным организмам и содержания органических и биогенных веществ в водотоке. Также отмечена отрицательная связь индекса сапробности и индекса разнообразия Шеннона ($r = -0,33$, $p < 0,05$), что может отражать негативное влияние на видовое разнообразие повышения сапробности вод.

Для определения зависимости биомассы фитопланктона (В) от факторов среды были составлены уравнения множественной регрессии 6.8 – 6.13. Диаграммы соответствия рассчитанных моделей фактическим данным представлены на рисунке 6.2.

$$V_{\text{общая}} = 1,67 - 1,13 \times O_2 - 0,86 \times NO_3, (R^2=0,41, F=6,5, p < 0,01). \quad (6.8)$$

$$V_{\text{Bacillariophyta}} = 1,28 - 0,58 \times \Sigma \text{ионов} + 0,15 \times \text{Мутность}, \quad (6.9)$$

$(R^2=0,23, F=9,1, p < 0,001).$

$$V_{\text{Chlorophyta}} = 0,2 - 0,26 \times O_2 + 0,18 \times \text{БПК}_5, (R^2=0,20, F=7,8, p < 0,001). \quad (6.10)$$

$$V_{\text{Euglenophyta}} = 0,41 - 0,1 \times \Sigma \text{ионов} - 0,04 \times \text{Мутность} - 0,09 \times O_2, \quad (6.11)$$

$(R^2=0,38, F=12,5, p < 0,0001).$

$$V_{\text{Cryptophyta}} = 0,03 + 8,21 \times NO_2, (R^2=0,40, F=20,3, p < 0,0001). \quad (6.12)$$

$$V_{\text{Dinophyta}} = 0,69 \times T^\circ - 0,26 \times \text{Мутность}, (R^2=0,39, F=19,5, p < 0,0001) \quad (6.13)$$

Зависимость биомассы фитопланктона от факторов среды описывается уравнениями регрессии несколько хуже, чем распределение видового богатства. Вероятно, это объясняется значительным воздействием на биомассу не только физико-химических факторов, но и гидрологических и биотических факторов (выедание зоопланктоном и др.) (Фролова, 2004). Наибольшие положительные отклонения общей биомассы от рассчитанной модели (уравнение 6.8) отмечены в верхнем течении и в устьевом участке, на что влияет участие лимнопланктона и замедление течения в верхнем и нижнем течении (рисунок 6.2 А). Развитие зеленых водорослей также превосходит рассчитанный уровень на станциях верхнего и нижнего течения. В уравне-

ние зависимости биомассы диатомовых (уравнение 6.9) аналогично параметру мутности может быть включен параметр цветности.

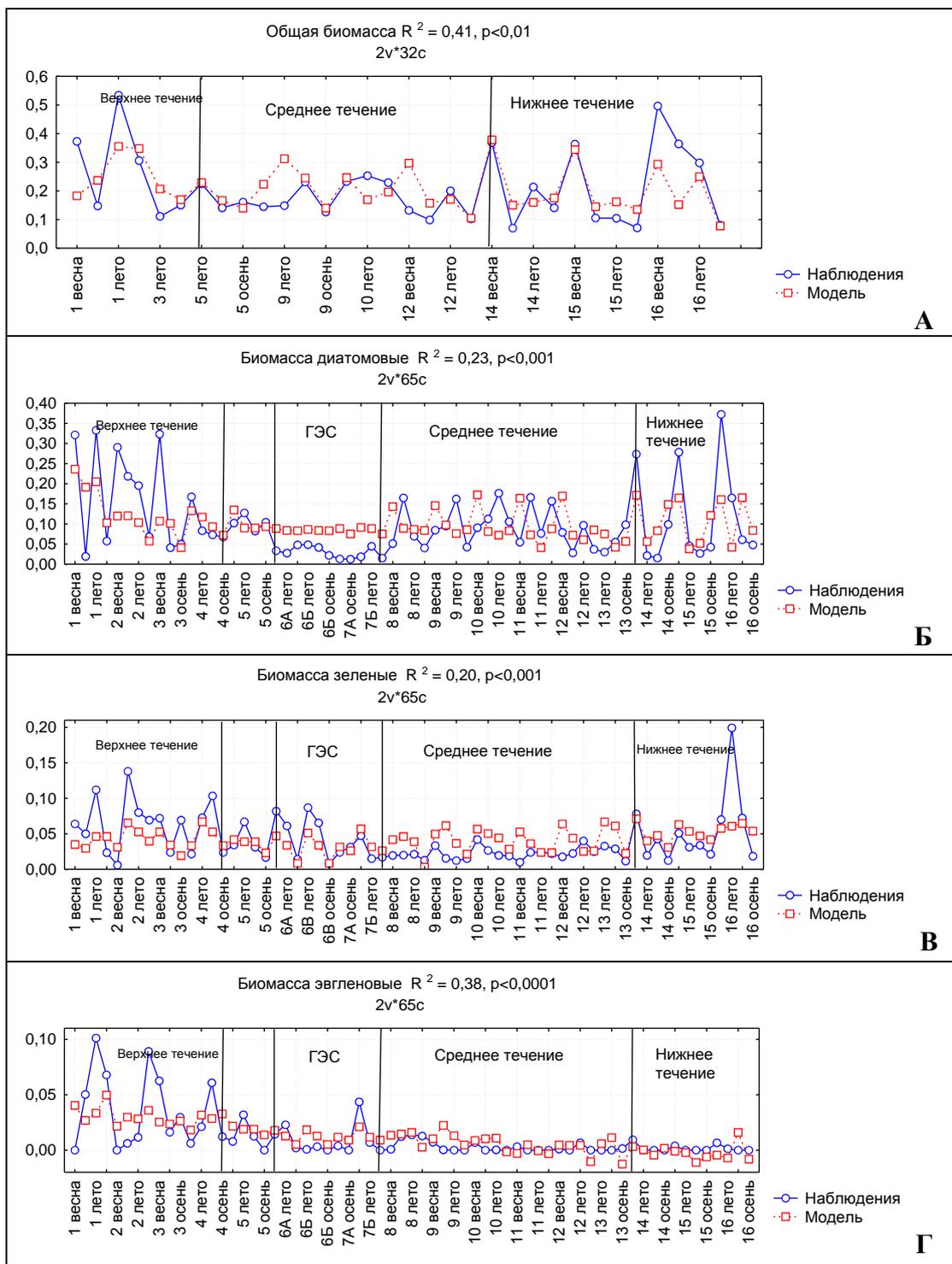


Рисунок 6.2 А – Г – Соответствие модели распределения биомассы фактическим данным

Примечания. А – общая биомасса фитопланктона, Б – диатомовые, В – зеленые, Г – эвгленовые. По оси ординат – \log_{10} Биомассы

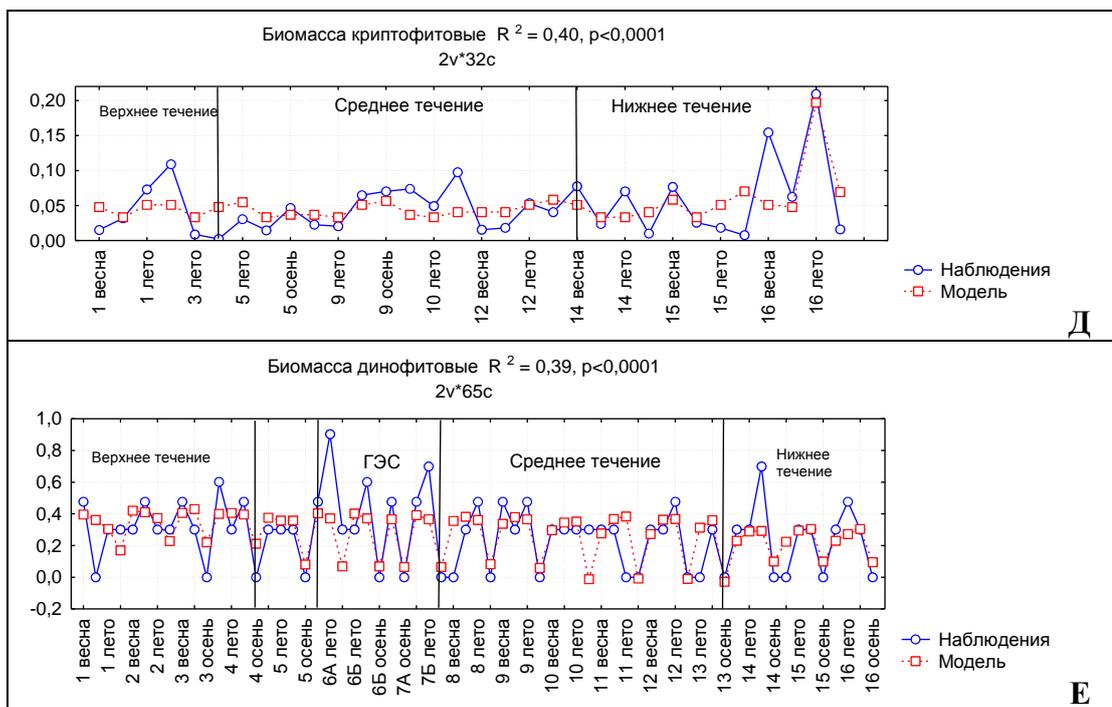


Рисунок 6.2 Д, Е – Соответствие модели распределения биомассы фактическим данным

Примечания. Д – криптофитовые, Е – динофитовые. По оси ординат – \log_{10} Биомассы

Положительные отклонения биомассы эвгленовых водорослей от рассчитанной модели (уравнение 6.11) наблюдаются, в основном, в верхье реки, где в озерных участках течение замедляется и создает более благоприятные условия для их развития (рисунок 6.2 Г). Вывести уравнение множественной регрессии, описывающее взаимосвязь биомассы синезеленых водорослей с факторами среды, не удалось. Единственная достоверная связь отмечена с минерализацией воды ($R^2=0,07, F=5, p < 0,05$). Вероятно, доминирующими факторами, определяющими развитие синезеленых водорослей в реке являются не химизм воды, а особенности течения и перемешивания вод (Приймаченко, 1959;1961; Охупкин, 1997). Их наибольшая биомасса отмечена в верхнем течении при прохождении реки через озера. Для золотистых водорослей также составить уравнение линейной множественной регрессии не удалось.

Кластерный анализ на основе комплекса гидрохимических параметров, структуры и биомассы фитопланктона, а также индексов разнообразия и сапробности показал закономерное распределение фитопланктона по течению реки и наибольшее сходство близкорасположенных участков (рисунок 6.3). Подобное распределение вслед за градиентом факторов может служить в пользу теории речного континуума. Однако постоянно присутствуют единичные отклонения

биомассы потамофитопланктона, что отражается на уменьшении степени сходства некоторых участков. В нижнем течении сходство станций в основном определяется их географической близостью, но иногда устьевой участок имеет большие отличия, обусловленные замедлением течения и влиянием городских стоков.

Таким образом, кроме скорости течения основными факторами, влияющими на видовую структуру фитопланктона, являются мутность, цветность, содержание кислорода, нитратного и аммонийного азота, минерализация, температура и pH. Наибольшая связь с факторами среды отмечена для видового богатства всего фитопланктона и зеленых водорослей ($R^2=0,71$ и $R^2=0,64$ соответственно). Биомасса фитопланктона связана с содержанием кислорода, нитратного и нитритного азота, легко-окисляемых органических веществ, минерализацией, мутностью и температурой. Зависимость биомассы фитопланктона от факторов среды описывается уравнениями регрессии несколько хуже, чем распределение видового богатства, что объясняется значительным воздействием на биомассу не только физико-химических факторов, но и гидрологических и биотических факторов. Как правило, положительные отклонения биомассы фитопланктона от рассчитанной модели отмечены у истока и в устье реки, в связи с влиянием лимнопланктона и замедлением течения. Из-за доминирующего воздействия на фитопланктон гидродинамики вод достоверной зависимости между структурными показателями фитопланктона и содержанием общего и минерального фосфора установить не удалось. В большинстве случаев полученные коэффициенты корреляции достаточно низкие, что считается характерной чертой лотических экосистем. Кластерный анализ на основе комплекса гидрохимических параметров, структуры и биомассы фитопланктона, а также индексов разнообразия и сапробности показал закономерное распределение фитопланктона по течению реки и наибольшее сходство близкорасположенных участков. Зарегулирование речного стока и антропогенное загрязнение можно отнести к основным причинам нарушения естественного распределения планктонных сообществ (речного континуума).

ГЛАВА 7. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ И КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕКИ ВЕЛИКОЙ ПО ФИТОПЛАНКТОНУ

Водоросли планктона играют важную роль в биологическом анализе воды и биоиндикации таких процессов как загрязнение и эвтрофирование водоемов. Преимущество биоиндикации при изучении экологического состояния водных объектов заключается в том, что она выявляет последствия уже состоявшегося загрязнения. Водная Рамочная Директива, принятая европейским сообществом (Directive..., 2000), предусматривает использование как химических, так и биологических методов оценки качества воды и состояния водных экосистем, причем биологические методы считаются приоритетными. В качестве биоиндикаторов используются все трофические звенья водных экосистем, но фитопланктон является одним из наиболее приоритетных сообществ, т.к. является основным показателем автотрофной продукции водных экосистем и их трофического статуса.

Из 511 таксонов водорослей, найденных в р. Великой, 278 (54 %) являются индикаторами загрязнения воды органическими веществами по системе Пантле и Букк в модификации Сладечека (Sládeček, 1973) и 107 видов (21 %) – по системе Ватанабе (Watanabe et al., 1986, 1988). Надо отметить, что для некоторых видов в разных источниках приводится разная сапробиологическая характеристика, что может указывать на их более широкую экологическую валентность. На исследованных станциях, как правило, более половины видов являются индикаторами сапробности воды. Анализ сапробности вод показал, что на всех исследованных участках реки доминируют β -мезосапробы: от 23 до 68 видов на станции, что составляет 39 – 53 % (таблица 7.1). Среди них преобладают *Melosira varians*, *Aulacoseira granulata*, *Ulnaria ulna*, *Amphora ovalis*, *Encyonema prostratum*, *Encyonema ventricosum*, *Gomphonema olivaceum*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Planothidium lanceolatum*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Navicula radiosa* – из диатомовых, *Pediastrum tetras*, *Tetraedron minimum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Hyaloraphidium contortum*, *Coelastrum microporum* и *Scenedesmus quadricauda* – из зеленых, а также представитель эвгленовых *Trachelomonas volvocina* и *Planktothrix agardhii* из синезеленых.

Индикаторы промежуточной зоны загрязнения (α - β -мезосапробы и β - α -мезосапробы) занимают в планктонном сообществе второе место по значению и особенно разнообразны в верхнем течении у истока реки из оз. Большой Вяз – 24,2 %, и оз. Верято – 26,1 % и на участке выше Шильской ГЭС – 26,4 %. Среди них более часто встречались виды из родов *Chroococcus*, *Fragilaria*, *Cyclostephanos dubius*, *Aulacoseira ambigua*, *Asterionella formosa*, *Achnanthydium minutissimum*, *Cocconeis placentula*, *Oocystis borgei*, *Cryptomonas marssonii*, *Chrysococcus rufescens* и др.

Число показателей чистых вод (α -, α - α -сапробов и α -сапробов) невысокое (1,5 – 13,8 %), наибольшие значения этих показателей отмечены в верхнем течении у турбазы Алоль (ст. 4), а также в среднем течении у д. Барабаны (ст. 9) и д. Селихново (ст. 10). Среди индикаторов чистых вод на изученных участках распространены *Chroococcus minutus*, *Discostella stelligera*, *Fragilariforma virescens*, *Meridion circulare*, *Diatoma hyemalis*, *Gomphonema truncatum*, *Cymbella tumida*, *Cosmarium reniforme*, *Dinobryon sociale* и др.

В районе д. Юшково (ст. 2), у турбазы Алоль (ст. 4), у д. Селихново (ст. 10) и д. Крюки (ст. 11) отмечено наибольшее количество β - α -мезосапробов и α - β -мезосапробов (10,6 – 12,3 %). Также на всех станциях встречаются α - α -мезосапробы, число которых было большим у д. Крюки (7,7 %).

Доля индикаторов высокого загрязнения вод (α - и α - α -сапробы) варьирует на разных станциях от 7,4 до 15,4 % . Надо отметить, что α - α -сапробы встречаются только на 4-х исследованных участках реки: у д. Вяз (ст. 1), г. Опочка (ст. 8), д. Барабаны (ст. 9), д. Селихново (ст. 10). В г. Опочка и д. Селихново расположены несколько молокозаводов, стоки которых оказывают определенное антропогенное воздействие на воды реки. Максимальное число α - и α - α -сапробов отмечено в районе д. Крюки (15,4 %) и д. Барабаны (14,3 %), расположенных ниже загрязняемых станций 8 и 10, на станциях ниже по течению их доля снижается. К наиболее типичным в р. Великой α - и α - α -сапробам относятся *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus*

hantzschii, *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia acicularis*, *Chlorella vulgaris*, *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas ovata* и *Euglena viridis*.

Соотношение индикаторов загрязнения вод по Ватанабе (Watanabe et al., 1986, 1988) согласуется с данными сапробиологического анализа по Пантле и Букк. Так, сапроксены, предпочитающие чистые воды, более разнообразны, чем сапрофилы – индикаторы повышенного загрязнения. Количество сапроксовен меняется от 16,7 (Максютинская ГЭС) до 34,4 % (Шильская ГЭС), сапрофилов – от 4,3 (Шильская ГЭС) до 16,1 % (д. Вяз). На всех участках реки доминируют эврисапробы (54,3 – 77,8 %).

По соотношению сапробионтов р. Великую можно отнести к категории умеренно загрязненных. Индикаторы чистых вод занимают третье место среди сапробионтов, что может свидетельствовать об интенсивных процессах самоочищения, происходящих в реке. Однако преобладание β-мезосапробов, наличие индикаторов загрязненных вод, а также видов с широкой экологической валентностью, способных существовать как в чистых, так и в загрязненных водах, указывает на загрязнение реки органическими веществами.

Распределение индексов сапробности по течению реки в разные сезоны представлено на рисунке 7.1. Весной 2011 г. наибольшие значения отмечены в устьевом участке (2,14), наименьшие – на станциях в верхнем и среднем течении реки (ст. 1 – 1,84; ст. 5 – 1,83). В среднем течении в районе станций 8, 11 и 12 довольно высокие значения индекса указывают на антропогенное загрязнение (рисунок 7.1). В районе ст. 8 находился молочный завод, стоки с которого поступали в реку, а также негативное воздействие оказывали канализационные сбросы г.Опочка (План управления..., 2006). Однако, уменьшение индексов сапробности на станции ниже г. Опочка (ст. 9), демонстрирует способность экосистемы реки к самоочищению. Повышение индекса на ст. 11 (д. Крюки) связано с поступлением бытовых стоков д. Крюки, и влиянием притока – р. Синяя, отличающейся V классом качества воды (по ИЗВ) (рисунок 7.2).

Таблица 7.1 – Число видов-индикаторов сапробности в фитопланктоне разных участков р. Великой

Индикаторы Станция	По Пантле и Букк											По Ватанабе					
	х	х-о, о-х	х-β	о	о-β, β-о	о-α	β	β-α, α-β	α	α-р	Всего индикаторов на станции	% от числа видов	es	sp	sx	Всего индикаторов на станции	% от числа видов Bacillariophyta
1	1	1		7	22	5	39	4	11	1	91	58,7	17	5	9	31	55,4
2	1	1		7	19	2	35	9	8		82	64,6	20	4	9	33	58,9
3	2			5	18	1	34	5	4		69	61,6	20	2	7	29	63,0
4	2	1	1	10	22	4	37	10	7		94	63,1	25	4	8	37	60,7
5	1	1	1	5	15	1	39	6	6		75	63,0	19	5	11	35	59,3
6А				2	14	2	33	5	7		63	63,6	14	1	3	18	51,4
6Б		1		6	15	2	30	3	6		63	64,3	13	3	5	21	61,8
7А	1			3	14	1	25	4	5		53	63,1	13	1	7	21	60,0
7Б	1	2		2	12	1	31	5	5		59	66,3	14	1	8	23	63,9
8	2	3	1	6	20	4	51	7	8	1	103	69,1	29	3	9	41	62,1
9	3	2	1	5	12	2	34	7	10	1	77	58,8	22	4	13	39	61,9
10	3	3	1	8	25	1	47	12	10	1	111	67,7	32	6	16	54	65,9
11	1				10	5	31	8	10		65	60,7	18	4	10	32	59,3
12	2	1		6	13	4	37	8	7		78	61,9	25	4	8	37	57,8
13				1	10	1	23	4	6		45	59,2	11	1	5	17	47,2
14	3	1	1	8	18	3	48	9	10		101	62,7	32	5	13	50	63,3
15	2	2	1	8	28	6	68	14	12		141	63,5	39	6	15	60	60,0
16	3	1	2	5	17	5	54	10	11		108	60,3	35	7	10	52	57,1
Число индикаторов	7	7	3	31	58	14	114	26	17	1	278	54,4	71	8	28	107	50,5

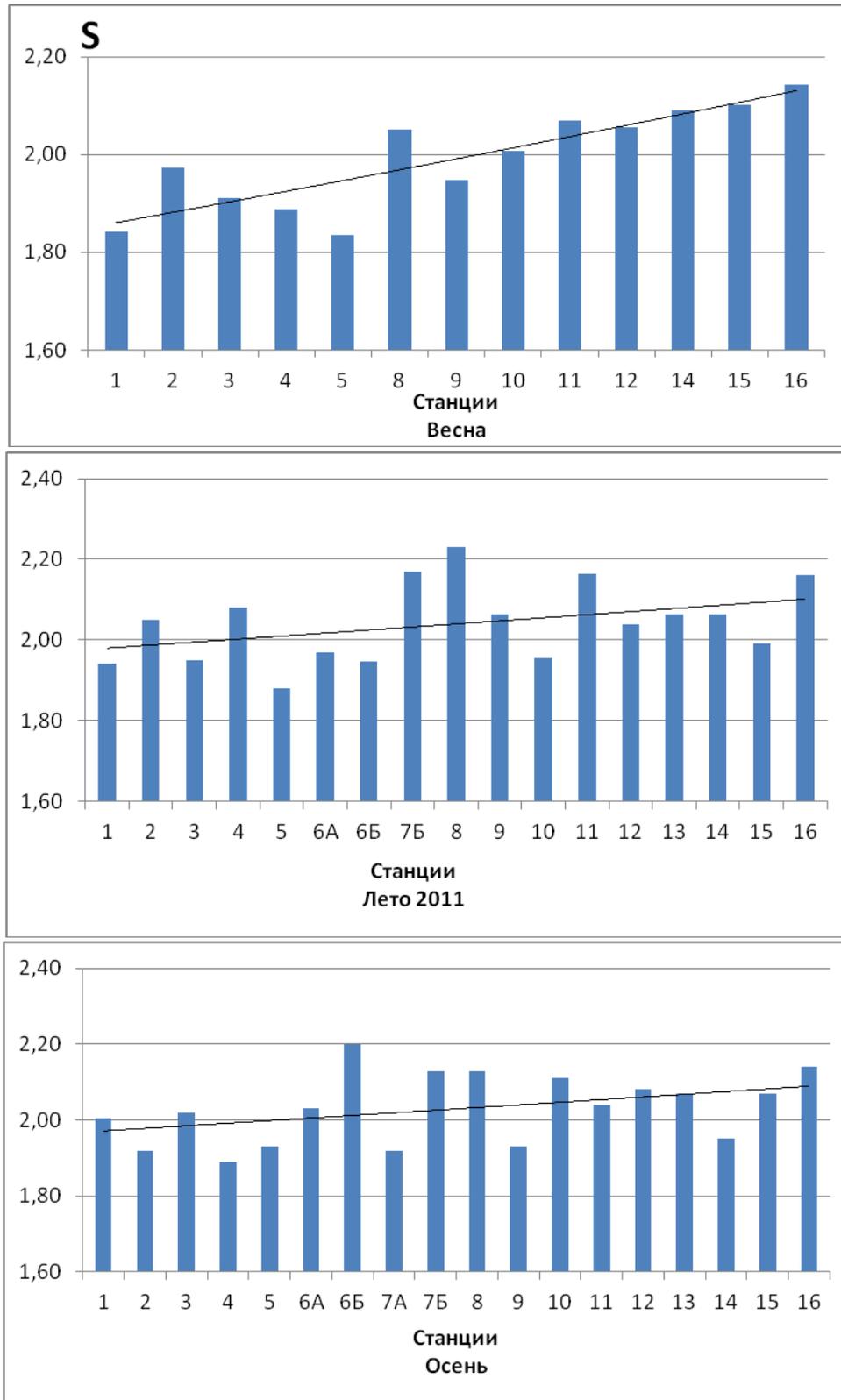


Рисунок 7.1 – Распределение индекса сапробности (S) на станциях по течению реки в разные сезоны (2011 г.)

Согласно значениям индексов сапробности наибольшее антропогенное влияние испытывают три станции в нижнем течении реки у г. Пскова, что также может объясняться сбросом бытовых стоков (таблица 2.4 Приложения Б) и влиянием загрязняемых притоков (р. Череха, р. Пскова) (рисунок 7.3). Увеличение индексов сапробности вниз по течению реки в целом согласуется с анализом содержания биогенных элементов (Насер, Урусова, 2014).

Сравнение индекса сапробности за два летних периода 2011 и 2012 гг. показало, что он изменялся в оба года в одинаковых пределах от 1,8 до 2,2, но распределение по течению реки несколько отличалось (рисунок 7.3). В 2011 г. в верхнем течении увеличение индекса на ст.2 и ст.4 соответствовало интенсивному развитию водорослей в озерах, через которые проходит река, и увеличению биомассы на этих станциях.



Рисунок 7.2 – Качество вод в некоторых реках Псковской области (2004г.) (План управления..., 2006)

В 2012 г. индекс сапробности на большинстве станций верхнего течения был ниже (рисунок 7.3). При довольно высокой биомассе на ст. 1 у истока реки (2,4 мг/л), ин-

декс сапробности небольшой – 1,92. Это объясняется тем, что на данной станции по частоте встречаемости преобладали индикаторы β - и β -о-мезотрофных условий (*Microcystis aeruginosa*, *Aulacoseira ambigua*).

В 2012 г. на зарегулированном участке в районе Максютинской ГЭС (ст. 5 и 6А, Б) индекс сапробности повышался в отличие от предыдущего года в результате преобладания *Chroomonas acuta* и мелкоклеточных зеленых водорослей. Как правило, более высокий индекс сапробности был отмечен на участке выше плотины, в водохранилище, ниже плотины сапробность немного уменьшалась. На ст. 7Б, расположенной ниже Шильской ГЭС, в 2011 г. индекс сапробности составлял 2,17, в основном за счет развития эвгленовых (*Phacus acuminatus*, *P. pyriformis*). В 2012 г. он был ниже – 2,09. Наибольшее значение индекса сапробности в среднем течении отмечено в 2011 г. на ст. 8 – 2,23, что объясняется антропогенным влиянием. Здесь также отмечены эвгленовые водоросли (*Euglena viridis*, *Phacus curvicauda*), способные к миксотрофному питанию и указывающие на увеличение эвтрофирования водоема.

В 2012 г. сапробность на данной станции была ниже – 2,03, что может быть связано с закрытием молочного комбината и некоторым уменьшением поступления органического вещества. На ст. 10, индекс сапробности увеличивался в 2012 г. до 2,1 за счет развития *Phormidium autumnale* (β - α), *Cryptomonas erosa* (α), *Chroomonas acuta* (α - β) и наличия меньшего числа индикаторов олиготрофных и мезотрофных условий. Здесь на качество воды реки продолжает оказывать влияние молочный комбинат. На ст. 11 индекс сапробности достигал 2,15, что, как и в предыдущий сезон, объяснялось влиянием поселений и впадающих притоков. В 2011 г. на станции выше г. Пскова индекс составлял 2,07, немного снижаясь в пределах города до 1,99 и увеличиваясь в устьевом участке до 2,16. В 2012 г. индекс сапробности напротив увеличивался в пределах города до 2,14 и в устьевом участке – 2,12.

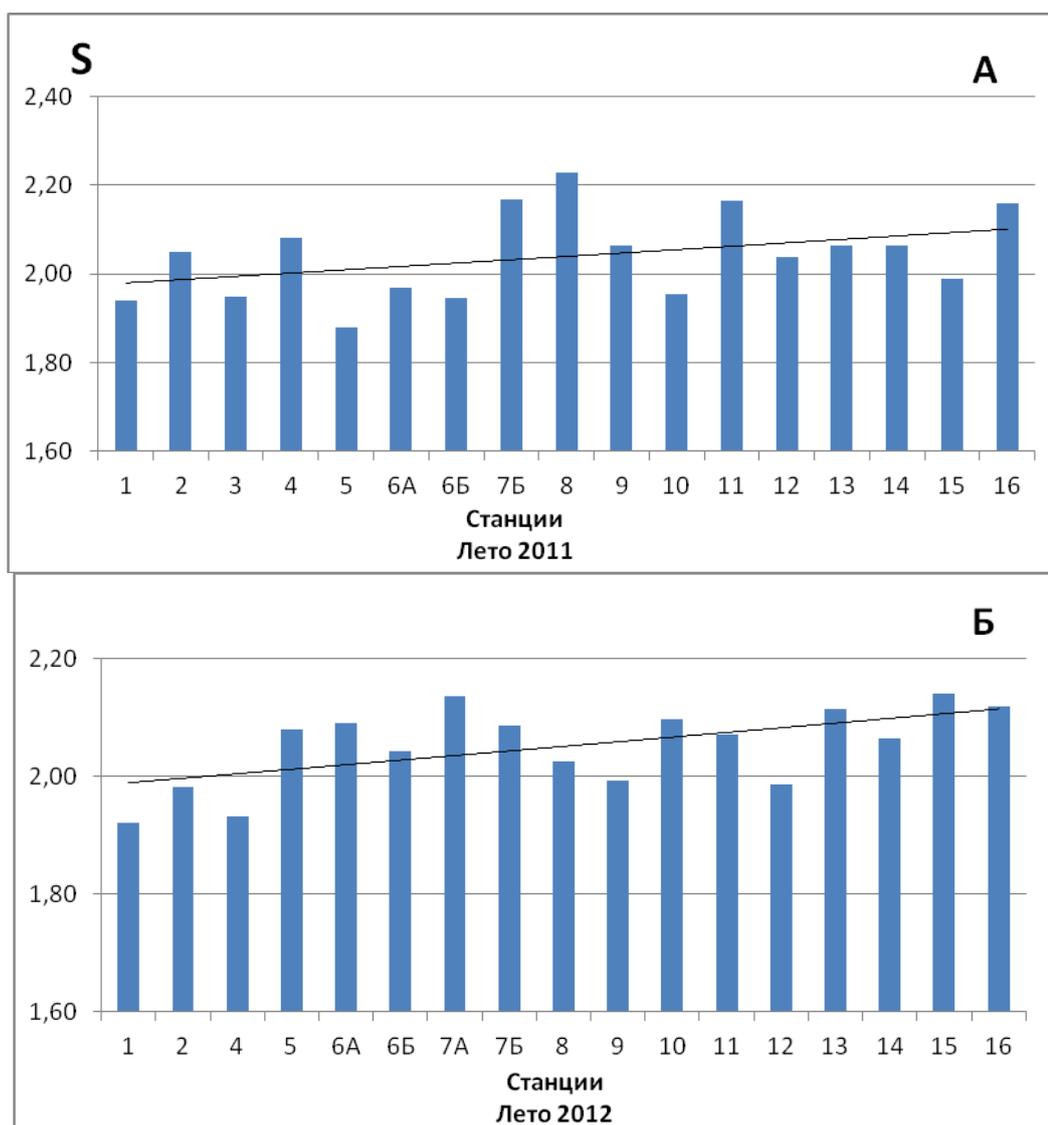


Рисунок 7.3 – Распределение индекса сапробности (S) на станциях по течению реки в летний период разных лет (А – 2011, Б – 2012)

Осенью в верхнем течении наибольшие значения индексов сапробности были отмечены на ст. 1 и ст. 3 – 2,00 и 2,02 соответственно, что связано с продолжением вегетации фитопланктона в озерах и увеличением биомассы (рисунок 7.1). Также осенью, как правило, увеличивалось содержание биогенных элементов в воде (таблица 2.3). В среднем течении высокие значения индекса были зарегистрированы на станциях ниже плотин Шильской и Максютинской ГЭС (2,2; 2,13), что может быть связано с зарегулирования речного стока, образованием водохранилищ и изменением трофности. Увеличение сапробности на ст. 8 и 10 связано с антропогенной нагрузкой, создаваемой сточными водами молочных комбинатов и предприятий ЖКХ. На ст.12 в районе г. Остров за период ис-

следований индекс немного повышался – до 2,08 и сохранялся приблизительно на том же уровне и ниже города. В нижнем течении индексы последовательно увеличивались от 1,95 (выше г. Пскова) до 2,14 (в устьевом участке). При анализе распределения индекса сапробности по станциям, можно отметить тренд увеличения индекса вниз по течению реки, а также то, что наибольшие значения достигаются летом (рисунок 7.1, 7.3).

Однако при более подробных сезонных исследованиях станций нижнего течения наибольшая величина индекса сапробности зафиксирована весной и осенью (рисунок 7.4). Максимальные значения отмечены на станции 3 в мае (2,19) и сентябре (2,18). Подобная закономерность наблюдалась и при ранних исследованиях дельты реки Великой (Экологический мониторинг..., 2003). Довольно высокие индексы также зафиксированы в летние месяцы, что может указывать на негативное влияние города.

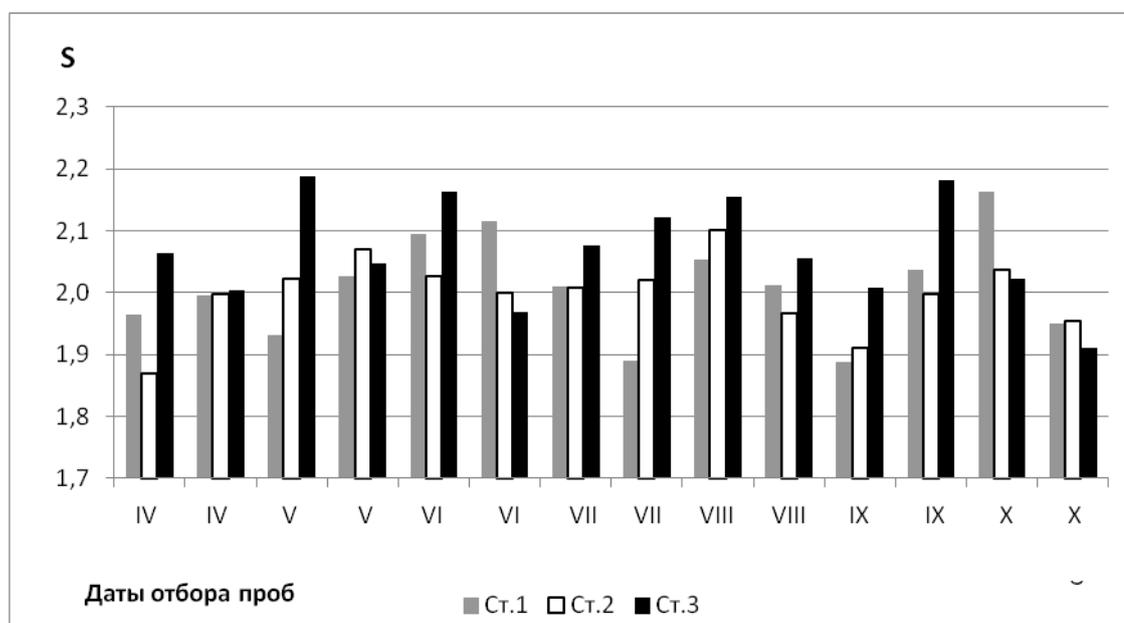


Рисунок 7.4 – Сезонная динамика индекса сапробности (S) на станциях нижнего течения (2011 г.)

Примечание. 1, 2, 3 участки реки: 1 – Промежицы, 2 – г. Псков, 3 – Снятная Гора

Средняя величина индекса сапробности за 2011 г. составляла $2,02 \pm 0,10$, такой же она была и летом 2012 г. Распределение значений индекса по течению реки в 2012 г. отличалось большей равномерностью. По значениям индекса сапробности воды реки относятся к β -мезосапробной зоне.

Одним из показателей экологического состояния водных объектов является их биоразнообразие, которое снижается при интенсивном антропогенном воздействии. Разнообразие водных сообществ оценивают с помощью индекса Шеннона-Уивера (Одум,1975). Индекс разнообразия фитопланктона р. Великой, рассчитанный по биомассе, изменялся в пределах от 2,2 до 5,1 бит/мг (рисунок 7.5).

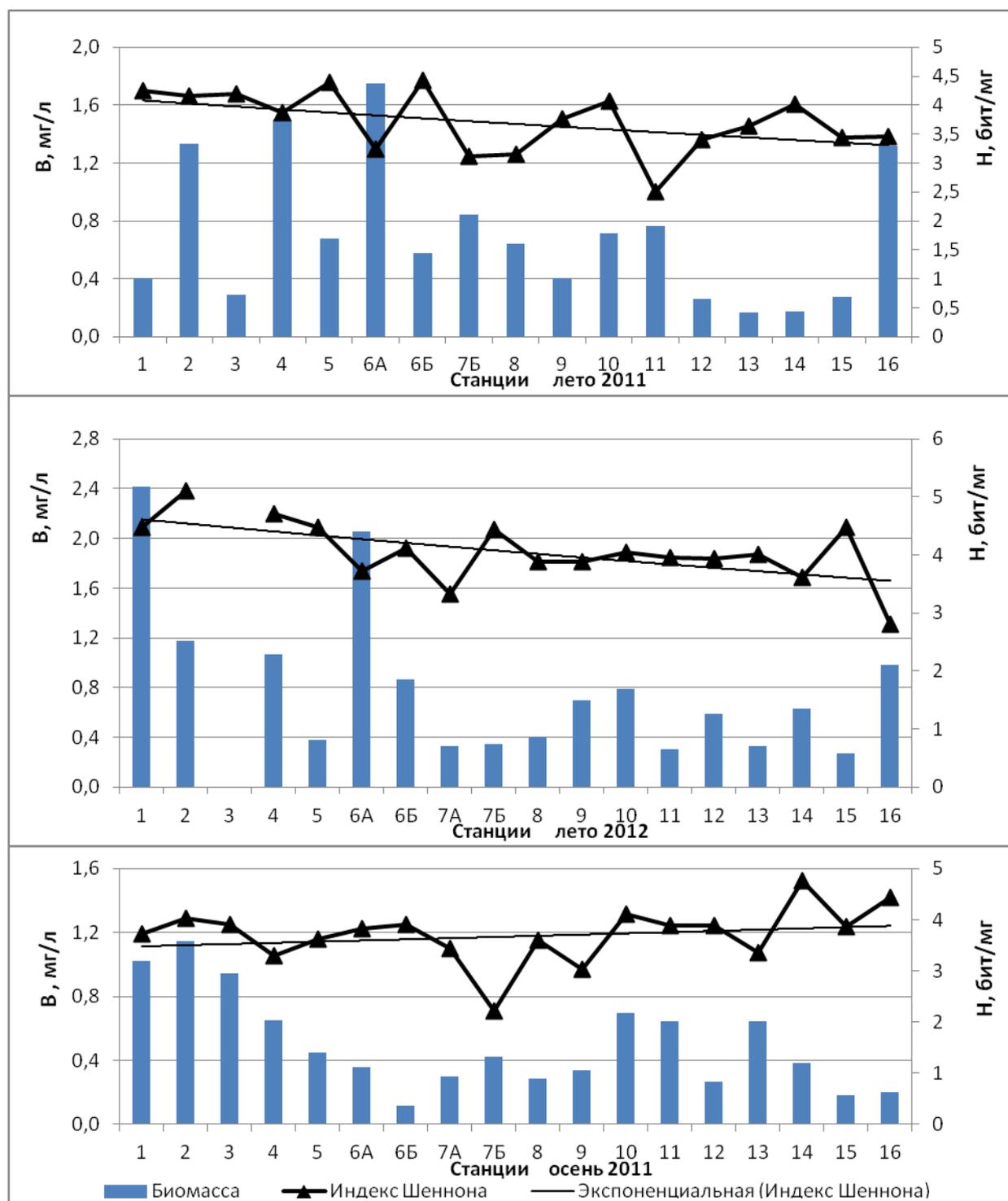


Рисунок 7.5 – Биомасса фитопланктона (В) и индекс разнообразия Шеннона-Уивера (Н) на исследованных участках р. Великой в 2011 и 2012 гг.

Средние значения индекса в 2011 г. составляли $3,72 \pm 0,53$ бит/мг, а в последующий год наблюдений были немного выше – $4,06 \pm 0,54$ бит/мг. Наибольшие значения индекса отмечались летом на станциях верхнего течения (ст. 2, ст. 5), где преобладали диатомовые, зеленые и эвгленовые, и ниже зарегулированных участков (ст. 6Б, 7Б), где преобладали зеленые, криптофитовые и динофитовые водоросли. В осенний период высокие значения индекса наблюдались в среднем течении (ст. 10), где доминировали синезеленые, диатомовые, криптофитовые, и нижнем течении (ст. 14, 16), при развитии диатомовых и криптофитовых.

В целом, летом прослеживался тренд снижения индекса от истока к устью, а осенью, напротив, его увеличения (рисунок 7.5). Наименьшие значения индекса зарегистрированы осенью в среднем течении (ст. 7Б, 9) и летом в среднем и нижнем течении (ст. 11, 16), при относительном повышении биомассы фитопланктона и преобладании диатомовых и криптофитовых водорослей.

По концентрации биогенных элементов на некоторых станциях река Великая относится к категории загрязненных вод (Оксиюк и др., 1993). Так содержание аммонийного азота увеличивается весной и осенью и превышает $0,5$ мгN/л (таблица 2.3). Также на станции ниже г. Пскова иногда наблюдается превышение по нитритному и нитратному азоту. По показателям общего азота, минерального и общего фосфора вода относится к классу удовлетворительной чистоты, и на некоторых станциях верхнего и среднего течения – к классу чистых вод. По содержанию биогенных элементов – воды занимают промежуточное положение между 3 и 4 классом качества (от «слабо загрязненных» до «умеренно загрязненных»). В целом по содержанию биогенных элементов и хлорофилла «а» р. Великую можно отнести к мезотрофному типу вод (OECD, 1982), а по уровню биомассы фитопланктона – к олиго-мезотрофному (Трифонова, 1990; Трифонова и др., 2004; Trifonova et al, 2007).

Согласно существующим классификациям (Оксинок и др., 1993) по индексам сапробности воды реки Великой можно охарактеризовать как воды удовлетворительной чистоты (3 класс качества), с изменением разряда качества от «достаточно чистой» до «слабо загрязненной».

Сапробиологический анализ по индикаторным организмам фитопланктона в основном согласуется с результатами ранее проведенных химических исследований (План управления..., 2006). Так, увеличение индекса сапробности у крупных городов коррелирует с изменением класса качества воды, рассчитанного по ИЗВ (индекс загрязненности вод) на основе гидрохимических показателей (таблица 2.7 Приложения Б). По значению индекса сапробности и по ИЗВ р. Великую можно отнести к III – IV классу качества воды (умеренно загрязненная – загрязненная). Некоторую сложность в оценке качества воды оказывает зарегулирование русла реки. Изменение гидрологического режима влияет на уменьшение видового разнообразия фитопланктона, некоторые изменения таксономического состава, пики развития и спады биомассы фитопланктона. Все это в сочетании с повышением индексов сапробности можно принять за негативные последствия загрязнения и повышения эвтрофирования реки.

При сравнении данных изучения реки Великой осенью 1986 г. с нашими исследованиями отмечается изменение экологического статуса реки Великой. Происходит увеличение видового разнообразия (число отделов от 2 до 6, число видов от 4 до 49) повышение биомассы от 0,001 до 0,38 мг/л (от ксеносапробной до олигосапробной зоны) (таблица 5.2). Также отмечается смена доминантов: если в 1986 г. доминировали диатомовые водоросли, то в 2011 г. наряду с диатомовыми появляются виды криптофитовых. Согласно концепции экологических модификаций В.А. Абакумова (1991) и методическим указаниям по мониторингу пресноводных экосистем (РД 52.24.633-2002), увеличение таксономического разнообразия, биомассы фитопланктона, появление ограниченных во времени и в пространстве вспышек вегетации водорослей (особенно в районе г. Пскова), а

также смена доминантных видов, предпочитающих α - β -мезосапробные условия, на α - β -мезосапробные виды, указывает на изменение экологического состояния реки, которые можно охарактеризовать как антропогенное экологическое напряжение.

ВЫВОДЫ

1. За период исследований во флоре реки Великой идентифицированы 463 вида (511 таксонов) водорослей, принадлежащих к 8 отделам. По числу таксонов наиболее разнообразны Bacillariophyta – 212 таксонов (41,5 %), Chlorophyta – 161 (31,5 %) и Cyanophyta – 56 (11 %). Таксономический состав фитопланктона р. Великой можно охарактеризовать как диатомово-зеленый со значительным участием синезеленых водорослей. Весной наиболее разнообразны диатомовые водоросли, в летний период увеличивается разнообразие зеленых и синезеленых водорослей, диатомовые представлены в основном пенистыми диатомеями. В осеннее и зимнее время разнообразие всех отделов снижается.
2. Число таксонов на разных станциях изменялось от 76 до 222. В отличие от многих европейских рек таксономическое разнообразие фитопланктона р. Великой максимально в истоке реки, значительно снижается в среднем течении и затем увеличивается по направлению к устью. Основными факторами формирования таксономического разнообразия являются влияние озер и зарегулирование. На станциях ниже плотин ГЭС и после порогов происходит сокращение числа видов и изменение таксономической структуры фитопланктона.
3. Биомасса фитопланктона за период наблюдений изменялась от 0,02 до 2,42 мг/л. Наибольшие значения отмечены в верхнем течении реки, где большое влияние оказывает фитопланктон озер, в среднем течении биомасса снижается и затем увеличивается в нижнем течении. Зарегулирование стока приводит к увеличению биомассы фитопланктона выше плотин и к ее снижению после прохождения плотин и на порогах. Весной на всех станциях по биомассе преобладают диатомовые водоросли. Летом пространственное распределение биомассы отличается большей неоднородностью. На станциях верхнего и среднего течения доминируют синезе-

ленные, криптофитовые, динофитовые и зеленые водоросли. Осенью биомасса на большинстве станций снижается, но высокие значения сохраняются в верхнем течении.

4. В сезонной динамике биомассы фитопланктона нижнего течения р. Великой выявлено 2–3 пика: в конце мая – начале июня, в июле и в августе, что характерно для мезотрофного типа вод. Наименьшая биомасса отмечена весной и поздней осенью 0,02–0,05 мг/л. Увеличение количества максимальных показателей биомассы на станции в черте г. Пскова может быть признаком эвтрофирования.
5. При сравнении данных 2011–2012 гг. с исследованиями 1986 г. (у городов Опочка и Псков) отмечено увеличение биомассы и таксономического разнообразия фитопланктона, а также смена доминантов (α - β -мезосапробов) на виды, предпочитающие α - и α - β -мезосапробные условия, что указывает на изменение экологического состояния реки.
6. Регрессионный анализ зависимости биомассы и таксономической структуры фитопланктона от факторов среды показал, что уравнения регрессии наиболее полно описывают распределение общего числа видов и видов зеленых водорослей. Зависимость биомассы фитопланктона от факторов среды описывается уравнениями регрессии несколько хуже. Наибольшие положительные отклонения общей биомассы от рассчитанной модели отмечены в верхнем течении и в устьевом участке. Коэффициенты корреляции параметров фитопланктона и факторов среды достаточно низкие как и для многих других рек.
7. По соотношению видов-индикаторов сапробности р. Великую можно отнести к категории умеренно загрязненных. Преобладание β -мезосапробов, наличие индикаторов загрязненных вод и видов с широкой экологической валентностью, способных существовать как в чистых, так и в загрязненных водах, указывает на загрязнение реки органическими веществами. Индикаторы чистых вод занимают

третье место среди сапробионтов, что может свидетельствовать об интенсивных процессах самоочищения, происходящих в реке.

8. Средняя величина индекса сапробности за 2011 г. составляла $2,0 \pm 0,1$, такой же она была и летом 2012 г. Наибольшие значения достигаются летом. Распределение индексов по течению реки имеет тренд к увеличению от истока к устью. По значениям индекса сапробности воды реки можно охарактеризовать как воды удовлетворительной чистоты (3 класс качества), с изменением разряда качества от «достаточно чистой» до «слабо загрязненной».
9. По содержанию биогенных элементов и хлорофилла «а» (ср. $2,3 \text{ мг/м}^3$) р. Великую можно отнести к мезотрофному типу вод, а по уровню биомассы фитопланктона (ср. $0,7 \text{ мг/л}$) и первичной продукции (ср. $0,5 \text{ мгО}_2/\text{л}$ сутки) – к олиго-мезотрофному. Воды реки занимают промежуточное положение между 3 и 4 классом качества (от «слабо загрязненных» до «умеренно загрязненных»).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абакумов В.А. Основные направления изменения водных биоценозов в условиях загрязнения окружающей среды // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1979. С. 37–48.
2. Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие биоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Труды международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С.18–40.
3. Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л., 1970. 442 с.
4. Асаул З.І. Визначник евгленовых водорослей Украинской РСР. Київ: Наук. думка, 1975. 408 с.
5. Атлас Псковской области. М.: ГУГК, 1969. 44 с.
6. Баженова О.П. Фитопланктон Енисея (видовой состав, структура и продуктивность): дис. ... канд. биол. наук: 03.00.18 – Гидробиология / О.П. Баженова. Минск, 1992. 240 с.
7. Баженова О.П. Фитопланктон Верхнего и Среднего Иртыша в условиях зарегулированного стока. Омск: Изд-во ФГОУ ВПО ОмГАУ, 2005. 248 с.
8. Балонов И.М. Подготовка водорослей к электронной микроскопии // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. С. 87–90.
9. Баринаева С.С., Медведева Л.А. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (российский Дальний Восток). Владивосток: Дальнаука, 1996. 364 с.
10. Баринаева С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель Авив, 2006. 498 с.
11. Барсукова Н.Н. Фитопланктон притоков среднего Иртыша как показатель качества воды. Автореф. дисс.... канд. биол. наук. Омск, 2011. 18 с.
12. Беклемишев В.Н. Биоценозы реки и речной долины в составе живого покрова Земли // Тр. ВГБО. 1956. VII. С. 77–97.

13. Биология Усть-Илимского водохранилища. Новосибирск, 1987. 261 с.
14. Богатов В.В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. Владивосток, 1994. 218 с.
15. Богатов В.В. Структурно-функциональная организация речных сообществ // Мат. VII съезда Гидробиологического об-ва РАН. Казань, 1996. Т.1. С.5–9.
16. Величко И.М. Экологическая физиология зеленых водорослей. Киев, 1982. 198 с.
17. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Из-во АН БССР, 1960. 328 с.
18. Водоросли. Справочник. / Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
19. Волга и ее жизнь. Л, 1978. 352 с.
20. Воронихин Н.Н. Фитопланктон (excl. Bacillaries) р. Б. Невки в период 1923–1926 гг. Тр. Бот. сада АН СССР. 1931. XI. IV. С. 104–244.
21. Воронихин Н.Н. О содержании понятия «планктон». Сов. ботаника. 1940. 2. С. 100–102.
22. Воронихин Н.Н. Фитопланктон Псковского водоема // Труды Ботанического института им. В.Л. Комарова. Сер. 2. Споры растения. 1950. 5. С. 32–65.
23. Воронихин Н.Н. Растительный мир континентальных водоемов. М–Л.: АН СССР, 1953. 411 с.
24. Генкал С.И. Атлас диатомовых водорослей планктона реки Волги. СПб.: Гидрометеоздат, 1992. 125 с.
25. Генкал С.И., Афонина Е.А. Материалы к флоре центральных диатомовых водорослей р. Великая (бассейн р. Нарва). Бот. журн. 2014. Т. 99. №11. С. 1238–1242.
26. Генкал С.И., Трифонова И.С. Материалы к флоре Bacillariophyta р. Нарва и Нарвского водохранилища (Северо_Запад России). 1. Centrophyceae // Бот. журн. 2006. Т. 91, № 5. С. 693–697.
27. Генкал С.И., Трифонова И.С. Диатомовые водоросли планктона Ладожского озера

и водоемов его бассейна. Рыбинск: Изд-во «Рыбинский Дом печати», 2009. 72 с.

28. География Псковской области: Природа, население, хозяйство. Учеб. Пособие / А.И. Слинчак и др. Псков: изд-во Псковского областного ин-та повышения квалификации работников образования, 2000. 199 с.

29. Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Синезеленые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. М.: Сов. наука. 1953. 651 с.

30. Горбулин О.С. Сапробиологическая характеристика водоемов Харьковской области // Биол. вестник. 1998. Т.2, №2. С. 112–115.

31. Горбулин О.С. Родовые спектры альгофлоры как тест-система состояния водоемов // Вестник ХНАУ. Серия Биология. 2004. Вып.2 (5). С. 15–20.

32. Горбулин О.С. Эколого-биологические характеристики Dinophyta флоры континентальных водоемов Украины // Вестник ХНАУ. Серия Биология. 2011. Вып.14 (971). С. 43–58.

33. Государственный доклад о состоянии водных ресурсов РФ в 2002г. М., 2003. 288 с.

34. Гусева К.А. Цветение воды, его причины прогноз и меры борьбы с ним // Труды Всесоюзного Гидробиологического общества. М.: Изд-во АН СССР, 1952. Т. 4. С. 3–94.

35. Гусева К.А. Методы эколого-физиологического исследования водорослей // Жизнь пресных вод СССР. АН СССР. М.-Л., 1956. IV. С. 122–159.

36. Гусева К.А. К методике учета фитопланктона // Тр. Ин-та биологии водохранилищ. Л., 1959. Т. 2. С. 44–51.

37. Гусева К.А. Факторы, обуславливающие развитие фитопланктона в водоеме // Первичная продукция морей и внутренних вод. Минск, 1961. С. 301–307.

38. Гусева К.А. Мутность и цветность воды Рыбинского водохранилища как химические факторы в развитии фитопланктона // Растительность волжских водохранилищ. М.-Л., 1966. С. 64–76.

39. Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли - индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Л.: Наука, 1985. 244 с.
40. Дедусенко-Щеголева Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов Л.А. Зеленые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 8. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1959. 230 с.
41. Дедусенко-Щеголева Н.Т., Голлербах М. М. Желтозеленые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 5. М.-Л. Изд-во АН СССР, 1962. 272 с.
42. Диатомовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР // М.М. Забелина, И.А. Киселев, А.И. Прошкина-Лавренко, В.С. Шешукова. Вып. 4. М. Изд-во. Советская наука.1951. 619 с.
43. Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Т. II. Вып. 1. СПб.: Наука, 1988. 116 с.
44. Диатомовые водоросли СССР, ископаемые и современные. Т. II. Вып. 2. СПб.: Наука, 1992. 125 с.
45. Догадина Т.В. Пирофитовые водоросли сточных вод // Гидробиол. журн. 1974. Т.10, №1. С. 73–74.
46. Ежегодник качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям на территории деятельности СЗУГКС в 1986 году. Л. 1987. 132 с.
47. Зеленые, красные и бурые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. // К.Л. Виноградова, М. М. Голлербах, Л.М. Зауер, Н.В. Сдобникова. Вып. 13. Л.: Наука, 1980. 248 с.
48. Змерзлая Е.И. Обзор исследований озер южной части Псковской области // Малые озера Псковской и смежных областей и их использование. Тезисы межвузовской конференции. Псков, 1966. С. 38–41.
49. Информационный бюллетень о состоянии поверхностных водных объектов, водохозяйственных систем и сооружений на территории Псковской области за 2003 г. Мини-

стерство природных ресурсов РФ. Псков, 2003.

50. Киселев И.А. Панцирные жгутиконосцы (*Dinoflagellata*) морей и пресных вод СССР. М.-Л.: Изд-во АН СССР. 1950. 280 с.

51. Киселев И.А. Пирофитовые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 6. М.: Сов. наука. 1954. 212 с.

52. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Т.1. Вводные и общие вопросы планктологии. // Л.: Наука. 1969. 658 с.

53. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Т.2. Распределение, сезонная динамика, питание и значение. // Л.: Наука. 1980. 440 с.

54. Кобанова Г.И. Фитопланктон реки Ангары и влияние на него антропогенных факторов. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Иркутск. 1980. 18 с.

55. Кобанова Г.И. Планктонные водоросли как биоиндикаторы состояния крупных водоемов в условиях Восточной Сибири // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб., 2007. С. 121–124.

56. Комулайнен С.Ф. Формирование структуры фитоперифитона рек Карелии. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. СПб. 2002. 23 с.

57. Комулайнен С.Ф. Экология фитоперифитона малых рек Восточной Финноскандии. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН. 2004. 181 с.

58. Корнева Л.Г. Планктонные альгоценозы побережья Рыбинского водохранилища // Пресноводные гидробионты и их биология. Л.: Наука. 1983. С. 38–51.

59. Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат. 1993. С. 50–113.

60. Корнева Л.Г. Сезонная и многолетняя сукцессия фитопланктона в водохранилище // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти. 1999. С. 124–148.

61. Корнева Л.Г. Фитопланктон Волги: разнообразие, структура сообществ, стратегия

развития // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: изд-во ОАО Рыб. Дом печати. 2005. С. 119–141.

62. Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоемов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Борок. 2009. 47 с.

63. Корнева Л.Г. Инвазии чужеродных видов планктонных водорослей в пресных водах Голарктики (обзор) // Российск. журн. биолог. инвазий. 2014. № 1. С. 5–33.

64. Корнева Л.Г., Генкал С.И. Таксономический состав и экологогеографическая характеристика фитопланктона Волжских водохранилищ // Каталог растений и животных водоемов бассейна Волги. Ярославль: изд-во ЯГПУ. 2000. С. 3–103.

65. Коршиков О.А. Візначник прісноводних водорослей Української РСР. Київ: Изд-во АН УРСР. 1953. Т. 5. 437 с.

66. Косинская Е.К. Десмидиевые водоросли // Флора споровых растений СССР. Т. V. Конъюгаты (2). М.-Л. Изд-во АН СССР. 1960. 706 с.

67. Куксн М.С. О периодичности развития синезеленых водорослей в Новосибирском водохранилище // Водоросли, грибы и лишайники лесостепной и степной зон Сибири. Новосибирск. 1973. С. 90–95.

68. Кузьмин Г.В. Таблицы для вычисления биомассы водорослей./ Инст. Биолг. Проблем Севера. Магадан. 1984.– 48 с.

69. Кумсаре А.Я. Гидробиология р. Даугавы. Рига. Зинатне. 1967. 187 с.

70. Лаврентьева Г.М. Фитопланктон малых озер Псковской области при интенсивной форме их рыбохозяйственной эксплуатации // Известия ГосНИОРХ. 1976. С. 94.

71. Лаврентьева Г.М. Особенности ценоза фитопланктона удобряемых озер, малопродуктивных в исходном состоянии // Биологические и рыбохоз. исследования водоемов Прибалтики. Псков. 1983. С. 128–129.

72. Лаврентьева Г.М. Реакция видового состава фитопланктона на введение в озера

минеральных солей азота и фосфора // Продукционно-гидробиологические исследования на внутренних водоемах. Сб. научных трудов ГосНИОРХ. Л., 1986. Вып. 252. С. 31–38.

73. Лобик А.И. Десмидиевые водоросли, собранные летом 1912 г. в Холмском уезде Псковской губернии // Известия СПб. Бот. сада. 13, 3. СПб., 1913. С. 66–68.

74. Лобик А.И. Десмидиевые водоросли, собранные в 1913 и 1914 гг. в Холмском уезде Псковской губернии // Известия СПб. Бот. сада. 16. СПб., 1916. С. 65–86.

75. Майстрова Н.В. Новые флористические находки в планктоне Каневского водохранилища // Альгология. – 2002. – Т.12, №4. – С. 451–459.

76. Макрушин А.В. Биологический анализ качества воды. Л.: ЗИН АН СССР. 1974. 58 с.

77. Матвиенко А.М. Золотистые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 3. М.: Сов. наука. 1954. 188 с.

78. Матвієнко О.М. Золотисті водорості – Chrysophyta // Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вып. 3. Ч. 1. Київ: Наук. думка. 1965. 365 с.

79. Матвієнко О.М., Догадіна Т.В. Жовтозелені водорості – Xanthophyta// Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вып.10. Київ, Наук. думка.1978. 512 с.

80. Матвієнко О.М., Литвиненко Р.М. Пірофітові водорости – Pyrrophyta// Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Вып. 3. Київ: Наук. думка. 1977. 384 с.

81. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. / Под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. М.: Наука. 1975. 240 с.

82. Михеева Т.М. Сукцессия видов в фитопланктоне: определяющие факторы. Минск. 1983. 72 с.

83. Михеева Т.М. Структура и функционирование фитопланктона при эвтрофировании вод // Автореф. дисс. ... докт. наук. Минск, 1992. 63 с.

84. Михеева Т.М. Альгофлора Беларуси. Таксономический каталог. Минск: БГУ. 1999. 396 с.

85. Мошкова Н.А., Голлербах М.М. Зеленые водоросли. Класс улотриксовые (1) // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.10 (1).Л.: Наука.1986.360 с.
86. Мязметс А.Х. История исследований Чудско-Псковского озера // Очерки по истории гидробиологических исследований в СССР. М.: Наука, 1981. С. 106–111.
87. Насер О., Урусова Е.С. Оценка поступления биогенных веществ с различных частей водосбора реки Великая // Общество. Среда. Развитие. 2014. №3. С. 170–175.
88. Науменко Ю.В. Фитопланктон реки Оби. Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Новосибирск. 1996. 33 с.
89. Николаев И.И. Очерк структуры и формирования годового лимнологического цикла водоемов умеренной зоны // Озера Карельского перешейка. Лимнологические циклы оз. Красное. Л, 1971. С. 5–34.
90. Николаев И.И. Планктонные водоросли // Жизнь растений. М.: Просвещение, 1977. Т.3. С. 44–45.
91. Никулина В.Н. Методы оценки качества воды по структурным и функциональным характеристикам альгофлоры // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб., 2007. С. 93–98.
92. Одум Е.П. Основы экологии. М.: Наука. 1975. 740 с.
93. Оксийок О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н., Кузменко М.И., В.Г. Кленус. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 4. С. 62–76.
94. Охапкин А.Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти. 1994. 275 с.
95. Охапкин А.Г. Структура и сукцессия фитопланктона при зарегулировании речного стока (на примере р. Волги и ее притоков). Автореф. дисс.... докт. биол. наук. Нижний Новгород. 1997. 46 с.
96. Охапкин А. Г. Видовой состав фитопланктона как показатель условий существо-

вания в водотоках разного типа / Бот. журн. 1998. Т. 83. № 9. С. 1—12.

97. Охапкин А.Г. История и основные проблемы исследования речного фитопланктона // Ботанич. журнал. 2000. Т. 85. № 10. С. 1—14.

98. Охапкин А.Г. Сукцессии фитопланктона при эвтрофировании и зарегулировании стока речных экосистем // Ботанич. журнал. 2002. Т. 87. № 4. С. 84—92.

99. Оценка экологического состояния рек бассейна Ладожского озера по гидрохимическим показателям и структуре биогеоценозов / Под ред. И.С. Трифионовой. СПб., 2006. 130 с.

100. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Зеленые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. Л.: Наука. 1982. 620 с.

101. План управления водными ресурсами бассейна р. Нарвы и Чудского озера. Псков: ПГПУ им. Кирова, 2006. 286 с.

102. ПНД Ф 14.1:2.1-95 Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера.

103. ПНД Ф 14.1:2.3-95 Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации нитрит-ионов в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Грисса.

104. ПНД Ф 14.1:2:4.4-95 Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации нитрат-ионов в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с салициловой кислотой.

105. ПНД Ф 14.1:2.106-97 Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации фосфора общего в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом после окисления персульфатом.

106. ПНД Ф 14.1:2:4.112-97 Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации фосфат-ионов в питьевых, поверхностных и сточных во-

дах фотометрическим методом с молибдатом аммония.

107. Попова Т.Г. Эвгленовые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 7. М.-Л.: Советская наука. 1955. 281 с.

108. Попова Т. Г. Эвгленовые водоросли. Флора споровых растений СССР. М.; Л., 1966. Т. 8. № 1. 410 с

109. Порецкий В.С. Наблюдения над диатомовыми планктона р. Б. Невки в 1923–1925 гг. Тр. Бот. сада АН СССР. 1931. XLIV. С. 245–347.

110. Приймайченко А.Д. Состав и основные закономерности распределения биомассы фитопланктона в водохранилищах равнинных рек СССР // Труды Ин-та биологии водохранилищ АН СССР. 1959. Т.3 (6).С.59–86

111. Приймайченко А.Д. Течение как фактор, определяющий развитие фитопланктона в водоемах // Первичная продукция морей и внутренних вод. Минск. 1961. С. 314–319.

112. Приймайченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и Днепровских водохранилищ. Киев: Наук. думка. 1981. 278 с.

113. Природа Псковской области / Под ред. Р. А. Зубакова. Псков, 1974. 171 с.

114. Природа районов Псковской области / Под ред. В. К. Маляревского, А. М. Архангельского, А. В. Гембеля и Г. В. Машковой. Л., 1971. 288 с.

115. Протасов А.А. Биомы в гидросфере // Морской экологический журнал (Marine ecological Journal). 2006. Том V, № 3. С. 31–44.

116. Протасов А.А. Методологические и методические проблемы использования показателей разнообразия для биоиндикации // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб., 2007. С. 19-23.

117. Протасов А.А. Жизнь в гидросфере. Очерки по общей гидробиологии. К.: Академперіодика. 2011. 704 с.

118. Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли - показатели солености воды // Диатомовый сборник. Л. Изд-во АН СССР. 1953. С. 187–205.

119. РД 52.24.633–2002 Методические указания. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем.
120. РД 52.24.364–2007 Массовая концентрация общего азота в водах. Методика выполнения измерений фотометрическим методом после окисления персульфатом калия.
121. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат. 1977. 541 с.
122. Рылов В.М. Что понимать под «планктонным» организмом. Русск. гидробиол. ж. 1922. I. 8. С. 241–247.
123. Рылов В.М. Жизнь пресных вод. Планктон. 1. Л.: Наука и школа. 1924. С. 1–
124. Самсонов Н.А. Планктон Псковского водоема. 1. Зимний планктон // Труды промыслово-научной экспедиции по изучению Псковского водоема. Псков, 1912. Отд. 1,4. С. 66–80.
125. Самсонов Н.А. Планктон Псковского водоема. 2. Весенний и летний планктон // Труды промыслово-научной экспедиции по изучению Псковского водоема. Псков, 1914. Отд. 1,4. С. 1–43
126. Сафонова Т. А. Эвгленовые водоросли (Euglenophyta) Западной Сибири. Новосибирск, 1987. 192 с.
127. Сиренко Л.А. Физиолого-биохимические особенности синезеленых водорослей и задачи их изучения // «Цветение» воды. Киев. 1969. Вып. 2. С. 7–63.
128. Сиренко Л.А. Влияние антропогенных воздействий на состояние водных экосистем // Экологическая химия водной среды. М. 1988. С. 79–95.
129. Скабичевский А.П. Об объеме понятий «планктон» и «планктонный организм». Сов. ботаника. 1939. 4. С. 23–33.
130. Скабичевский А.П. О некоторых вопросах планктонологии // Ботанич. журнал. 1950. Т.35. №1. С. 87–91.

131. Скабичевский А.П. Планктонные диатомовые водоросли пресных вод СССР (систематика, экология, распространение). М. 1960. 351 с.
132. Соколова М.Ф. Фитопланктон Жижицких озер // Фонды ВНИОРХ. 1949. С. 68–74.
133. Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы / Под ред. И. С. Трифоновой. СПб., 2004. 148 с.
134. Судницына Д.Н. Фитопланктон дельты реки Великой // Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод. Материалы научной конференции. Ярославль, 1996. С. 54–57.
135. Судницына Д.Н. Фитопланктон дельты реки Великой // Экологический мониторинг дельты реки Великой. Псков, 2003. Ч. 1. С. 25–34.
136. Судницына Д.Н. Фитопланктон в маловодные годы // Экологический мониторинг дельты реки Великой. Псков, 2004. Ч. 2. С. 17–21.
137. Судницына Д.Н. Водоросли водоемов и водотоков Псковской области. СПб., 2008. 186 с.
138. Судницына Д.Н. Альгофлора водоемов Псковской области. Псков: ЛОГОС Плюс. 2012. 224 с.
139. Судницына Д.Н., Силеенкова Е.А. Использование водорослей для оценки экологического состояния некоторых малых рек Псковской области // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах. Материалы Международной научно-практической конференции, посвящ. 100-летию со дня рождения Э. А. Штиной. Киров, 2010. С. 276 – 281.
140. Судницына Д.Н., Ястремский В.В. Фитопланктон устьевых участков рек, впадающих в Псковско-Чудское озеро // Природа и хозяйственное использование озер Северо-Запада Русской равнины. Вып. 1. Л., 1976. С. 73–84.
141. Топачевский А.В., Сиренко Л.А., Сакевич А.И. Роль летучих выделений синезе-

ленных водорослей в формировании биоценозов «цветения» // Гидробиол. журн. 1968. Т. 4. № 2. С. 42–50.

142. Трифонова И.С. Фитопланктон Верхнего Енисея до образования Саянского водохранилища // Гидробиол. журн. 1972. Т. 8. № 4. С. 5–10.

143. Трифонова И.С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. Л.: Наука, 1979. 168 с.

144. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука. 1990. 184 с.

145. Трифонова И.С. Исследования фитопланктона р. Вуоксы // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Петрозаводск: Изд-во КГУ. 1995. С. 73–75.

146. Трифонова И.С. Биоиндикация в лимнологическом мониторинге // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб., 2007. С. 23–28.

147. Трифонова И.С., Афанасьева А.Л. Структура и продуктивность фитопланктона озерно-речной системы Вуоксы // Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы. СПб.: НИИ химии СПбГУ, 2004. С. 43–58.

148. Трифонова И.С., Павлова О.А. Оценка трофического состояния притоков Ладожского озера и Невы по фитопланктону // Водные ресурсы. 2004. Т.31..№6. С.732 –741.

149. Трифонова И.С., Павлова О.А. Фитопланктон р. Бурной и северного рукава Вуоксы по данным многолетних наблюдений (1995-2003) // Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы. СПб.: НИИ химии СПбГУ, 2004. С. 58–64.

150. Узунов Й., Ковачев С. Хидробиология. // София. Москва. 2002. 342 с.

151. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть III. Методы биологического анализа вод. М.: Изд-во СЭВ. 1975. 176 с.

152. Фитопланктон Горьковского водохранилища // А.Г. Охупкин, И.А. Микульчик, Л.Г. Корнева, Н.М. Минеева. Тольятти. 1997. 224 с

153. Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовье реки. СПб.: Наука. 2003. 232 с.
154. Фролова Г.И. Фитопланктон малых рек Ярославской области. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М. 2004. 28 с.
155. Халафян А.А. STATISTICA 6. Статистический анализ данных. Учебник. М.: Бинном-Пресс, 2007. 512 с.
156. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Киев: Наукова думка. 1990. 208 с.
157. Цимдинь П.А., Лиєпа Р.А. Концепция речного континуума. Применение на практике // Изв. АН ЛатвССР. 1989. №5. С. 60–69.
158. Чайковская Т.С. первые сведения о фитопланктоне Красноярского водохранилища // Водоросли, грибы и лишайники лесостепной и степной зон Сибири. Новосибирск. 1973. С. 3–13.
159. Шаларь В. М. Фитопланктон водохранилищ Молдавии. Кишинев, 1971. 190 с.
160. Шиклеев С., Жидков Л. Планктометр – снаряд для сбора количественных проб планктона в потоках. Тр. пробл. и темат. совещ. Зоол. инст. АН СССР, 1. Проблемы гидробиол. внутр. вод. 2. Изд. АН СССР. М.-Л. 1954. С. 89–94.
161. Шмидт В.М. Статистические методы в сравнительной флористике. Л., 1980. 176 с.
162. Штина Э.А. Изменение фитопланктона р. Вятки за 50 лет // Гидробиол. журн. 1992. Т. 29. №1. С. 12–17.
163. Штина Э.А. Флора водорослей бассейна реки Вятки. Киров. 1997. 96 с.
164. Экологический мониторинг городской среды методами биоиндикации (на примере города Пскова). Монография. Псков, 2009. Ч. 1. 188 с.
165. Экологическое состояние притоков Нижней Оби (реки Сыня, Войкар, Сось). Екатеринбург: УрО РАН. 2002. 136 с.

166. Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л. 1989. 302 с.
167. Ястремский В.В. Водоросли планктона Псковско-Чудского озера и их продукция в многоводные 1979-1980 гг. // Растительный покров Псковской области и вопросы его охраны. Л., 1983. С. 25–34.
168. Allan J.D. Ekologia wod plynacych. Warszawa.: Wyd. Naukowe PWN. 1998. 450 s.
169. Anagnostidis K., Komarek J. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 – Oscillatoriales // Arch. Hydrobiol. 1988. Suppl. 80. Hf. 1–4 (Algological Studies 50–53).
170. Baker K.K., Baker A.L. Seasonal succession of the phytoplankton in the upper Mississippi River // Hydrobiologia. 1981. V. 83. P. 295–301.
171. Bröndsted J.N., Wesenberg-Lund C. Chemisch-physicalische Untersuchungen der dänischen Gewässer. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. und Hydrogr. 1911. 4, 3–4. S. 251–290, 437–492.
172. Connel J. Diversity in tropical rainforests and coral reefs // Science. 1978. 199. P. 1302–1310.
173. Crayton W.M. Distribution and abundance of phytoplankton in the Colorado River and its tributaries in Grand Canyon and vicinity // M.S. Thesis. Arizona State University. 1977. 177 pp.
174. Crayton W.M., Sommerfeld M.R. Composition and abundance of phytoplankton in tributaries of the lower Colorado River, Grand Canyon region // Hydrobiologia. 1979. V. 66. P. 81–93.
175. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. L. 327, 22. 12. 2000. 72 pp.
176. Factors controlling the occurrence of Dinophyta species in Hungary. // I. Grigorszky, G. Borics, J. Padisark, B. Trotmerrersz, G. Vasas, S. Nagy et G. Borberly. Hydrobiologia.

2003. – 506–509. P. 203–207.

177. Fritsch F.E. Further observations on the phytoplankton of the River Thames // Ann. Bot. 1903. Vol. 17. P. 633–646.

178. Fritsch F.E. Algological notes. 6. The plankton of some English rivers // Ann. Bot. 1905. Vol. 19. P. 163–167.

179. Hart E.G. Some devices for the manipulation of marine plankton collections on board ship. J. Conseil. perman. internat. explorat. mer. 1935. 10,2. P. 173–178.

180. Hegewald E., Hesse M., Jeeti-Bai N. Okologische und physiologische Studien an Planktonalgen aus ungarischen Gewässern // Arch. Hydrobiol. 1981. Vol. 60. N 2. S. 172-201.

181. Holmes N.T.H., Whitton B.A. Phytoplankton of four rivers, the Tyne, Wear, Tees and Swale // Hydrobiologia. 1981. V. 80. P. 111–127.

182. Hynes H.B. The ecology of running waters. Liverpool. 1970. 555 p.

183. Kiss K.T. Changes of trophity conditions in the River Danube at God // Ann. Univ. Sci. Budapest. Sec. biol. 1984–1985. Vol. 24–26. P. 47–59.

184. Kofoid C.A. The plankton of the Illinois River, 1894–99. I. // Bull. Ill. St. Lab. nat. Hist. 1903. Vol.6. P. 95–629.

185. Kofoid C.A. The plankton of the Illinois River, 1894–99. II. // Bull. Ill. St. Lab. nat. Hist. 1908. Vol.8. P. 1–360.

186. Kolkwitz R. Plankton und Seston. Ber. Dtsch. Bot. Ges., 30. 1912. S. 334–346.

187. Komarek J., Anagnostidis K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2 – Chroococcales // Arch. Hydrobiol. 1986. Suppl. 73. Hf. 2. (Algological Studies 43). 6. S. 157–226.

188. Komarek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen): Chlorococcales / Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematic und Biologie. Bd. 7 (1). Stuttgart. 1983. 1044 s.

189. Krammer, K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. Teil 3. *Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae* // Süßwasser flora von Mitteleuropa. B. 2 (3). Stuttgart-Jena, 1991. 576 s.

190. Lake P.S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams // *J.N. Am. Benthol. Soc.* 2000. – 19, N4. P.573–592.
191. Lampert W., Sommer U., *Ekologia wod sredladowych.* Warszawa: Wyd, Naukowe PWN. 2001. 415 s.
192. Laugaste R., Yastremskiy V. Role of inflows in the phytoplankton composition of lake Peipsi. – *Proc. Estonian. Acad. Sci. Biol. Ecol.* 2000. 49, 1. P. 19–33.
193. Lemmermann E. *Das Plankton der Weser bei Bremen* // *Arch. Hydrobiol. Planktonk.* 1907. Bd. 2. S. 393–448.
194. Minchel G.W. *Stream ecosystem theory: a global perspectives.* *J.N. Am. Benthol. Soc.* 1988. – 7, №4. P. 263–288.
195. Motoda S. New plankton samplers. *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 3,3. 1953. P. 181–186.
196. OECD: *Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control.* Paris. 1982. 154 p.
197. Reynolds C. S. *Potamophytoplankton: paradigms, paradoxes, prognoses* // *Algae and Aquatic Environment* / Ed. F. E. Round. Bristol: Biopress Ltd. 1988. P. 285–311.
198. Reynolds C.S., Descy J.-P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 1996. H. 113. S. 161–187.
199. *Riverine landscape diversity* // J.V.Ward, K. Tockner, D.B. Arscott, C. Claret. *Fresh-water biology.* 2002. 47 N4. P. 517–539
200. Rusanov A., Pavlova O., Trifonova I. Influence of environmental variables on phytoplankton biomass in the Lake Ladoga tributaries // *Proceedings of the 6th International Conference “Use of Algae for Monitoring Rivers”.* Balatonfured. Hungary. 2006. P. 123-128.
201. Schröder B. 2. *Das Plankton des Oderstromes.* B. *Das pflanzliche Plankton der Oder* // *Forschber. boil. Stn. Plön.* 1899. Bd 7. S. 15–24.
202. Scor-UNESCO, Working group 17. *Determination of photosynthetic pigments in seawater.* Paris. 1966. 69 p.

203. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Archiv Hydrobiol. Ergebnisse der Limnologie. 1973. Ht. 7. P.1–218.
204. Statistica for Windows. Computer program manual. Tulsa, 1995. O. K.: StatSoft, Inc.
205. Steiner G. Untersuchungsverfahren und Hilfsmittel zur Erforschung der Lebewelt der Gewässer. Mikrokosmos. 1919. 7–8. 146 s.
206. Steuer A. Planktonkunde. Leipzig-Berlin. 1910. 723 s.
207. Steuer A. Leitfaden der Planktonkunde. Leipzig. 1911. S. 1–382.
208. The river continuum concept // R.L. Vannote, G.W. Minshall, K.W. Commis, J.R. Sedell, C.E. Cushing. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1980. V. 37. P. 130–137.
209. Townsend C.R. The patch dynamics concept of stream community ecology // J. North. Amer. Benthol. Soc. 1989 – 8, N1. P. 36–50.
210. Trifonova I., Genkal S. Species of the genus *Aulacoseira* Thwaites in lakes and rivers of the Russian North-West (Distribution and ecology) // Proceedings of the 16th International Diatom Symposium. Athens. 2001. P. 315–323.
211. Trifonova I., Genkal S. Planktonic diatoms of the order Thalassiosirales from Lake Ladoga, its inflows and some lakes in its catchment // Proceedings of the 18th International Diatom Symposium. Bristol. Biopress Limited. 2006. P. 419–425.
212. Trifonova I., Pavlova O., Rusanov A. Phytoplankton as an indicator of water quality in the rivers of the Lake Ladoga basin and its relation to environmental factors. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 17. 2007. P. 527–549.
213. Ward J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems // J.N. Am. Benthol. Soc. 1989. 8 №1. P. 2–8.
214. Ward J.V., Stanford J.A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplane rivers // Regulated rivers. 1995. – 10. P. 1598.
215. Watanabe T, Asai K, Houki A. Saprophilous and Eurysaprobic diatom Taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAIpo) // Diatom. 1986. V. 2 December. P. 23–

73.

216. Watanabe T., Asai K., Houki A. Numeral water quality monitoring of organic pollution using diatom assemblages / Proceed. IX Intern. Diatom Symp. Bristol, 1988. P. 123–141.

217. Willen E., Pejler Y., Tiren M. Räkningförfarande av växtplankton vid laboratoriet för miljökontroll // Uppsala, 1985. 20 p.

218. Williams L.G. Possible relationships between plankton-diatom species numbers and water quality estimates // Ecology. 1964. Vol. 45. N 4. P. 809–823.

219. Whitton B.A. River ecology. Oxford. 1975. 725 p.

220. Zacharias O. Das potamoplankton // Zool. Anz. 1898. Bd 21. S. 41–48.

ПРИЛОЖЕНИЕ А

**Таксономический список водорослей фитопланктона исследованных участков р.
Великой**

CYANOPROKARYOTA (CYANOPHYTA)

Anabaena aequalis Borge

Anabaena contorta Bachmann

Anabaena flos-aquae Brébisson ex Bornet et Flahault

Anabaena spp.

Anathece clathrata (W. et G.S.West.) Komárek, Kastovsky et Jezberová (=Aphanothece clathrata W. et G.S.West.)

Aphanizomenon flos-aquae Ralfs ex Bornet et Flahault

Aphanizomenon gracile (Lemmermann) Lemmermann (=Aphanizomenon flos-aquae f. Gracile (Lemmermann) Elenkin)

Aphanizomenon sp.

Calothrix sp

Chroococcus minimus (Keissler) Lemmermann (=Gloeocapsa minima (Keissler) Hollerbach)

Chroococcus minor (Kützing) Nägeli(=Gloeocapsa minor (Kützing) Hollerbach)

Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli (=Gloeocapsa minuta (Kützing) Hollerbach)

Chroococcus turgidus (Kützing) Nägeli (=Gloeocapsa turgida (Kützing) Hollerbach)

Coelosphaerium kuetzingianum Nägeli

Dolichospermum affine (Lemmermann) Wacklin, Hoffmann et Komárek (=Anabaena affinis Lemmermann)

Dolichospermum sigmoideum (Nygaard) Wacklin, Hoffmann et Komárek (=Anabaena sigmoidea Nygaard)

Dolichospermum solitarium (Klebahn) Wacklin, Hoffmann et Komárek (=Anabaena solitaria Klebahn)

Geitlerinema acutissimum (Kufferath) Anagnostidis (=Oscillatoria acutissima Kufferath)

Geitlerinema amphibium (Agardh ex Gomont) Anagnostidis (=Oscillatoria amphibia Agardh)

Gloeocapsa punctata Nägeli

Gloeocapsa sp.

Gloeothece sp.

Gloeotrichia sp

Heteroleibleinia kossinskajae (Elenkin) Anagnostidis et Komárek (Lyngbya kossinskajae Elenkin)

Heteroleibleinia kuetzingii (Schmidle) Compere (=Lyngbya kuetzingii (Kützing) Schmidle)

Jaaginema geminatum (Schwabe ex Gomont) Anagnostidis et Komárek (= Oscillatoria geminata Schwabe ex Gomont)

Leptolyngbya tenuis (Gomont) Anagnostidis et Komárek(= Phormidium tenue Gomont)

Limnothrix planctonica (Woloszynska)Meffert (= Oscillatoria planctonica Woloszynska)

Lyngbya sp.

Mastigocoleus testarum Lagerheim ex Bornet et Flahault

Merismopedia elegans Braun ex Kützing

Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing

Merismopedia tenuissima Lemmermann

Microcoleus autumnalis (Gomont) Strunecky, Komárek et Johansen (=Phormidium autumnale Gomont)

Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing

Microcystis pulverea (Wood) Forti emend. Elenkin

Microcystis pulverea f. holsatica (Lemmermann) Elenkin

Oscillatoria granulata f. sibirica Poljansky

Oscillatoria limosa Agardh ex Gomont (=Oscillatoria tenuis Agardh ex Gomont)

Oscillatoria simplicissima Gomont

Oscillatoria spp.

Phormidium irriguum (Kützing ex Gomont) Anagnostidis et Komárek (= *Oscillatoria irrigua* (Kützing) Gomont)

Phormidium molle Gomont

Phormidium rupicola (Hansgirg ex Gomont) Anagnostidis et Komárek (= *Oscillatoria rupicola* Hansgirg)

Phormidium spp.

Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová et Cronberg (= *Lyngbya limnetica* Lemmermann)

Planktothrix agardhii (Gomont) Anagnostidis et Komárek

Romeria sp.

Snowella lacustris (Chodat) Komárek et Hindák (= *Gomphosphaeria lacustris* Chodat)

Stratonostoc linckia (Roth) Elenkin

Trichodesmium lacustre Klebahn (= *Oscillatoria lacustris* (Klebahn) Geitler)

Trichormus rotundosporus (Hollerbach) Komárek et Anagnostidis (= *Anabaena variabilis* f. *rotundospora* Hollerbach)

Trichormus variabilis (Kützing ex Bornet et Flahault) Komárek et Anagnostidis (= *Anabaena variabilis* Kützing ex Bornet et Flahault)

BACILLARIOPHYTA

Centrophyceae

Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen

Aulacoseira distans (Ehrenberg) Simonsen var. *distans* (= *Melosira distans* (Ehrenberg) Kützing)

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen

Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O.Müller) Simonsen

Aulacoseira islandica (O.Müller) Simonsen

Aulacoseira islandica subsp. *helvetica* (O.Müller) Simonsen

Aulacoseira subarctica (O.Müller) Haworth emend. Genkal (= *Aulacoseira italica* var. *subarctica* O.Müller)

Aulacoseira sp.

Conticribra weissflogii (Grunow) Stachura-Suchoples et Williams (= *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) Fryxell et Hasle)

Cyclostephanos dubius (Hustedt) Round

Cyclotella bodanica Eulenstein ex Grunow

Cyclotella cf. *ocellata* Pantocsek

Cyclotella comensis Grunow

Cyclotella kuetzingiana Thwaites

Cyclotella meneghiniana Kützing

Cyclotella spp.

Discostella pseudostelligera (Hustedt) Houk et Klee

Discostella stelligera (Cleve et Grunow) Houk et Klee (= *Cyclotella stelligera* Cleve et Grunow)

Ellerbeckia arenaria (Moore) Crawford (= *Melosira arenaria* Moore)

Handmannia comta (Ehrenberg) Kociolek et Khursevich (= *Cyclotella comta* (Ehrenberg) Kützing)

Melosira undulata (Ehrenberg) Kützing

Melosira varians Agardh

Melosira sp.

Stephanodiscus neoastraea Håkansson et Hickel emend. Casper, Scheffler et Augsten

Stephanodiscus cf. *alpinus* Hustedt

Stephanodiscus delicatus Genkal

Stephanodiscus hantzschii Grunow

Stephanodiscus invisitatus Hohn et Hellermann

Stephanodiscus makarovae Genkal

Stephanodiscus minutulus (Kützing) Cleve et Möller

Stephanodiscus triporus Genkal et Kuzmin

Stephanodiscus sp.

Pennatophyceae

Rhizosolenia longiseta O.Zacharias

Achnanthes lanceolata var. *minuta* (Skvortzov) Sheshukova

Achnanthes sp.

Achnanthidium affine (Grunow) Czarnecki (= *Achnanthes affinis* Grunow)

Achnanthidium exiguum (Grunow) Czarnecki (= *Achnanthes exigua* Grunow)

Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki (= *Achnanthes minutissima* Kützing;
= *Achnanthes minutissima* var. *cryptocephala* Grunow)

Amphipleura pellucida (Kützing) Kützing

Amphora ovalis Kützing

Amphora pediculus (Kützing) Grunow (= *Amphora ovalis* var. *pediculus* (Kützing))

Amphora sp.

Aneumastis rostratus (Hustedt) Lange-Bertalot (= *Navicula tuscula* (Ehrenberg) Grunow var.
rostrata Hustedt)

Aneumastis tusculus (Ehrenberg) D.G.Mann et A.J.Stickle (= *Navicula tuscula* (Ehrenberg)
Grunow var. *tuscula*)

Asterionella formosa Hass.

Caloneis amphisbaena (Bory) Cleve

Caloneis silicula (Ehrenberg) Cleve

Caloneis sp.

Cocconeis disculus (Schumann) Cleve

Cocconeis pediculus Ehrenberg
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *placentula*
Cocconeis placentula var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow
Cocconeis placentula var. *intermedia* (Héribaud-Joseph et M.Peragallo) Cleve
Cocconeis placentula var. *lineata* (Ehrenberg) van Heurck
Cocconeis placentula var. sp
Ctenophora pulchella (Ralfs ex Kützing) D.M.Williams et Round (=Fragilaria pulchella (Ralfs)
Lange-Bertalot, =Synedra pulchella (Ralfs) Kützing)
Ctenophora pulchella var. *lacerata* (Hustedt) Bukhtiyarova (=Synedra pulchella var. *lacerata*
Hustedt)
Cymatopleura elliptica (Brébisson) W.Smith
Cymatopleura solea (Brébisson) W.Smith
Cymatopleura solea var. *regula* (Ehrenberg) Grunow
Cymbella aspera (Ehrenberg) PerAgardh (=Cymbella gastroides Kützing)
Cymbella cistula (Ehrenberg) O.Kirchner
Cymbella cymbiformis C.Agardh
Cymbella helvetica Kützing
Cymbella lanceolata(C.Agardh)
Cymbella parva (W.Smith) Kirchner
Cymbella tartuensis Molder
Cymbella tumida (Brébisson in Kützing)
Cymbella spp.
Diatoma hyemalis (Roth) Heiberg (=Odontidium hyemale (Roth) Kützing)
Diatoma tenuis C.Agardh (=Diatoma elongatum var. *tenuis* (tenue) (C.Agardh) van Heurck)
Diatoma vulgare Bory de Saint-Vincent (=Diatoma vulgare var. *producta* Grunow)
Diatoma spp.

Diploneis smithii (Brébisson) Cleve

Diploneis smithii (Brébisson) Cleve var. pumila (Grunow) Hustedt

Diploneis smithii var. constricta Heiden

Diploneis sp.

Encyonema elginense (Krammer) D.G.Mann (=Cymbella turgida (Gregory) Cleve)

Encyonema prostratum (Berkeley) Kützing (=Cymbella prostrata (Berkeley) Cleve)

Encyonema ventricosum (Agardh) Grunow ex A.S. (=Cymbella ventricosa Kützing)

Epithemia adnata var. adnata (Kützing) Brébisson (=Epithemia zebra (Ehrenberg) Kützing)

Epithemia adnata var. porcellus (Kützing) Patrick (=Epithemia zebra var. porcellus (Kützing) Grunow)

Epithemia adnata var. saxonica (Kützing) R.M.Patrick

Epithemia argus (Ehrenberg) Kützing

Epithemia sorex Kützing

Epithemia spp.

Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Mills var. bilunaris (=Eunotia lunaris (Ehrenberg) Grunow)

Eunotia exigua (Brébisson) Rabenhorst

Eunotia sp.

Fragilaria capucina Desmazières (=Fragilaria capucina var. lanceolata Grunow)

Fragilaria capucina var. rumpens (Kützing) Lange-Bertalot (= Synedra rumpens)

Fragilaria capucina var. vaucheriae (Kützing) Lange-Bertalot (= Fragilaria intermedia Grunow; =Synedra vaucheriae (Kützing) Kützing)

Fragilaria construens (Ehrenberg) Grunow

Fragilaria crotonensis Kitton

Fragilaria radians (Kützing) D.M. Williams et Round (=Synedra acus var. radians (Kützing) Hustedt)

Fragilaria recapitellata H. Lange-Bertalot et D. Metzeltin (= *Fragilaria intermedia* var. *capitellata* (Grunow) Cleve-Euler)

Fragilaria spp.

Fragilariforma virescens (Ralfs) D.M. Williams et Round var. *virescens* (= *Fragilaria virescens* Ralfs)

Gomphonema acuminatum Ehrenberg

Gomphonema acuminatum var. *coronatum* (Ehrenberg) W. Smith

Gomphonema angustatum (Kützing) Rabenhorst

Gomphonema angustum Agardh (= *Gomphonema intricatum* var. *dichotomum* (Kützing) Grunow)

Gomphonema gracile Ehrenberg

Gomphonema lanceolatum Ehrenberg

Gomphonema longiceps var. *subclavatum* Grunow

Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson

Gomphonema olivaceum var. *calcareum* (Cleve) Van Heurck

Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing (= *Gomphonema parvulum* var. *micropus* (Kützing) A. Cleve)

Gomphonema parvulum var. *subellipticum* Cleve

Gomphonema productum (Grunow) Lange-Bertalot et Reichardt (= *Gomphonema angustatum* var. *productum* Grunow)

Gomphonema truncatum Ehrenberg (= *Gomphonema constrictum* Ehrenberg)

Gomphonema spp.

Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst

Gyrosigma distortum (W. Smith) Griffith et Henfrey

Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow

Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski (=Navicula hungarica var. capitata (Ehrenberg) Cleve)

Karayevia clevei (Grunow) Round et Bukhtiyarova (=Achnanthes clevei Grunow)

Martyana martyi (Héribaud-Joseph) Round (=Opephora martyi Héribaud-Joseph)

Meridion circulare (Greville) Agardh

Navicula binodis Ehrenberg

Navicula capitata var. luenburgensis (Grunow) Patrick (= Navicula hungarica var luenburgensis Grunow)

Navicula capitatoradiata Germain (=Navicula cryptocephala var. intermedia Grunow)

Navicula cryptocephala Kützing

Navicula cryptonella Lange-Bertalot (= Navicula radiosa var. tenella (Brébisson) Grunow)

Navicula exigua (Gregory) O. Müller

Navicula lanceolata (Agardh) Kützing

Navicula lanceolata var. tenuirostris Skvortzov

Navicula menisculus Schumann

Navicula peregrina (Ehrenberg) Kützing

Navicula peregrina var. lanceolata Skvortzov

Navicula radiosa Kützing

Navicula reinhardtii (Grunow) Grunow

Navicula rhynchocephala Kützing

Navicula tripunctata (O. Mull.) Bory (=Navicula gracilis Ehrenberg)

Navicula veneta Kützing (=Navicula cryptocephala var. veneta (Kützing) Grunow)

Navicula viridula Kützing

Navicula spp.

Neidium dubium (Ehrenberg) Cleve

Neidium sp.

Nitzschia acicularis (Kützing) W. Smith.
Nitzschia amphibia Grunow
Nitzschia closterium (Ehrenberg) W. Smith
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow
Nitzschia gracilis Hantzsch.
Nitzschia gracilis var. *capitata* Wisl et Poretzky
Nitzschia holsatica Hustedt
Nitzschia linearis (Agardh) W. Smith var. *linearis*
Nitzschia linearis var. *tenuis* (W. Smith) Grunow
Nitzschia palea (Kützing) W. Smith var. *palea*
Nitzschia palea var. *capitata* Wisl et Poretzky
Nitzschia palea var. *debilis* (Kützing) Grunow
Nitzschia palea var. *tenuirostris* Grunow
Nitzschia paleacea Grunow
Nitzschia recta Hantzsch
Nitzschia sigma (Kützing) W. Smith
Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W. Smith
Nitzschia sublinearis Hustedt
Nitzschia subtilis Grunow
Nitzschia tubicula Grunow
Nitzschia umbonata (Ehrenberg) Lange-Bert. (= *Nitzschia stagnorum* Rabenhorst)
Nitzschia vermicularis (Kützing) Hantzsch.
Nitzschia spp.
Opephora sp
Pinnularia gibba Ehrenberg
Pinnularia microstauron (Ehrenberg) Cleve

Pinnularia sp.

Placoneis gastrum (Ehrenberg) Mereschkovsky (= *Navicula gastrum* (Ehrenberg) Kützing)

Placoneis placentula (Ehrenberg) Mereschkowsky (= *Navicula placentula* (Ehrenberg) Kützing)

Planothidium conspicuum (Mayer) E.A.Morales (= *Achnanthes conspicua* var. *brevistriata* Hustedt)

Planothidium delicatulum (Kützing) Round et Bukhtiyarova (= *Achnanthes delicatula* (Kützing) Grunow)

Planothidium ellipticum (Cleve) M.B.Edlund (= *Achnanthes lanceolata* var. *elliptica* Cleve)

Planothidium hauckianum (Grunow) Round et Bukhtiyarova (= *Achnanthes hauckiana* Grunow)

Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot (= *Achnanthes lanceolata* (Brébisson) Grunow; = *Achnanthes lanceolata* f. *ventricosa* Hustedt)

Planothidium lanceolatum var. *haynaldii* (Schaarschmidt) Bukhtiyarova (= *Achnanthes lanceolata* var. *capitata* O.Müller)

Planothidium rostratum (Oestrup) Round et Bukhtiyarova (= *Achnanthes lanceolata* (Brébisson) Grunow var. *rostrata* (Oestrup) Grunow)

Pseudostaurosira parasitica (W.Smith) Morales (= *Synedrella parasitica* (W.Smith) Round et N.I.Maidana ; = *Synedra parasitica* (W.Smith) Hustedt)

Rhoicosphenia abbreviata (Agardh) Lange - Bertalot (= *Rhoicosphenia curvata* (Kützing) Grunow)

Rhopalodia gibba (Ehrenberg) O. Müller

Sellaphora bacillum (Ehrenberg) D.G.Mann (= *Navicula bacillum* Ehrenberg)

Sellaphora laevissima (Kützing) D.G.Mann (= *Navicula bacilliformis* Grunow)

Sellaphora rectangularis (Gregory) Lange-Bertalot et Metzeltin

(= *Navicula pupula* var. *rectangularis* (W.Gregory) Cleve et Grunow)

Stauroneis anceps Ehrenberg

Stauroneis smithii Grunow

Staurosira construens var. *binodis* (Ehrenberg) Hamilton (=Fragilaria *construens* var. *binodis* (Ehrenberg) Grunow)

Staurosira construens var. *exigua* (W.Smith) H.Kobayasi (=Fragilaria *construens* var. *exigua* (W.Smith) Schulz)

Staurosira venter (Ehrenberg) Cleve et Moeller (=Fragilaria *construens* var. *venter* (Ehrenberg) Grunow)

Staurosirella leptostauron (Ehrenberg) D.M.Williams et Round (=Fragilaria *leptostauron*)

Staurosirella leptostauron var. *dubia* (Grunow) M.B.Edlund (=Fragilaria *leptostauron* var. *dubia* (Grunow) Hustedt)

Surirella linearis W. Smith

Surirella minuta Brébisson (=Surirella *ovata* Kütz)

Surirella sp.

Synedra parasitica var. *subconstricta* (Grunow) Hustedt

Synedra sp.

Tabellaria fenestrata (Lyngbye) Kützing

Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing (=Tabellaria *fenestrata* var. *intermedia* Grunow)

Tryblionella levidensis W.Smith (= Nitzschia *tryblionella* var. *levidensis* (W.Smith) Grunow)

Ulnaria acus (Kützing) M.Aboa (=Synedra *acus* Kützing; =Fragilaria *acus* (Kützing) Lange-Bertalot)

Ulnaria capitata (Ehrenberg) P.Compère (=Synedra *capitata* Ehrenberg)

Ulnaria danica (Kützing) Compère et Bukhtiyarova (=Synedra *ulna* var. *danica* (Kützing) Grunow)

Ulnaria delicatissima var. *angustissima* (Grunow) M.Aboal et P.C.Silva (=Synedra *acus* var. *angustissima* (Grunow) van Heurck)

Ulnaria oxyrhynchus (Kützing) M.Aboal (= Synedra *ulna* var. *oxyrhynchus* (Kützing) Van Heurck)

Ulnaria ulna (Nitzsch) P. Compère (= *Fragilaria ulna* (Nitzsch) Lange-Bertalot; = *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg)

CHLOROPHYTA

Chlorophyceae

Actinastrum hantzschii Lagerheim

Actinastrum hantzschii var. *subtile* J. Woloszyńska

Ankistrodesmus sp.

Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs

Ankistrodesmus fusiformis Corda ex Korsch.

Botryococcus braunii Kützing

Characium acuminatum Braun

Characium sieboldii Braun

Characium sp.

Chlamydomonas atactogama Korshikov

Chlamydomonas conferta Korshikov

Chlamydomonas gloeogama Korshikov

Chlamydomonas incerta Pascher

Chlamydomonas monadina Stein. var. *monadina*

Chlamydomonas monadina var. *cingulata* (Pascher) Korshikov

Chlamydomonas spp.

Chlorella vulgaris Beijerinck

Chlorococcum infusionum (Schrank) Meneghini

Chlorobion braunii (Nägeli) Komárek

Closteriopsis aciculare (G. Smith) Belcher et Swale

Closteriopsis longissima (Lemmermann) Lemmermann (= *Ankistrodesmus longissimus* (Lemmermann) Wille)

Closteriopsis sp.

Coelastrum astroideum De Notaris

Coelastrum cambricum Archer

Coelastrum indicum W.B.Turner

Coelastrum microporum Nägeli

Coelastrum reticulatum (P.A.Dangeard) Senn

Coenochloris pyrenoidosa Korshikov

Coenochloris sp.

Coenococcus planctonicus Korshikov

Coenocystis planctonica Korshikov (=Coenochloris korshikovii Hindák)

Coenocystis subcylindrica Korshikov

Coenocystis spp.

Crucigenia fenestrata (Schmidle) Schmidle

Crucigenia quadrata Morren

Crucigenia tetrapedia (Kirchner) W. et G. S. West

Crucigeniella apiculata (Lemmermann) Komárek (= Crucigenia apiculata (Lemmermann) Schmidle)

Crucigeniella rectangularis (Nägeli) Komárek (=Crucigenia rectangularis (Nägeli) Gay)

Desmococcus olivaceus (Persoon ex Acharius) J.R.Laundon (= Desmococcus vulgaris F.Brand)

Desmodesmus armatus (R.Chodat) E.Hegewald (=Scenedesmus armatus R.Chodat)

Dictyosphaerium anomalum Korshikov

Dictyosphaerium ehrenbergianum Nägeli

Dictyosphaerium pulchellum H.C.Wood

Dictyosphaerium sp.

Didymocystis inermis (Fott) Fott

Didymocystis lineata Korshikov

Didymocystis planctonica Korshikov
Didymocystis sp.
Golenkiniopsis solitaria (Korshikov) Korshikov
Heleochloris sp.
Hyaloraphidium contortum Pascher et Korshikov
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius
Lagerheimia chodatii C.Bernard
Lagerheimia citrifomis Snow
Lagerheimia genevensis (Chodat) Chodat
Lagerheimia wratislaviensis Schröder
Monoraphidium arcuatum (Korshikov) Hindák (= *Ankistrodesmus arcuatus* Korshikov)
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárek-Legnerová (= *Ankistrodesmus acicularis* Korshikov)
Monoraphidium irregulare (G.M.Smith) Komárková-Legnerová
Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárek-Legnerová
Monoraphidium obtusum (Korshikov) Komárková-Legnerová
Monoraphidium spp.
Monoraphidium tortile (West et G.S.West) Komárková-Legnerová
Oocystis borgei Snow
Oocystis gigas W.Archer
Oocystis submarina Lagerheim
Oocystis sp.
Palmella microscopica Korshikov
Pandorina morum (O. Muller) Bory De St Vincent
Pediastrum biradiatum Meyen
Pediastrum boryanum (Turpin) Meneghini

Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs
Pseudocharacium acuminatum Korshikov
Quadrigula korsikovii Komárek
Raphidocelis contorta (Schmidle) Marvan et al.
Raphidocelis sigmoidea Hindák
Raphidocelis subcapitata (Korshikov) Nygaard et al.
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat. (= *Scenedesmus falcatus*)
Scenedesmus acuminatus var. *biseriatus* Reinhard
Scenedesmus acutiformis Schröder
Scenedesmus arcuatus Lemmermann
Scenedesmus bicaudatus Dedusenko
Scenedesmus brasiliensis Bohlin
Scenedesmus curvatus Bohlin
Scenedesmus denticulatus Lagerheim
Scenedesmus ellipticus Corda
Scenedesmus granulatus West et G.S. West
Scenedesmus intermedius Chodat
Scenedesmus intermedius var. *bicaudatus* Hortobágyi
Scenedesmus linearis Komárek
Scenedesmus obliquus (Turpin) Kützing (= *Scenedesmus bijugatus* Kützing)
Scenedesmus obtusus Meyen
Scenedesmus opoliensis Richter var. *opoliensis*
Scenedesmus opoliensis var. *carinatus* Lemmermann
Scenedesmus parvus (G.M. Smith) Burrelly
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson

Scenedesmus sempervirens Chodat
Scenedesmus sp.
Schroederia setigera (Schroed.) Lemmermann
Selenastrum gracile Reinsch
Siderocelis ornata (Fott) Fott
Siderocelis sphaerica Hindák
Siderocelis sp.
Sphaerocystis planctonica (Korshikov) Bourrelly
Sphaerocystis schroeteri Chodat
Sphaerocystis sp.
Staurodesmus sp.
Tetraedron caudatum (Corda) Hansgirg
Tetraedron incus (Teiling) G. Smith
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansgirg
Tetraedron triangulare Korshikov
Tetrastrum glabrum (Y.V.Roll) Ahlstrom et Tiffany
Tetrastrum punctatum (Schmidle) Ahlstrom et Tiffany
Tetrastrum staurogeniaeforme (Schröd.) Lemmermann
Tetrastrum triangulare (Chodat) Komárek
Tetrastrum sp.
Treubaria triappendiculata C.Bernard

Ulothrichophyceae

Chaetophora elegans (Roth) Agardh
Elakatothrix pseudogelatinosa Korshikov
Oedogonium sp. ster.

Stigeoclonium sp.

Ulothrix sp.

Ulothrix variabilis Kützing

Siphonocladophyceae

Cladophora glomerata (Linnaeus) Kützing

Cladophora sp.

Zygnematophyceae

Closterium aciculare T. West

Closterium acutum (Lyngbye) Brébisson

Closterium angustatum Kützing ex Ralfs

Closterium leibleinii Kützing

Closterium moniliferum (Bory) Ehrenberg

Closterium punctatum Skuja

Closterium rostratum Ehrenberg

Closterium sp.

Cosmarium pygmaeum W.Archer

Cosmarium reniforme (Ralfs) Archer

Cosmarium turpinii Brébisson

Cosmarium spp.

Cosmoastrum sp.

Desmidium swartzii Agardh

Desmidium sp.

Mougeotia sp. ster.

Spirogyra spp. ster.

Staurastrum gracile Ralfs
Staurastrum paradoxum Meyen var. paradoxum
Staurastrum paradoxum var. nodulosum West
Staurastrum tetracerum Ralfs
Staurastrums sp
Stauroidesmus cuspidatus (Brébisson) Teiling
Stauroidesmus cuspidatus var. curvatus (West) Teiling
Stauroidesmus tumidus (Brébisson ex Ralfs) Teiling
Stauroidesmus spp.

EUGLENOPHYTA

Euglena acus Ehrenberg
Euglena deses Ehrenberg
Euglena hemichromata Skuja
Euglena korshikovii M.Gojdics
Euglena megalithus Skuja
Euglena spp.
Euglena texta (Dujardin) Hübner
Euglena viridis Ehrenberg
Monomorphina pyrum (Ehrenberg) Mereschkowsky
Phacus acuminatus Stokes
Phacus alatus Klebs var. maximus Hubner
Phacus curvicauda Svirenko
Phacus monilatus var. suecicus Lemmermann
Phacus pleuronectes Dujardin
Phacus pyrum (Ehrenberg) Stein

Phacus sp.

Strombomonas acuminata (Schmarda) Deflandre

Strombomonas sp.

Trachelomonas acanthostoma Stokes.

Trachelomonas hispida (Perty) F.Stein var. hispida

Trachelomonas hispida var. crenulatocollis (Maskell) Lemmermann

Trachelomonas intermedia Dangeard

Trachelomonas planctonica Svirenko

Trachelomonas rotunda Svirenko

Trachelomonas superba f. echinata (Roll) Popova

Trachelomonas volvocina Ehrenberg var. volvocina

Trachelomonas volvocina var. subglobosa Lemmermann

Trachelomonas spp.

DINOPHYTA

Amphidinium sp.

Ceratium hirundinella (O.Müller) Dujardin

Glenodiniopsis uliginosa (Schilling) Woloszynska

Glenodinium edax A.J.Schilling

Glenodinium elpatiewskyi (Ostenfeld) Schiller

Glenodinium gymnodinium Pénard

Glenodinium penardii Lemmermann

Glenodinium pulvisculus (Ehrenberg) F.Stein

Glenodinium quadridens (Stein) Schiller

Glenodinium sp.

Gymnodinium impar Harris

Gymnodinium spp.

Peridiniopsis elpatiewskyi (Ostenfeld) Bourrelly (=Glenodinium pygmaeum (Lindemann) Schiller)

Peridinium goslaviense Wolszynska

Peridinium wierzejskii Woloszynska (=Peridinium lomnickii var. wierzejskii (Woloszynska) Lindemann)

Peridinium willei Huitfeldt-Kaas

Peridinium sp.

CRYPTOPHYTA

Chroomonas acuta Utermöhl

Chroomonas sp.

Cryptomonas erosa Ehrenberg

Cryptomonas erosa var. reflexa M.Marsson

Cryptomonas marssonii Skuja

Cryptomonas ovata Ehrenberg

Cryptomonas sp.

XANTHOPHYTA

Centrtractus belonophorus Lemmermann

Characiopsis sp.

Goniochloris fallax Fott

Tribonema sp.

CHRYSOPHYTA

Chrysococcus biporus Skuja

Chrysococcus rufescens Klebs
Chrysococcus spp.
Dinobryon bavaricum Imhof
Dinobryon divergens Imhof
Dinobryon pediforme (Lemmermann) Steinecke
Dinobryon sertularia Ehrenberg
Dinobryon sociale (Ehrenberg) Ehrenberg
Dinobryon spirale Iwanoff
Dinobryon suecicum Lemmermann
Dinobryon sp.
Kephyrion bacilliforme Conrad
Kephyrion rubri-claustri Conrad
Kephyrion sp.
Mallomonas radiata Conr.
Mallomonas spp.
Pseudokephyrion undulatisimum Scherffel
Pseudokephyrion sp.
Stenokalyx inconstans Schmidle
Stenokalyx laticollis Conrad
Stenokalyx sp.

ПРИЛОЖЕНИЕ Б

Таблица 2.4 – Точечные источники загрязнения/риска загрязнения р. Великой

Населенный пункт	Название предприятия	Всего сброс, тыс. м3/год	БПК ₅ , кг/год	N общ., кг/год	P общ., кг/год	Взвешенные вещества, кг/год	Нефтепродукты, кг/год
г. Псков	МП "Горводоканал"	53 753	377 390	401 865	54870	176 190	1020
г. Остров	МП "Водоканал"	1 292	16 400	8 806	2 500	33 700	50
г. Остров	ЖКХ Островская	482	25 560	9 474		31 350	30
п. Крюки	ЖКХ п. Крюки	253	2 000	1 542	115	4 100	5
г. Псков	АО Плескава	161	2 030	285	78	1 960	13

Таблица 2.7 – Результаты оценки качества воды по ИЗВ в р. Великой за ряд лет (План управления..., 2006)

Станции \ Годы	1999	2000	2001	2002	2003	2004
р.Великая, выше г. Опочка		III (1,69)	III	IV (3,05)	III (1,74)	III
р.Великая, ниже г. Опочка		III	III	IV (2,65)	III (2,28)	IV
р.Великая, выше г. Остров		III	III	III (2,09)	III (2,29)	IV
р.Великая, ниже г. Остров		III	III	III (2,21)	III (2,23)	IV
р.Великая, выше г. Пскова	III	III	III	III (2,5)	III (2,20)	IV
р.Великая, ниже г. Пскова	III	III (2,48)	III	III (2,48)	IV (2,58)	IV

Примечания: Серым цветом обозначено отсутствие данных, либо индекс ИЗВ не рассчитывался из-за малого количества взятых проб.

В скобках – величина индекса ИЗВ

Римские цифры – класс качества воды по ИЗВ (III – умеренно-загрязненные, IV – загрязненные, V – грязные, VI – очень грязные).

Таблица 2.8 – Качество воды в р. Великой по Эстонской методике (1999-2002гг.) (План управления..., 2006)

Станции \ Параметры	O ₂ , %	БПК ₅	NH ₄	N общ	P общ	фенолы	Класс качества
р.Великая, выше г. Опочка	I (85%)	I (1,1)	I (0,08)	I (0,35)	I (0,02)	I (2,8)	I
р.Великая, ниже г. Опочка	I (85%)	I (1,1)	I (0,08)	I (0,44)	I (0,02)	I (3,35)	I
р.Великая, выше г. Остров	I (82%)	I (1,4)	II (0,2)	I (0,65)	I (0,01)	I (2,6)	II
р.Великая, ниже г. Остров	I (82%)	I (1,4)	II (0,14)	I (0,56)	I (0,01)	I (3,1)	II
р.Великая, выше г. Пскова	I (89%)	I (1,6)	II (0,21)	I (0,53)	I (0,01)	I (1,8)	II
р.Великая, ниже г. Пскова	I (89%)	I (1,7)	II (0,23)	I (0,66)	II (0,07)	I (2,0)	II

Примечания: Римские цифры – класс качества вод (I – отличная до V грязная), в скобках – концентрации компонентов.

Таблица 2.5 – Соответствие воды р.Великой стандартам качества ПДК для водоемов рыбохозяйственного использования (План управления..., 2006)

Параметры Станции	O ₂	O ₂ ,%	БПК ₅	N- NH ₄	NH ₄	N- NO ₂	NO ₂	N- NO ₃	NO ₃	P- PO ₄	BB	Cu	Pb	Cd	Mn	н/п	Cl	SO ₄	Fe
Рыб.-хоз. стандарты качества (мг/л)	6	70	3	0,39	0,5	0,02	0,08	9	40	0,2	7,25	0,001	0,006	0,005	0,01	0,05	300	100	0,1
Великая, выше г. Опочка	94	92	100	83	83	100	100	100	100	100	60	0	60	100	38	44	100	100	58
Великая, ниже г. Опочка	94	92	100	83	83	92	92	100	100	100	60	6	60	100	50	19	100	100	42
Великая, выше г. Остров	100	93	100	75	75	100	100	100	100	100	50	6	47	100	50	22	100	100	42
Великая, ниже г. Остров	100	86	100	75	75	100	100	87	100	100	50	56	56	100	67	67	100	100	33
Великая, выше г. Пскова	100	98	96	72	72	100	100	100	100	100	34	0	57	100	32	35	100	100	7
Великая, ниже г. Пскова	100	96	89	64	64	82	91	100	100	96	40	5	52	100	34	11	100	100	8

Примечания: н/п – нефтепродукты, BB – взвешенные вещества,

	- 70-100% проб соответствует стандартам качества
	- 30-<70% проб соответствует стандартам
	- <30% проб соответствует стандартам

Таблица 2.6 – Соответствие воды р.Великой стандартам качества ПДК для водоемов хозяйственно-питьевого использования (План управления..., 2006)

Параметры Станции	O ₂	O ₂ ,%	БПК ₅	N- NH ₄	NH ₄	N- NO ₂	NO ₂	N- NO ₃	NO ₃	ВВ	Cu	Pb	Cd	Mn	н/п	Cl	SO ₄	Fe	ХПК
Хоз. - пит. стандарты ка- чества (мг/л)	4	70	6	2,5	2	1	3,3	10,1	45	7,25	1	0,03	0,001	0,1	0,3	350	500	0,3	30
Великая, выше г. Опочка	94	92	81	100	100	100	-	100	100	67	100	100	73	100	94	100	100	100	56
Великая, ниже г. Опочка	100	92	100	100	100	100	100	100	100	60	100	100	80	100	94	100	100	91	50
Великая, выше г. Остров	100	100	78	100	100	100	-	100	100	50	100	100	71	100	94	100	100	58	20
Великая, ниже г. Остров	100	86	72	100	100	100	100	100	100	50	100	100	78	94	94	100	100	67	20
Великая, выше г. Пскова	100	98	100	100	100	100	100	100	100	34	100	100	71	100	89	100	100	40	13
Великая, ниже г. Пскова	100	96	85	100	100	100	100	100	100	40	100	100	66	95	96	100	100	44	16

Примечания: н/п – нефтепродукты, ВВ – взвешенные вещества,

	- 70-100% проб соответствует стандартам качества
	- 30-<70% проб соответствует стандартам
	- <30% проб соответствует стандартам