

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«Карельский научный центр Российской академии наук»
(Институт водных проблем Севера – обособленное подразделение КарНЦ РАН)

На правах рукописи



Макарова Елена Михайловна

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВЫСОКОГУМУСНЫХ ПРИТОКОВ
ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА ПО КОМПЛЕКСУ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ
И ХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

1.5.15 – Экология

Диссертация
на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель
доктор биологических наук
Калинкина Наталия Михайловна

Петрозаводск – 2024

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ.....	11
1.1. Региональные особенности формирования химического состава поверхностных вод Карелии	11
1.2. Изученность экосистем рек на территории г. Петрозаводска	12
1.2.1. Химические показатели	12
1.2.2. Состояние водных сообществ	18
1.3. Роль микробиологических исследований в биомониторинге водных экосистем	25
1.3.1. Индикаторное значение различных групп бактерий в экологическом мониторинге	26
1.3.2. Классификация качества воды по микробиологическим показателям	28
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	34
2.1. Характеристика метеорологических условий в период исследований притоков Онежского озера	35
2.2. Характеристика объектов исследования	36
2.2.1. Река Лососинка (территория г. Петрозаводска)	36
2.2.2. Река Неглинка (территория г. Петрозаводска)	39
2.2.3. Ручей Железный (природная водосборная территория).....	42
2.2.4. Притоки Онежского озера (антропогенно нарушенные водосборные территории).....	43
2.3. Методы исследования.....	47
2.3.1. Химические методы исследования	47
2.3.2. Микробиологические методы исследования	49
2.3.3. Методы статистического анализа данных	52
ГЛАВА 3. ХАРАКТЕРИСТИКА ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДЫ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА	53
3.1. Оценка антропогенной нагрузки на притоки Онежского озера	53
3.2. Анализ пространственного распределения и сезонной динамики химического состава речных вод	59
3.2.1. Анализ пространственного распределения и сезонной динамики химического состава воды р. Лососинки.....	60
3.2.2. Анализ пространственного распределения и сезонной динамики химического состава воды р. Неглинки.....	70

3.2.3. Анализ химического состава воды ручья Железного.....	81
3.2.4. Анализ химического состава притоков юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера.....	85
3.3. Оценка качества воды притоков Онежского озера по химическим показателям.....	87
ГЛАВА 4. БАКТЕРИОПЛАНКТОН ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА.....	93
4.1. Пространственная и сезонная изменчивость бактериопланктона р. Лососинки.....	93
4.2. Пространственная и сезонная изменчивость бактериопланктона р. Неглинки.....	107
4.3. Бактериопланктон руч. Железного.....	120
4.4. Количественные характеристики бактериопланктона притоков юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера в разные периоды.....	124
ГЛАВА 5. ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПЛАНКТОНА ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В 2014 г.	129
5.1. Продукционно-деструкционные показатели в воде р. Лососинки.....	129
5.2. Продукционно-деструкционные показатели в воде р. Неглинки.....	131
5.3. Продукционно-деструкционные показатели в воде руч. Железного.....	133
ГЛАВА 6. МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА С УЧЕТОМ ИХ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ.....	135
6.1. Проблемы оценки качества воды в связи с многофакторным воздействием на водные объекты.....	135
6.2. Особенности воздействия гумусовых веществ на водные организмы.....	136
6.3. Структура связей между химическими и микробиологическими показателями воды притоков Онежского озера.....	138
6.4. Оценка качества воды притоков Онежского озера по микробиологическим показателям с учетом геохимических особенностей водосборов.....	142
6.5. Мероприятия по оптимизации нарушенной природной среды района исследования.....	149
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	154
СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ.....	157
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	158
ПРИЛОЖЕНИЕ А Публикации в СМИ данных по теме диссертации.....	186

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования. Бактерии играют главную роль в геохимических процессах, участвуя в передаче энергии и вещества в пищевых сетях (Кузнецов, 1970; Кузнецов и др., 1985). Высокая скорость метаболизма обеспечивает бактериям более быструю, чем у других компонентов биоты, реакцию на незначительные изменения условий среды, а разнообразие способов функционирования обеспечивает способность к деструкции специфических веществ, в т. ч. антропогенного происхождения, недоступных другим организмам (Кузнецов, 1970; Горленко и др., 1977; Драбкова, 1981; Бакаева, Никаноров, 2006; Копылов, Косолапов, 2008, 2011; Кузнецова и др., 2019). В связи с этим, микробиологические показатели, включающие различные функциональные группы бактерий, являются весьма информативными, отражая степень загрязнения водоемов легкоминерализуемым органическим веществом (ОВ), нефтепродуктами, фенольными соединениями, хозфекальными стоками и др. (ГОСТ 17.1.3.07-82; Руководство..., 1983; Романенко, 1985; Марголина, 1989; Окснюк и др., 1993; Виноградов и др., 2001; Уманская, 2005; Копылов и др., 2006; Кондакова, 2007; Копылов, Косолапов, 2008; Шеховцова, 2008; Перетрухина и др., 2011; Гелашвили и др., 2016; Богатов, Федоровский, 2017; СанПиН 1.2.3685-21).

Важную роль в процессах деструкции ОВ различной природы бактериопланктон играет в реках, где он может достигать более 80 % в суммарной биомассе планктонного сообщества (Сорокин, 1987; Олейник, 1991; Копылов и др., 2006). Наиболее значима роль бактерий в экосистемах малых рек полугорного типа, характеризующихся небольшой глубиной и быстрым течением (0,5 м/с), где доминируют детритные пищевые цепи питания (Комулайнен, 2005; Крылов, 2005; Salmaso, Braioni, 2008; Копылов, Косолапов, 2011; Богатов, Федоровский, 2017).

Реки Карелии характеризуются большим содержанием в воде гумусовых веществ, что отражается в высокой цветности их воды и объясняется повышенной степенью заболоченности водосборной территории (Крупнейшие ..., 2015). В свою очередь, гумусовые вещества оказывают сложное воздействие в целом на водные экосистемы (Лозовик, 2006; Моисеенко, 2009; Geddes, 2009; Cole et al., 2011; Arvola et al., 2014; Моисеенко и др., 2017), и в частности, на бактериопланктон – важный индикатор качества воды (Visser, 1985; Tranvik, Höfle, 1987; Jones et al., 1988). Специфический природный состав речных вод, обусловленный высоким содержанием гумусовых веществ и связанного с ними железа, может изменять влияние антропогенных факторов на экосистемы городских водотоков.

Интенсивное антропогенное воздействие испытывают реки Лососинка и Неглинка, притоки Онежского озера, которые протекают по территории г. Петрозаводска и принимают неочищенные стоки ливневой канализации. Согласно шкале гумусности Лозовика П. А. (2006),

воды рек Лососинки и Неглинки являются высокогумусными. Эти две реки впадают в Петрозаводскую губу Онежского озера – источник централизованного питьевого водоснабжения г. Петрозаводска. В нижнем течении прибрежные участки двух рек активно используются населением города для рекреации, что может вызвать потенциально опасное микробиологическое загрязнение рек. В связи с этим, важной задачей является оценка загрязнения городских водотоков и их санитарного состояния по микробиологическим показателям. Эффективность микробиологической индикации существенно возрастает при одновременном использовании химических показателей качества воды (Алекин и др., 1973; Руководство..., 1992; РД 52.24.643-2002; Шорникова, 2009; Р 52.24.763-2012). До настоящего времени отсутствовали комплексные исследования пространственно-временной изменчивости микробиологических и химических показателей экологического состояния притоков Онежского озера – рек Лососинки и Неглинки.

Степень разработанности проблемы. Регулярные наблюдения химического состава притоков Онежского озера были начаты еще в 60-е годы XX века (Соловьева, Расплетина, 1973). Известно, что в долинах рек, протекающих по территории г. Петрозаводска, происходит разгрузка подземных вод, влияющая на химический состав воды основного русла, что приводит, например, на р. Неглинке к увеличению минерализации речной воды в нижнем ее течении (Andronikov et al., 2019). Первые исследования бактериопланктона в притоках Онежского озера начали проводить с конца 80-х годов XX века (Филимонова, 1990). Зачастую исследования были связаны с оценкой влияния прибрежных территорий, испытывающих антропогенное воздействие. О степени загрязнения водотоков свидетельствовали высокие численности эколого-трофических групп бактериопланктона, характеризующие загрязнения речных вод легкоминерализуемым ОВ, нефтепродуктами и хозяйственно-бытовыми стоками (Тимакова, 2013; Теканова и др., 2015). Однако комплексных химических и микробиологических исследований притоков Онежского озера не проводилось. Наши исследования направлены на теоретические аспекты влияния гумусовых веществ при одновременном воздействии антропогенного фактора на бактериопланктон в малых реках.

Объект и предмет исследования. В качестве объекта исследования выступают притоки Онежского озера, в том числе протекающие по урбанизированной территории г. Петрозаводска. Предметом исследования является оценка состояния речных экосистем, находящихся под антропогенным воздействием с использованием химических и микробиологических показателей качества воды.

Цель исследования – оценить экологическое состояние высокогумусных притоков Онежского озера на урбанизированных территориях по комплексу микробиологических и химических показателей, а также определить биоиндикаторную значимость различных эколого-трофических групп бактериопланктона.

Для достижения цели были поставлены следующие **задачи**:

1. Изучить химический состав притоков Онежского озера с учетом региональных особенностей и антропогенного фактора.
2. Исследовать пространственную и сезонную изменчивость количественных показателей эколого-трофических групп бактериопланктона и его размерно-морфологическую структуру.
3. Оценить биотический баланс речных экосистем на основе продукционно-деструкционных параметров.
4. Провести анализ влияния региональных особенностей химического состава воды и водосборной территории на формирование бактериального сообщества.

Научная новизна и теоретическая значимость. Впервые проведено комплексное исследование пространственного распределения и сезонной динамики химических и микробиологических показателей притоков Онежского озера в условиях влияния заболоченной водосборной территории и различной степени антропогенной нагрузки, по комплексу микробиологических и химических показателей выполнена оценка экологической ситуации в изученных реках.

Впервые получены сведения о размерно-морфологической структуре бактериопланктона, отражающей влияние водосборной территории на речные экосистемы.

Впервые для экосистем притоков Онежского озера Лососинки и Неглинки, протекающих на урбанизированных территориях, и руч. Железного, не испытывающего антропогенного воздействия, проанализированы сезонные изменения продукционно-деструкционных показателей, свидетельствующих о преобладании гетеротрофного звена в планктонном сообществе в условиях быстрого течения рек полугорного типа.

Практическая значимость. Полученные результаты имеют практическое значение для контроля санитарной ситуации и использования для рекреационных целей рек Лососинки и Неглинки, протекающих по территории г. Петрозаводска. Полученные данные могут быть использованы для контроля санитарной ситуации в Петрозаводской губе Онежского озера, которая принимает воды высоко загрязненных по микробиологическим показателям рек Лососинки и Неглинки и служит источником централизованного водоснабжения города Петрозаводска.

Результаты диссертационной работы могут быть использованы для усовершенствования экологического мониторинга рек по комплексу биологических и химических показателей, а также уточнения влияния антропогенного фактора на притоки Онежского озера, где высокие концентрации железа являются не следствием загрязнения, а региональной особенностью химического состава вод Карельского гидрографического региона.

Полученные данные использованы при разработке научно-популярных лекций о воздействии антропогенных факторов на Онежское озеро и его водосбор в рамках проведения

научно-образовательных семинаров для экскурсоводов, учителей, студентов вузов, СПО и школьников г. Петрозаводска (приложение А).

Выполнено зонирование и составлена карта-схема качества воды притоков Онежского озера по гидрохимическим и микробиологическим показателям.

Методология и методы исследования. Теоретической основой работы являются методологические подходы к оценке экологического состояния малых рек по комплексу микробиологических и химических показателей. В основу работы положены данные полевых исследований различных притоков Онежского озера, испытывающих разную степень антропогенной нагрузки. Камеральная обработка проб проводилась с использованием общепринятых в водной микробиологии и гидрохимии методик. Статистическая обработка данных выполнена в лицензированном пакете Statistica Advanced 10 for Windows Ru.

Положения, выносимые на защиту:

1. В экологическом мониторинге оценку загрязненности высокоцветных речных вод по показателям химического состава необходимо выполнять с учётом влияния на них региональных природных факторов.

2. Количественные показатели различных эколого-трофических групп бактериопланктона являются приоритетными индикаторами экологического состояния высокогумусных притоков Онежского озера.

3. Для малых рек полугорного типа, характеризующихся высокими скоростями течения и высокой антропогенной нагрузкой, характерен гетеротрофный тип функционирования экосистемы.

4. Микробиологические показатели притоков Онежского озера, испытывающих разную антропогенную нагрузку, связаны с содержанием органических веществ, поступающих с терригенным стоком и ливневыми водами, и мало зависят от природных особенностей химического состава речных вод региона.

Степень достоверности результатов. В работе использованы принятые зарубежные и общероссийские методы сбора, обработки и анализов химических и микробиологических показателей. Степень достоверности обеспечивается значительным объемом фактического материала (162 пробы воды), количество лабораторных анализов – свыше 2000. Результаты полевых наблюдений подвергнуты статистической обработке с оценкой их достоверности.

Апробация результатов исследования. Материалы диссертации представлены на 66-й школе-конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Науки о Земле: задачи молодых» (Петрозаводск, 16–17 апреля 2014 г.), международной молодежной школе-конференции «Моря, озера и трансграничные водосборы России, Финляндии и Эстонии» (Петрозаводск, 11–13 ноября 2014 г.), лимнологической школе-практике «Winter Limnology-

course» (Helsinki, Finland, March 15–21, 2015), 67-й школе-конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Науки о Земле: задачи молодых» (Петрозаводск, 29–30 апреля 2015 г.), школе-конференции для молодых ученых на о. Валаам (11–13 июня 2015 г.), 68-й Всероссийской (с международным участием) научной конференции обучающихся и молодых ученых (Петрозаводск, 11–29 апреля 2016 г.), научной конференции «Природное и культурное наследие Европейского севера: фундаментальные и прикладные исследования», посвященной 70-летию Карельского научного центра РАН (Петрозаводск, 25–28 мая 2016 г.), V Международной конференции молодых ученых «Водные ресурсы: изучение и управление» («Water Resources: Research and Management», WRRM) (лимнологическая школа-практика) (Петрозаводск, 05–08 сентября 2016 г.), VI Международной конференции молодых ученых «Водные ресурсы: изучение и управление (школа-практика)» (Петрозаводск, 01–05 сентября 2020 г.), 73-й Всероссийской научной конференции обучающихся и молодых ученых «Науки о Земле: задачи молодых» (Петрозаводск, 13–14 апреля 2021 г.), XXVIII Международной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов-2021» (Москва, 12–23 апреля 2021 г.), XXIV Международной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов-2022» (Москва, 11–22 апреля 2022 г.), международной научно-практической конференции «Оценка состояния ресурсов, экосистем озер и морей в условиях современных изменений климата и социо-экономического развития» (Петрозаводск, 12–14 сентября 2022 г.), 76-й Всероссийской с международным участием школе-конференции молодых ученых «Биосистемы: организация, поведение, управление» (Нижний Новгород, 11–14 апреля 2023 г.), XVIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения» (Киров, 24–25 апреля 2023 г.), VIII Всероссийской конференции по водной экотоксикологии «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», посвященной 85-летию со дня рождения доктора биологических наук, профессора Б. А. Флерова, и школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов «Современные методы исследования состояния поверхностных вод в условиях антропогенной нагрузки» (Борок, 17–20 октября 2023 г.).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 13 работ, из которых 3 статьи – в рецензируемых научных журналах, включенных в список изданий, рекомендованных Высшей аттестационной комиссией при Минобрнауки России для опубликования результатов диссертаций, 1 статья – в журнале, входящем в Web of Science.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, 6 глав, заключения, списка сокращений, списка литературы и приложения. Диссертация изложена на 187 страницах, содержит 62 таблицы, 65 рисунков. Список литературы включает 302 наименования, среди которых 81 – на иностранных языках.

Связь работы с научными программами. Материалы диссертационной работы были включены в отчет о научно-исследовательской работе по теме «Оценка воздействия свалки твердых бытовых отходов в местечке Орзег на подземные и поверхностные воды» (2014 г.); использованы при написании отчетов по грантам РФФИ № 15-34-50529 «Оценка возможности формирования бактериями природных наночастиц металлов в водных объектах гумидной зоны России» (2015 г.), № 16-35-00026 «Биогеохимические аспекты загрязненности малых водных объектов урбанизированных территорий Южной Карелии» (2016–2017 гг.); вошли в качестве разделов в отчеты по госзаданию Института водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук (ИВПС КарНЦ РАН), проект № 0185-2021-0007 «Диагноз состояния и долгосрочный прогноз изменений экосистем крупнейших озер-водохранилищ Севера ЕЧР (Онежского и Выгозера), входящих в систему Беломоро-Балтийского водного пути» (2021–2022 гг.).

Личный вклад автора. В основу материалов положены результаты собственных исследований в 2014–2016 гг. притоков Онежского озера. Сбор и обработка полевого материала, систематизация и анализ полученных данных, статистическая обработка, выполнены лично автором.

Соответствие паспорту научной специальности. Научные положения диссертации соответствуют специальности 1.5.15. Экология по направлениям исследования «Антропогенное воздействие на сообщества и экосистемы. Биоиндикация, биомониторинг» (п. 10 паспорта специальности).

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность научному руководителю заведующему лабораторией гидробиологии ИВПС КарНЦ, доктору биологических наук Калинкиной Н. М. и старшему научному сотруднику лаборатории гидробиологии ИВПС КарНЦ, кандидату биологических наук Текановой Е. В. за всестороннюю помощь и поддержку; младшему научному сотруднику лаборатории экологии рыб и водных беспозвоночных Института биологии КарНЦ РАН Милянчуку Н. П., заведующему аналитической лабораторией Института леса КарНЦ, кандидату биологических наук Никеровой К. М., главному химику лаборатории гидрохимии и гидрогеологии ИВПС КарНЦ Дмитриевой Ю. Ф., главному химику лаборатории гидрохимии и гидрогеологии ИВПС КарНЦ Кравченко И. Ю. – за помощь в проведении гидрохимических исследований; кандидату географических наук Назаровой Л. Е., старшему научному сотруднику лаборатории гидрохимии и гидрогеологии ИВПС КарНЦ, кандидату геолого-минералогических наук Бородулиной Г. С., главному гидрологу лаборатории географии и гидрологии ИВПС КарНЦ Балаганскому А. Ф. за ценные советы и рекомендации; старшему научному сотруднику лаборатории гидрохимии и гидрогеологии ИВПС КарНЦ, кандидату химических наук Сабылиной А. В. за любезно предоставленные

гидрохимические данные; заведующему лабораторией геоэкологии и рационального природопользования Арктики Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН, кандидату биологических наук Слуковскому З. И., а также Ференц Н. С., Смирновой Е. С., Падчиной А. Г., Лазарьковой А. А. за помощь в проведении экспедиционных работ; сотрудникам лаборатории гидробиологии ИВПС КарНЦ РАН за консультации и поддержку, а также моим самым родным и близким людям за безграничное терпение.

ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1. Региональные особенности формирования химического состава поверхностных вод Карелии

Климат Карелии влажный, умеренно континентальный с чертами морского. Лето прохладное и короткое, зима мягкая и снежная, период открытой воды короткий. Количество осадков превышает испаряемость (Назарова, Филатов, 2004; Назарова, 2013; Филатов и др., 2014). Климатические особенности региона выражаются в низкой температуре воды, коротком вегетационном периоде водных экосистем и избыточной увлажненности водосборной территории.

Большая часть Карелии расположена в пределах Балтийского кристаллического щита. Территория освободилась от последнего ледника лишь 10–14 тысяч лет назад (Лукашов, 2004; Филатов и др., 2013). Геологически короткий послеледниковый период определяет характерные черты карельских ландшафтов – ледниковые формы рельефа, множество озер и рек, их небольшую глубину, высокую степень залесенности (преимущественно сосновые и еловые леса) и заболоченности территории, кристаллические породы залегают неглубоко, рыхлые четвертичные отложения маломощные (Земляков, 1936; Филатов и др., 2013).

Химический состав поверхностных вод Карелии формируется в связи с особенностями водосборной территории (состав подстилающих пород, густота речной сети, заболоченность, тип почв и т. д.).

Лежащие близко к поверхности кристаллические породы слабо подвержены выщелачиванию. Это во многом определяет чрезвычайно низкую минерализацию поверхностных вод, которая в среднем для региона составляет 25 мг/л (Лозовик, 2006, 2013), и невысокую минерализацию подземных вод Карелии – менее 1 г/л (Бородулина и др., 2006). С низкой минерализацией воды связаны пониженные значения рН (Лозовик, 2006, 2013; Лозовик и др., 2013).

Для поверхностных вод Карелии характерно повышенное количество гумусовых веществ, которые поступают с заболоченных водосборных территорий. Это сказывается на повышении цветности воды и увеличении аллохтонного органического вещества (Лозовик, 2006). Терригенный гумус содержит гуминовые и фульвокислоты, которые снижают рН воды. С почвенным гумусом химически связаны железо, марганец и фосфор, которые также поступают в водоемы Карелии (Лозовик, 2006, 2013; Лозовик и др., 2006). Поэтому среднерегionalные концентрации Fe и Mn в озерах Карелии достигают 0,35 и 0,05 мг/л соответственно, а в реках содержание этих металлов соответственно в 1,8 и 1,4 раза больше (Лозовик и др., 2013). Такие концентрации превышают общероссийские ПДК, которые

составляют 0,1 и 0,01 мг/л соответственно. В свою очередь, фосфор и железо в виде комплексов с гумусом мало доступны для водной биоты (Kritzberg, Ekström, 2012; Калинкина, Шелехова, 2017).

В целом большая часть поверхностных вод Карелии относится к ультрапресным водам, гидрокарбонатному классу групп Ca^{2+} и Mg^{2+} , характеризуется слабокислой реакцией среды и по содержанию гумусовых веществ соответствует мезогумусному классу вод с преобладанием аллохтонного органического вещества (Лозовик и др., 2013).

1.2. Изученность экосистем рек на территории г. Петрозаводска

1.2.1. Химические показатели

Вода рек Лососинки и Неглинки относится к разряду пресных, по содержанию основных ионов в меженный период – к гидрокарбонатно-кальциевому типу, по содержанию гумусового органического вещества – к мезополигумусному классу вод, удовлетворительного качества (Лозовик и др., 2013).

Литературные сведения об основных характеристиках химического состава воды р. Лососинки относятся к периодам 1965–1967 гг. (Гидрохимия Онежского озера..., 1973), 1986–1987 гг. (Пирожкова, 1990), 1993–2003 гг. (Сабылина, 1999; Комулайнен, Морозов, 2007; Рыжков и др., 2012), 2007–2008 гг. (Kalinkina et al., 2012). Исследования на р. Неглинке проводились в 1960-х (Гидрохимия Онежского озера..., 1973), 1980-х гг. (Пирожкова, 1990), в 1997 г. (Сабылина, 1999; Комулайнен, Морозов, 2007; Дзюбук, Клюкина, 2015), 2000-х гг. (Kalinkina et al., 2012), 2009–2013 (Бородулина, 2013) и 2013–2014 гг. (Дзюбук, Клюкина, 2015).

Величина рН. Реакция среды в воде р. Лососинки на протяжении всего периода наблюдений с 1960-х гг. существенно не менялась – в период открытой воды она находилась в пределах от слабокислой до слабощелочной. Минимальные значения рН (до 6,5) регистрировались, как правило, весной и осенью, максимальные (до 7,95) – в летнюю межень. В среднем в период открытой воды рН речной воды составлял около 7,0, зимой – 7,3. Кроме того, отмечено, что рН воды возрастал по направлению от верховья (6,5) к нижнему течению в черте города (7,65), где река принимает ливневой сток г. Петрозаводска (Комулайнен, Морозов, 2007; Рыжков и др., 2012).

В питании р. Неглинки значительную роль играет подземный сток (Бородулина, 2013), что сказывается на значительном увеличении минерализации и рН воды вдоль русла по сравнению с участком, близким к истоку реки. В течение 1986 г. рН речной воды, измеренный в устьевом участке, находился в пределах 7,0–7,6. В 1997 г. водородный потенциал речной воды в период

открытой воды изменялся вдоль русла от 4,75 до 7,95. В районе истока реки, расположенного в лесной местности, величина рН воды в среднем составляла 5,9. В устьевом участке рН достигал среднего значения 7,5.

Минерализация воды р. Лососинки в 1960-е гг. была очень низкой, от 24 до 51 (в среднем около 33) мг/л в период открытой воды, минимальные значения отмечались весной. В подледный период минерализация увеличивалась до 44 мг/л. В 1980–90-е и 2000-е гг. ее величины в весенне-осенний период достигли среднего значения 50 мг/л.

Среднегодовая величина минерализации в устьевом участке р. Неглинки за 1990–2000-е гг. составила 176 мг/л с максимальными значениями в зимний период. В 2011 г. вдоль русла реки была измерена общая жесткость воды, которая тесно связана с величиной минерализации, и было выявлено, что жесткость увеличивалась от 0,28 ммоль/л в районе истока до 3,15 ммоль/л в устьевом участке, т. е. более чем в 10 раз. Повышение жесткости воды связано с поступлением в речные воды высокоминерализованных подземных вод на участках среднего и нижнего течения р. Неглинки (Бородулина, 2013).

Цветность воды в р. Лососинке в 1960-х гг. в период открытой воды составляла от 60 до 130, в среднем около 100 град. Pt–Co шкалы. В 2000-х гг. цветность воды увеличилась по сравнению с предыдущим 40-летним периодом и достигла в период открытой воды 90–260, в среднем 160 град. Pt–Co шкалы. Существенной разницы в цветности воды между условно чистым загородным участком реки и чертой г. Петрозаводска не обнаруживалось. Величина цветности достигала максимума в период летней межени, а зимой при отсутствии стока вода в реке становилась светлее.

Болотное питание р. Неглинки определяет более высокую, чем в р. Лососинке, цветность речной воды и содержание в ней органического вещества. В 1990-е и 2010-е гг. цветность воды изменялась в разные сезоны от 120 до 690 град Pt–Co шкалы. Самые высокие величины цветности всегда отмечались в истоке реки. В 1997 г. в районе истока цветность речной воды достигала среднего в период открытой воды значения 322 град. Pt–Co шкалы, в 2013 г. – около 500 град. Pt–Co шкалы с минимальными значениями в весенний период, в устье – 174 и 200 град. Pt–Co шкалы соответственно с минимальными значениями в летнюю межень.

Содержание органического вещества в воде р. Лососинки можно оценить по концентрации органического углерода ($C_{\text{орг}}$). В середине 1960-х и конце 1980-х гг. содержание $C_{\text{орг}}$ в реке было стабильным – 11,8 и 11,9 мг/л соответственно. К середине 2000-х гг. концентрация органического углерода в речной воде немного увеличилась, до 12,4 мг/л (Сабылина, Ефремова, 2017). В составе органического вещества речной воды высок процент стойкого к биохимическому окислению ОВ. Об этом свидетельствовало отношение перманганатной окисляемости к бихроматной, которое в 1960-е гг. не достигало и 50 % (35–46 %), в 1980–2000-е гг. оно оказалось в среднем чуть более 50 % (42–68 %).

Содержание $C_{\text{орг}}$ в воде р. Неглинки в 1990–2010-е гг. существенно не менялось и составляло в среднем 14,7 мг/л (Сабылина, Ефремова, 2017). При этом максимальные концентрации, по данным 1997 г., были приурочены к верхнему участку реки.

Сведений о содержании в воде р. Лососинки легкоминерализуемых веществ меньше, чем об общем органическом веществе. Так, в 1990-х гг. концентрация лабильного органического вещества, измеренная по показателям биологического потребления кислорода (БПК₅), в период открытой воды находилась в пределах от 1,19 до 3,86 (в среднем 2,02) мг O₂/л. При этом в загородном участке реки его средняя концентрация составила 1,80 мг O₂/л с максимальными величинами весной, а в устьевом – увеличилась до среднего значения 2,23 мг O₂/л с максимумом в летнюю межень.

Концентрация в воде легкоминерализуемого органического вещества в р. Неглинке, определяемого по БПК₅, в период открытой воды 1997 и 2013 гг. находилась в пределах от 1,1 до 6,1 мг O₂/л. В 1997 г. средняя величина БПК₅ в истоке реки составляла 1,4, в устьевом участке – 3,3 мг O₂/л, при этом максимальные значения отмечались весной. В 2013 г. средняя в период открытой воды величина БПК₅ оказалась одинаковой вдоль всего русла реки – 3,1–3,3 мг O₂/л в разных участках, при этом наибольшие ее значения фиксировались в летний период.

Среднее содержание взвешенных веществ в р. Лососинке в период открытой воды в 1990–2000-е гг. составляло 2,9 мг/л, а в р. Неглинке примерно в 2 раза выше, чем в р. Лососинке, и достигало более 5,0 мг/л. Однако в воде р. Лососинки концентрация взвешенных веществ достигала максимума весной в половодье (до 11,0 мг/л).

В 1960-х и 1990–2000-х гг. было обнаружено, что вода р. Лососинки весь безледоставный период недонасыщена кислородом. Аналогичная ситуация была отмечена и в 1980-е гг. в воде р. Неглинки. Так, исследования р. Неглинки в 1997 г. выявили невысокую сезонную изменчивость содержания кислорода в воде – от 7,7 до 8,8 (в среднем 8,4) мг/л. Последующими исследованиями в весенне-осенний период 2013 г. был выявлен значительно более широкий диапазон концентраций растворенного кислорода – от 6,0 до 10,4 при сходной с 1997 г. средней величине 8,0 мг/л. При этом существенной разницы между истоком и устьевым участком обнаружено не было.

Концентрация в речной воде минерального фосфора в 1960-х гг. в р. Лососинке в период открытой воды была в пределах 1,3–26,6 (в среднем 17) мкг/л, причем снижение его количества происходило в летнюю межень, видимо, в результате потребления биотой. Среднее содержание в воде общего фосфора в этот же период не превышало 35 мкг/л. В 1980-е гг. средняя концентрация минерального фосфора в воде возросла до 32 мкг/л, общего – до 57 мкг/л. В дальнейшем, вплоть до середины 2000-х гг. среднегодовое количество минерального фосфора сохранялось в пределах 20–35 мкг/л, общего фосфора – около 70 мкг/л.

Содержание в воде р. Неглинки фосфатов в безледный период 1990–2010-х гг. находилось в пределах 6–85 мкг P/л. В 1997 г. среднее содержание минерального фосфора в истоке реки было значительно ниже, чем в устьевом участке, 13 против 34 мкг/л в среднем в весенне-осенний период. Исследования 2013 г. показали, что средняя концентрация фосфатов в истоке увеличилась до 35 мкг P/л, в устьевой части реки – до 48 мкг P/л. Концентрация общего фосфора в этот же период находилась в пределах 1–116 мкг P/л. В многолетнем плане изменений концентрации общего фосфора в воде выявлено не было. В районе истока реки она достигает среднего значения 39 мкг P/л, в устьевом участке реки – 97 мкг P/л. Концентрации минерального и общего фосфора в р. Неглинке выше, чем в р. Лососинке.

Преобладающей минеральной формой азота в р. Лососинке является аммонийная. В 1966–1967 гг. содержание аммонийного азота в городской черте составляло в безледный период 0,070–0,084 мг N/л, а зимой увеличивалось до 0,122 мг N/л. В 1980-е гг. его среднее содержание в весенне-осенний период было оценено в 0,114 мг N/л. В 1990-е гг. средняя концентрация аммонийного азота достигла 0,513 мг N/л в городской черте и 0,317 – в загородном участке. В 2000-е гг. среднее содержание $N-NH_4^+$ в речной воде в городской черте снизилось до среднего значения 0,04 мг N/л.

В водах р. Неглинки, как и в р. Лососинке, из неорганических форм азота преобладает аммонийная форма, но в более высокой концентрации. В 1990–2010-е гг. аммонийный азот обнаруживался в речной воде в количестве 0,06–1,41 мг N/л. В 1997 г. средняя в период открытой воды концентрация аммонийного азота в устьевом участке реки была в 1,5 раза выше, чем в истоке, 0,71 против 0,48 мг N/л соответственно. В 2013 г. его количество по всему руслу Неглинки было примерно одинаковым – около 0,3 мг N/л. В истоке реки сезонная динамика этой формы азота была слабо выражена, а на участке вблизи устья максимальные величины регистрировались, как правило, весной.

Содержание нитритного азота в воде р. Лососинки было мало подвержено сезонным изменениям. Вплоть до конца 2000-х гг. его средняя концентрация составляла 0,003 мг N/л в среднем течении реки за пределами г. Петрозаводска. В городской черте концентрация $N-NO_2^-$ в 1960-х гг. была такой же, как за пределами города, а в 1990–2000-х гг. она увеличилась почти в три раза, достигнув в среднем 0,008 мг N/л.

Нитритов в воде р. Неглинки меньше, чем остальных форм неорганического азота. В истоке реки их средняя концентрация в весенне-осенний период 1997 г. составляла 0,002 (0,001–0,003) мг N/л, в 2013 г. – 0,022 (0,002–0,079) мг N/л, т. е. возрастала на порядок. В устьевом участке реки за это же время концентрации нитритного азота увеличивались почти в 2 раза – с 0,029 (0,009–0,04) до 0,049 (0,006–0,096) мг/л. Эти величины на порядок выше, чем в воде р. Лососинки.

В концентрации азота нитратного р. Лососинки ясно проявлялась сезонная изменчивость с весенним максимумом и 2-кратным снижением в летний период, видимо, за счет потребления фитопланктоном. В загородном участке его средняя величина в 1900–2000-е гг. составляла 0,16 мг N/л. В городской черте в течение многолетнего периода $N-NO_3^-$ в речной воде менялся мало и в целом соответствовал его концентрации в загородном «условно» фоновом участке реки, составляя в среднем 0,10 мг N/л – в 1960-е гг., 0,40 – в 1980-е гг., 0,19 мг N/л – в 1990-е гг. и 0,15 мг N/л – в 2000-е гг.

Содержание нитратного азота в речной воде р. Неглинка мало менялось в период 1990–2010-х гг. Его концентрация в эти десятилетия находилась в пределах 0,05–1,73 мг N/л. В устьевом участке среднее количество нитратов в период открытой воды было на порядок выше, чем в районе истока, 1,33 против 0,11 мг N/л соответственно. Сезонные изменения были более выражены в городской черте, где наибольшие концентрации нитратного азота наблюдались в летне-осенний период. В целом в воде р. Неглинка концентрация нитратного азота в городской черте была на порядок выше, чем в р. Лососинке.

Тяжелые металлы. В 1990-е гг. в речной воде Лососинки были определены концентрации Cu, Pb, Fe, Mg (Рыжков и др., 2012), в 1999 г. – Zn, Cu, Pb (Комулайнен, Морозов, 2007), в 2007 и 2008 гг. – Cu, Fe, Mg, Zn, Cd, Ni, Al (Kalinkina et al., 2012). Было показано, что в большинстве случаев, за исключением железа и марганца (высокий природный региональный фон) (Лозовик, Платонов, 2005), содержание этих тяжелых металлов не превышало ПДК для рыбохозяйственных водных объектов (ПДК_{рх}).

В воде р. Неглинка содержание некоторых тяжелых металлов (Cu, Fe, Mg, Zn, Cd, Ni, Al) изучалось в 1999 г. (Комулайнен, Морозов, 2007) и 2007–2008 гг. (Kalinkina et al., 2012). В р. Неглинке так же, как в р. Лососинке, ПДК_{рх} было постоянно превышено по содержанию Mn и Fe. Концентрация железа в речной воде Неглинка выше, чем в р. Лососинке, что определяется поступлением гумусовых веществ с заболоченной водосборной территории. В городской черте периодически отмечались превышения ПДК_{рх} по цинку, меди и свинцу.

Содержание нефтепродуктов в воде р. Лососинки, измеренное в 1990–2000-е гг., как правило, летом находилось в пределах ПДК (0,05 мг/л), а во время половодья весной и осенью превышало этот порог. В р. Неглинке в этот же период речная вода была загрязнена нефтепродуктами, которые обнаруживались в количествах, превышающих ПДК_{рх}.

Донные осадки р. Лососинки представлены преимущественно глиной и серо-зеленым илом, на порогах – валунами. Дно р. Неглинка в основном песчано-каменистое, местами заиленное (Васильева, 1988; Карпечко, 2013). Реакция среды донных отложений – от 5,3 до 6,9 в р. Неглинке и от 6,5 до 7,0 в р. Лососинке. В составе осадков р. Лососинки содержится 10,2 % органического вещества, определенного при потерях при прокаливании (ППП), фосфора в виде

P_2O_5 – 0,3 %, а в р. Неглинке немного меньше – 9,0 % и 0,23 % соответственно (таблица 1.1) (Слуковский, 2014). При этом наблюдается увеличение содержания общего фосфора в донных осадках на городских участках рек. Максимальная его концентрация была обнаружена на дне р. Неглинки, она достигала 2588 мг/кг. В донных отложениях р. Лососинки максимальные концентрации общего фосфора были выявлены на зарегулированных участках русла и достигали 2519 мг/кг (Слуковский, 2014). Железо в донных отложениях р. Неглинки имеет в бóльшей степени природное происхождение, в то время как в осадках р. Лососинки – техногенный генезис. Содержание общего железа в составе петрогенных элементов в тонкой фракции (< 0,1 мм) донных отложений р. Лососинки составило 6,0 %, в р. Неглинке – 6,3 % (Слуковский, 2014). Донные отложения рек г. Петрозаводска загрязнены тяжелыми металлами. В р. Лососинке обнаружено превышение ПДК по Mn, Cu, Zn, Pb (Рыбаков и др., 2011; Kalinkina et al., 2012; Слуковский, 2015), а превышение кларковых значений – еще и по Cd, Pb, Sn, Ag, Mo и As. Донные осадки р. Неглинки загрязнены тяжелыми металлами в меньшей степени (Kalinkina et al., 2012). Тем не менее, отмечены превышения ПДК по Mn, Cu и Zn, а кларковые значения – еще и по Cd, Pb, Sn, Ag (Рыбаков и др., 2011; Kalinkina et al., 2012; Слуковский, 2015). Рассчитанные для донных отложений городских участков рек Лососинки и Неглинки индексы геоаккумуляции указывают на умеренное и сильное загрязнение их Pb, Zn, Co, Ni и Cu (Слуковский, 2015).

Таблица 1.1 – Содержание тяжелых металлов в донных отложениях рек Лососинки и Неглинки, г/т

Автор	Тяжелые металлы									P_2O_5 , %	ППП, %
	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Sn	Ag	Mo	As		
р. Неглинка											
Рыбаков и др., 2011	670	36	82	1,3	25	0,80	0,21	0,6	–	–	–
Слуковский, 2015	–	74	159,3	–	31	–	–	–	–	0,23	9,0
Kalinkina et al., 2012	–	–	–	1,3	26	0,8	0,21	–	–	–	–
р. Лососинка											
Рыбаков и др., 2011	4450	83	208	2,5	42	3,7	0,32	3,4	11,5	–	–
Слуковский, 2015	1370	69	144	2,1	22	2,1	0,16	1,9	6,3	0,3	10,2
Kalinkina et al., 2012	4500	82	200	2,6	42	3,7	0,32	3,3	11,9	–	–
ПДК**	1500*	55*	100*	–	32*	4,5	–	–	–	–	–
Кларк***	1000	47	83	0,13	16	0,5	0,07	1,1	1,7	–	–
* Валовое содержание – ориентировочное. «–» Данные отсутствуют. ПДК** – предельно допустимые концентрации по ГН 2.1.7.2041-06. Кларк*** – среднее содержание химических элементов по Виноградову А. П. (1962).											

В целом, в воде р. Лососинки за 50-летний период произошло увеличение минерализации воды, ее цветности и доли стойкого к окислению органического вещества. Возможно, это связано с прекращением регулирования стока реки в 2000-е гг. Кроме того, в речной воде возросли концентрации фосфора (общего и минерального) и нитритного азота, сократилось количество аммонийного азота. В воде р. Неглинки за многолетний период установлено возрастание цветности воды и содержания в ней фосфатов, нитритов, аммонийного азота. Увеличение цветности воды, главным образом на загородном участке реки, может быть связано с таким явлением, как «браунификация», когда на фоне частых оттепелей в зимний период происходит вымывание гумусовых веществ из почвы и болот в речные экосистемы (Cole et al., 2002; Tranvik et al., 2009), что стало характерно для водосбора Онежского озера в последние десятилетия (Kalinkina et al., 2020).

Также были отмечены изменения химических показателей от верхних участков рек к устьевым. На обеих реках наблюдалось увеличение рН, минерализации, БПК₅ и нитритов. На р. Неглинке отмечается увеличение к устью минерального и общего фосфора, аммонийного азота. Вместе с этим происходит снижение содержания органического углерода, цветности и нитратных форм азота.

1.2.2. Состояние водных сообществ

Высокая загрязненность рек Лососинки и Неглинки, протекающих в центре крупного города Петрозаводска, не могла не сказаться на состоянии водных сообществ этих водотоков. В настоящем подразделе представлен обзор литературных данных по количественным показателям развития и биоразнообразию фитопланктона, перифитона, зоопланктона, зообентоса и рыб, населяющих реки Лососинку и Неглинку.

Начало гидробиологических исследований на реках г. Петрозаводска датированы 1926 годом (Чернов, 1927; Смирнов, 1933; Герд, 1946), и связаны они были с изучением фитопланктона р. Лососинки. На сегодняшний день в наибольшей степени изучены бентосные сообщества городских рек.

Фитопланктон. Фитопланктон рек Лососинки и Неглинки изучен фрагментарно. В большей мере изучена р. Лососинка. По данным Вислянской И. Г. (1990), в 1986–1987-е гг. по показателям фитопланктона реки г. Петрозаводска оценивались как малопродуктивные (низкий уровень трофности), что подтверждается невысокой фотосинтетической активностью фитопланктона за счет высокой цветности и невысоким содержанием биогенных веществ (Тимакова, 2013). В 1986–1987-х гг. (Вислянская, 1990) максимум биомассы весеннего фитопланктона в устье р. Неглинки достигал 1 г/м³, что по классификации Китаева С. П. (2007)

соответствует олиготрофному статусу водотока. В р. Лососинке в этот же период максимум значения биомассы был еще меньше – 0,35 г/м³. В фитопланктоне рек доминировали *Diatoma vulgare*, *Fragilaria construens*, *Meridion circulare* (Вислянская, 1990), а в летнем фитопланктоне возрастала роль эвгленовых водорослей и цианобактерий. Биомасса фитопланктона в водотоках свидетельствует о 2 классе качества воды (чистая) (Оксиук и др., 1993).

Более поздние исследования 2009 г. на р. Лососинке (Сластина и др., 2011) показали, что величина биомассы варьировала в пределах 0,8–2,3 г/м³, численность – в диапазоне 465–1870 тыс. кл/л. Фитопланктон р. Лососинки включает 110 видов водорослей из 6 отделов (диатомовые (*Bacillariophyta*) – 58, зеленые (*Chlorophyta*) – 21, цианобактерии (*Cyanophyta*) – 17, золотистые (*Chrysophyta*) – 7, эвгленовые (*Euglenophyta*) – 5, динофитовые (*Dinophyta*) – 2). Из них были обнаружены индикаторы сапробности, по которым статус реки относится к β-мезосапробному водотоку, и выявлены виды-индикаторы цветения воды – цианобактерии *Dolichospermum spiroides* (Kleb.), *D. Lemmermanii* (Richter). В составе диатомей были обнаружены роды *Eunotia* и *Frustulia*, которые являются индикаторами низких значений pH воды (Сластина и др., 2011).

Концентрация хлорофилла *a* в 2009 г. изменялась в пределах 3,4–4,9 мг/м³. Согласно шкале Китаева С. П. (2007), статус р. Лососинки соответствовал α-мезотрофному типу. В 2013 г. концентрация хлорофилла *a* в р. Лососинке составляла 2,73 мкг/л, в р. Неглинке – 1,95 мкг/л, что соответствовало олиготрофным водотокам (Китаев, 2007).

Интенсивность фотосинтеза в р. Лососинке протекает слабо и изменяется от 1,6 до 130 мкг С/л·сут. Максимальные значения фотосинтеза наблюдались в весенний период при развитии диатомовых водорослей (Тимакова, 2013).

В работе Шелеховой Т. С. с соавторами (2013) представлены результаты анализа донных осадков по показателям фитопланктона. В устьевом участке р. Лососинки выделены виды-индикаторы загрязнения водных экосистем, где преобладающими были *Navicula* и *Nitzschia*.

Еще одним показателем, отражающим состояние рек, является *фитоперифитон*, т. е. сообщества прикрепленных водорослей, которые наиболее характерны для малых рек. Подробные исследования фитоперифитона рек Лососинки и Неглинки были проведены в 1999–2004-е гг. (Комулайнен, Морозов, 2007) и в 2009 г. (Сластина и др., 2011). Так, в 1999–2004-х гг. исследования показали, что изучаемые реки характеризуются высоким очистным потенциалом по показателям индексов сапробности разнообразия и биомассе. По индексам сапробности обе реки были отнесены к олигосапробным, т. е. по показателям фитоперифитона их воды характеризовались как условно чистые. Однако позже, в 2009 г. (Сластина и др., 2011), р. Лососинка соответствовала β-мезосапробному типу. Кроме того, отмечено, что основным фактором, определяющим структуру и плотность перифитона в реках, является скорость течения (Комулайнен и др., 2013).

Исследования зоопланктона рек Лососинки и Неглинки показали весьма невысокую численность и биомассу планктонных организмов (Куликова, Сярки, 1988; Куликова, 2007). Так, в 1986 г. биомасса зоопланктона в устьевых участках рек не превышала 83 мг/м³ (Куликова, Сярки, 1988). В р. Лососинке численность зоопланктона изменялась в пределах 0,01–0,31 тыс. экз./м³, в р. Неглинке – 0,01–0,73 тыс. экз./м³. Среди организмов зоопланктона были обнаружены *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops strenuous*, *C. scutifer*, *Acanthocyclops languidoides*, *Mesocyclops oithonoides*, *Harpacticoida* (*Canthocamptus*, *Bryocamptus*). Руслу обоих водотоков в городской черте характеризовались по показателям зоопланктона как загрязненные (α , β -мезосапробный характер) (Куликова, Сярки, 1988).

На сегодняшний день в наибольшей степени изучены *бентосные сообщества* р. Лососинки. Рассматривались сообщества бентоса на порожистых участках в загрязненных зонах реки (рисунок 1.1). Так, в 1993–1994-е и 1996–1997-е гг. средние показатели развития бентофауны р. Лососинки были довольно высокими: численность – до 25,1 тыс. экз./м² и биомасса – до 12,3 г/м² (Барышев и др., 2001; Барышев, 2023). Река является достаточно продуктивной по показателям бентоса. Бентофауна порожистых участков р. Лососинки представлена 20 группами водных беспозвоночных, где доминирующими являлись *Chironomidae*, *Trichoptera*, *Ephemeroptera*, *Nematoda*, *Acari* и *Oligochaeta* (Хренников и др., 1998; Барышев и др., 2001; Барышев, 2023).



Рисунок 1.1 – Схема расположения станций отбора проб бентосных сообществ по материалам исследований Барышева И. А. с соавторами (2001)

По мере протекания реки по территории города состав донных сообществ претерпевал значительные изменения. В районе железнодорожного моста (ст. 2, рисунок 1.1) экологическая ситуация была оценена как благополучная. Так, выше города значение индекса Вудивисса составляло 9, что указывает на высокое разнообразие и присутствие требовательных к качеству воды видов бентоса. Здесь в естественном состоянии характерны состав и количественные показатели донных беспозвоночных, которые очень близки к подобным показателям для других лососевых рек Онежского озера (Пяльма, Лижма) (Барышев, 2023).

В среднем течении, в районе поступления в реку бытовых стоков (ст. 3, рисунок 1.1), ситуация оказалась неблагоприятная. На это указывало наличие устойчивых к загрязнению видов олигохет (около 50 % в пробах). Чувствительных к органическому загрязнению видов поденок и ручейников было немного (2 и 9 % соответственно в пробе). На приустьевом участке реки (ст. 9, рисунок 1.1) ситуация оценивалась как неблагоприятная, в этом районе в пробах бентоса преобладал хириноидно-олигохетный комплекс. В черте г. Петрозаводска индекс Вудивисса варьирует в пределах от 2 до 9, большая часть реки загрязнена слабо. Наихудшую ситуацию наблюдали в приустьевом участке. В целом полученные данные указывают на сильное загрязнение речных вод в городской черте (Хренников и др., 1998; Барышев, 2023).

Тем не менее обнаружены возможные процессы самоочищения речных вод в центре города, где на некоторых порожистых станциях отмечаются значительные количества поденок и веснянок – требовательных к условиям обитания видов.

Исследования 2011–2012-х гг. (Слуковский, 2014) подтверждают результаты наблюдений 1993–1994-х и 1996–1997-х гг. (Барышев, 2023). На основании анализа бентоса, отобранного в загородных и городских участках р. Лососинки, показано, что вниз по течению реки разнообразие бентоса снижается.

В 2011–2012-е гг. была исследована и р. Неглинка. Участки реки за чертой города характеризовались показателями численности 1,7–4,0 тыс. экз./м², биомассой 1,7–2,1 г/м². Среди организмов на участках, расположенных выше черты города, доминируют веснянки, поденки, ручейники, требовательные к высокому качеству воды. По классификации Китаева С. П. (2007), загородные участки р. Неглинки характеризуются как олиготрофные. Ситуация в городской черте коренным образом меняется. Здесь отмечено снижение разнообразия бентоса по сравнению с верхними участками. Численность и биомасса зообентоса изменялись в пределах 1,7–92,7 тыс. экз./м² и 22–45,6 г/м², соответственно. Согласно шкале Китаева С. П. (2007), по показателям биомассы бентоса р. Неглинка может быть охарактеризована как мезотрофный водоток. Хотя биомасса достигала высоких значений, определена она была олигохетами, которые также свидетельствуют о высоком загрязнении реки.

При изучении накопления бентосом тяжелых металлов в реках Лососинке и Неглинке (Slukovskii, Polyakova, 2017) было установлено, что содержание Pb, Zn, Co, Cu, Ni в организмах

олигохет выше концентраций подвижных форм этих металлов в донных отложениях, но ниже уровня валовых концентраций этих элементов. Это свидетельствует о высоком уровне биодоступности тяжелых металлов для олигохет рек г. Петрозаводска.

Рыбы представляют собой высшее звено трофической цепи водоемов и в наилучшей степени отражают экологическую ситуацию в водных объектах. До 1703 г. р. Лососинка была лососевой рекой, куда на нерест поднимались атлантический лосось и озерная форель. После строительства плотин в XVIII в. нарушение миграции рыб привело к исчезновению ценных пород рыб в реке (Тыркин и др., 2011).

Ихтиоценозы р. Лососинки изучались во многих работах (Юрмола, Ярвенпаа, 2010; Беличева, Бусарова, 2011; Сластина и др., 2011; Тыркин и др., 2011; Легун и др., 2014; Шустов и др., 2014). Рыбное население р. Неглинки изучено мало.

В 2000-е гг. в р. Лососинку выпустили молодь лосося, что положило начало исследованиям в 2007 г. популяций и условий обитания лосося в реке (Тыркин и др., 2011). Исследования показали, что заводская молодь лосося успешно расселилась. Кроме молодежи лосося были обнаружены бычок-подкаменщик (*Cottus gobio* L.), голец усатый (*Noemacheilus barbatulus* L.), хариус (*Thymallus thymallus* L.), форель (*Salmo trutta morpha fario*).

Для оценки влияния загрязнений на состояние рыб в реках Лососинке и Неглинке были выполнены *патолого-морфологические и гистологические исследования* (Беличева, Бусарова, 2011). Биомаркерами загрязнения служили состояния жабр, печени и почек усатого гольца (*Noemacheilus barbatulus* L.). Гистопатологический анализ органов усатого гольца из обеих рек указал на присутствие в воде загрязняющих веществ, а также на паразитарную нагрузку на рыб. В жаберном эпителии рыб были обнаружены некроз клеток, нарушение кровообращения, разрастание соединительной ткани. У усатых гольцов р. Лососинки в редких случаях были выявлены неопластические изменения, а у рыб р. Неглинки – появление слизи на жабрах, что свидетельствует о неблагоприятных условиях существования. Также отмечались патологии печени, некроз, появление жировых клеток, кистозная дегенерация печени. В печени рыб также отмечалась паразитарная инвазия.

В 2009 г. объектами гистопатологических исследований были голец усатый (*Noemacheilus barbatulus* L.) и подкаменщик обыкновенный (*Cottus gobio* L.) (Сластина и др., 2011; Лукина, Беличева, 2013). Анализ органов рыб вновь показал большое количество патологических нарушений. Наибольшее количество аномалий было связано с некрозом печени и жабр. Отмечались также кровоизлияния, аневризмы в жабрах и признаки воспалительных реакций. У большинства рыб в жабрах наблюдались заражения паразитами. Эти данные свидетельствуют о неблагополучной ситуации в реках Лососинке и Неглинке и присутствии в их водах химических веществ в опасных для рыб концентрациях.

В связи с высокой загрязненностью городских рек вследствие поступления токсических веществ с водосборной территории (тяжелых металлов, нефтепродуктов и др.) неоднократно проводилось биотестирование речных вод для оценки токсических свойств. В 1986–1987-х гг. в экспериментах были использованы стандартные тест-объекты – ветвистоусые рачки (*Daphnia magna* Straus и *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg). Полученные данные по дафниевому тесту свидетельствовали о том, что вода р. Лососинки относилась к категории среднетоксичных вод, а р. Неглинки – сильнотоксичных вод. В целом было установлено, что токсикологическая ситуация в устьях обеих рек изменялась от слаботоксичной до сильнотоксичной (Помазовская и др., 1988).

В 1992–2003-е гг. использованием *Daphnia magna* осуществляли токсикологический мониторинг р. Неглинки. Биотестирование показало, что на загородном участке реки 40 % проб были остролетальными (LT50 – 0,4–0,8 сут.), более 20 % – хроническими летальными, в то время, как в приустьевом участке в 95 % исследованных проб выживаемость дафний в хронических опытах была абсолютной (100 %) (Рыжков, Артемьева, 2004). Вода на загородном участке р. Неглинки характеризовалась закисленностью, что привело к высокой летальности дафний. На городском участке, за счет разбавления речных вод подземными, рН увеличивается до нейтральных значений.

В 2010 г. изучали воды р. Лососинки, используя стандартный тест-объект (ветвистоусых рачков *Ceriodaphnia affinis*), а также байкальскую амфиподу *Gmelinoides fasciatus* Stebbing, широко расселившуюся в последние годы по литорали Онежского озера (Тимакова и др., 2004; Kalinkina et al., 2012; Калинкина и др., 2013). В ходе исследования вода р. Лососинки не оказала токсического действия на *Ceriodaphnia affinis*, их выживаемость была стопроцентной, в то время как выживаемость рачков *G. fasciatus* варьировала в пределах 29–57 %, а в устье реки вода характеризовалась сильной токсичностью для амфипод.

Из доступной литературы об оценке состояния микробных сообществ городских рек известны данные за 1986 г. (Филимонова, 1990), 2002–2003-е гг. (Тимакова и др., 2004; Тимакова, Янkelович, 2006; Тимакова, 2013) и 2008–2009-е гг. (Сидорова, 2009). В вегетационный период 1986 г. исследовали приустьевые участки рек. Величина общей численности бактерий в р. Лососинке изменялась в пределах 1,7–2,7 (в среднем 2,1), в р. Неглинке – 0,96–3,3 (в среднем 1,89) млн кл/мл. Количество сапрофитных бактерий в среднем достигло 1,1 и 0,9 тыс. КОЕ/мл в р. Лососинке и р. Неглинке соответственно. Приустьевые участки других притоков Онежского озера – рек Пухты, Деревянки и Ужесельги, характеризовались повышенным количеством микрофлоры, поскольку они являются приемниками хозяйственно-бытовых стоков (Филимонова, 1990). В исследованиях Тимаковой Т. М. (2013) показано, что реки Лососинка и Неглинка по состоянию бактериальных сообществ воды рек относятся к умеренно-загрязненным. Получены важные результаты

в отношении пространственной динамики микробиологических показателей от вершинных к устьевым участкам рек. Так, по направлению к устью реки возрастают величина бактериальной продукции, количество гетеротрофных бактерий и актиномицетов. Численность фенолоксиляющих бактерий (ФОБ) достигает чрезвычайно высоких значений, что обусловлено загрязнением вод фенольными соединениями как антропогенного характера с городских территорий, так и за счет высокого содержания в водах гумусовых веществ. В р. Неглинке также наблюдается высокое содержание ФОБ, что свидетельствует о самоочищении рек от фенольного загрязнения. Согласно оценке качества воды по микробиологическим показателям, в 2008–2009 гг. устьевой участок р. Лососинки характеризовался как загрязненный, р. Неглинки – как грязный (Сидорова, 2009).

Особое значение при оценке качества речных вод имеет определение санитарно-бактериологических показателей. В 2002–2003-х гг. в р. Лососинке величина Coli-ind достигала 1500–17 478, в р. Неглинке – 9700–16 306 кл/л, что указывает на высокую степень загрязнения патогенными бактериями.

Реки Лососинка и Неглинка подвержены сильному микробному загрязнению, протекая по территории достаточно крупного г. Петрозаводска. С речными водами большое количество бактерий, в том числе патогенных, может попадать в Петрозаводскую губу Онежского озера, которая в свою очередь является источником городского водоснабжения. Другая важная проблема – это исследование самоочистительного потенциала этих рек. Их полугорный характер, наличие большого количества порогов формируют хорошие условия для окисления органических веществ и разложения их микрофлорой.

Таким образом, наиболее детально изучены бентосные сообщества рек г. Петрозаводска. Что касается микробиологических исследований, то они являлись разовыми. Ранее подробных сезонных исследований бактериопланктона рек Лососинки и Неглинки не проводили.

Протекая по урбанизированной территории, реки г. Петрозаводска подвергаются сильному антропогенному воздействию. По многим биологическим показателям городские реки являются высокотрофными и загрязнены различными классами ОВ. Тем не менее в руслах рек происходят процессы самоочищения, и огромную роль в этом играют региональные особенности: полугорный тип русел водотоков, хороший кислородный режим, наличие гумуса, который способен улавливать загрязняющие ОВ. Важную роль в самоочищении воды играют микроорганизмы ввиду высокой скорости метаболизма и регенерации, что обеспечивает более быструю, чем у других компонентов биоты, реакцию на даже незначительные изменения условий среды.

1.3. Роль микробиологических исследований в биомониторинге водных экосистем

В настоящее время антропогенная нагрузка на гидросферу достигла огромных размеров. Проблема сохранения водных ресурсов нашей планеты с каждым годом становится все более острой и относится к одной из наиболее актуальных в науке и практической жизни.

Немаловажное место в деле сохранения качества природных вод занимает биомониторинг водных экосистем. Значимость, а иногда и приоритетность исследования реакции биоты и выработка критериев для отклика водных сообществ на природные и антропогенные изменения четко обозначены в действующих Рекомендациях Росгидромета России по оценке состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей (2012).

В современной гидроэкологии есть понимание того, что критерии состояния водных сообществ не могут быть одинаковыми ни для разных природно-климатических регионов, ни для разных типов водных объектов (Яковлев, 2005). В связи с этим важной задачей гидроэкологии является выделение региональных лимитирующих факторов развития биоты для корректной оценки ее состояния и диагностики изменений (биоиндикации) под влиянием антропогенного воздействия. Решение этой задачи имеет важное практическое значение для разработки научных основ регионального биомониторинга.

Одной из важных составляющих биомониторинга водных экосистем является биоиндикация – оценка качества природной среды на основе реакции биоты на изменения окружающей среды.

Водномикробиологические исследования занимают важное место среди методов биоиндикации качества водной среды (Кондакова, 2007; Шеховцова, 2008). Индикаторная значимость бактерий и их ведущая роль в разрушении загрязняющих веществ в результате жизнедеятельности биоты обусловлены:

- разнообразием способов функционирования бактерий и, соответственно, наличием в микробиоценозе разных функциональных групп, способных к селективной (облигатной или факультативной) утилизации специфических веществ различного, в том числе антропогенного, происхождения, недоступных другим организмам;
- высокой скоростью метаболизма и регенерации, что обеспечивает более быструю, чем у других компонентов биоты, реакцию на незначительные изменения условий среды.

В настоящее время существуют различные микробиологические классификаторы вод и нормативы содержания бактерий в водной среде для оценки качества вод. При этом важнейшее значение имеет целевой подход к использованию водоема (для питьевых нужд, рыбохозяйственных, хозяйственно-бытовых и т. д.). Наиболее жесткие требования предъявляются при оценке качества воды для питьевых нужд, так как здоровье человека напрямую связано с качеством потребляемой им воды.

Экологические исследования предполагают не только проведение санитарно-микробиологического анализа, но и выявление различных экологических групп бактерий (в первую очередь производят подсчет общего числа бактерий, гетеротрофных и сапрофитной группы бактерий). Это объясняется важнейшей ролью, которую бактерии играют в процессах функционирования водных экосистем. Бактерии являются деструкторами органического вещества и тем самым определяют самоочистительную способность водоема.

1.3.1. Индикаторное значение различных групп бактерий в экологическом мониторинге

Бактерии играют важную экологическую роль в биогеохимических процессах и регулируют качество воды в пресноводных экосистемах (Zhang et al., 2017; Cruaud et al., 2020). Различные показатели микроорганизмов эффективно используются для оценки экологической ситуации в водоемах, так как они позволяют выявить загрязнение водной среды ОВ различной природы, в том числе автохтонного и аллохтонного происхождения.

В автохтонной микрофлоре водоема преобладающей группой бактерий являются микроорганизмы, обладающие высокой скоростью роста при низких концентрациях ОВ (Разумов, 1962; Заварзин, 1970; Kuznetsov et al., 1979). Такой группой микроорганизмов, способной развиваться при концентрациях ОВ в 1–15 мг С/л, являются гетеротрофные бактерии (ГБ) (Разумов, 1962; Kuznetsov et al., 1979). Одной из особенностей ГБ является их способность развиваться в природных водоемах, где концентрации растворенных органических веществ (РОВ) не превышают нескольких миллиграммов на литр. Также ГБ способны к деструкции трудноминерализуемого ОВ (Марголина, 1989), могут развиваться за счет потребления РОВ (Hirsch, 1972), использовать промежуточные продукты обмена в низких концентрациях и завершать их полное разложение (Kuznetsov et al., 1979).

Индикаторами загрязнения воды легкоминерализуемым ОВ и процессов самоочищения являются сапрофитные бактерии (СБ) (Rheinheimer, 1977; Правосудова, Мельников, 2013). Эта группа бактерий, обладающих высокой метаболической активностью и, как правило, способных очень быстро расщеплять белки и углеводы, имеет хорошо выраженные ферментативные свойства (Rheinheimer, 1977). К группе СБ относятся аммонифицирующие, нитрифицирующие бактерии, некоторые спорообразующие бактерии, грибы, актиномицеты, цианобактерии и др. (Правосудова, Мельников, 2013). Сапрофиты быстрее, чем остальные бактерии, реагируют на изменения окружающей среды и отражают содержание легкоразлагаемых ОВ в воде. Израсходовав все питательные вещества в среде, СБ могут быстро снижать свою численность (Rheinheimer, 1977). Развитие СБ также может быть связано с ранней стадией отмирания фитопланктона, высшей водной растительности и животных остатков (Kuznetsov et al., 1979).

У типичных сапрофитов энергетические процессы происходят за счет функционирования фосфорилирующей цепи переноса электронов. У представителей сапрофитной микрофлоры поступление органических веществ в клетку подчиняется в основном законам диффузии и начинается лишь при концентрациях от 0,5 до 5 мг С/л, увеличиваясь параллельно с увеличением концентрации веществ в среде (Kuznetsov et al., 1979). При недостатке источников углерода или азота в среде начинает функционировать цианид-резистентный путь переноса электронов, в котором отсутствуют цитохромы. При этом транспорт электронов по этой цепи не связан с фосфорилированием, т. е. выделением энергии (Downie, Garland, 1973), что приводит к резкому снижению роста бактерий. Это может быть одной из причин неосуществимости роста СБ на средах с недостатком ОВ (Kuznetsov et al., 1979).

Численность сапрофитных бактерий, способных к размножению при температуре 37 °С в течение суток, или так называемое общее микробное число (ОМЧ), используется в санитарной микробиологии. К ОМЧ относят мезофильные (температурный оптимум выше температуры окружающей среды) аэробные и факультативные аэробные бактерии. ОМЧ является санитарным показателем загрязнения воды органическим веществом антропогенного происхождения, в том числе фекального (Тихомирова, Гурина, 2017; МУК 4.2.1884-04). Используется в качестве индикаторной группы аллохтонной микрофлоры. При постоянном контроле увеличение численности ОМЧ указывает на создание оптимальных условий для развития патогенных форм бактерий и не нормируется для природных вод.

К санитарно-показательным микроорганизмам также относят обитателей кишечника человека и животных – общих колиформных бактерий (ОКБ). ОКБ являются не таксономической, а искусственной группой микроорганизмов, которая включает представителей четырех родов: *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Klebsiella*, являющихся обитателями кишечника теплокровных. По морфологии ОКБ – это Гр–, неспорообразующие, факультативно-анаэробные (оксидазоотрицательные) микроорганизмы, способные ферментировать глюкозу при 37 °С (Тихомирова, Гурина, 2017; МУК 4.2.1884-04).

Из-за широкого распространения фенольных соединений в окружающей среде многие аэробные и анаэробные микроорганизмы используют фенол в качестве единственного источника углерода и энергии. Они объединяются в группу фенолоксилирующих бактерий, которые способны часть органического материала, служащего первичным источником электронов и энергии, превращать в окисленные конечные продукты посредством окислительно-восстановительных реакций. Другая часть органического углерода синтезируется в клеточный материал. Такие превращения могут происходить в аэробной среде, в которой кислород служит конечным акцептором электронов. В анаэробной среде акцепторами электронов служат нитраты, сульфаты, углекислый газ, другие окисленные неорганические

элементы или сами органические соединения. Известно, что на кинетику микроорганизмов влияет множество других факторов, включая температуру, pH, доступность растворенного кислорода (Basha et al., 2010).

Углевородоокисляющие бактерии способны к использованию углеводов нефти в качестве единственного источника углерода и энергии. Поскольку основная часть нефти состоит из углеводов, с нефтяным загрязнением в среду поступает главным образом углерод (Литвинова и др., 2012). Химическая неоднородность и нерастворимость углеводов в воде создают особые проблемы для микроорганизмов, которые должны использовать эти углеводороды в качестве питательных веществ (Rosenberg, Gutnick, 1981). Согласно Gutnick D. L. и Rosenberg E. (1977), углеводородокисляющие бактерии имеют три отличительные особенности: эффективная система поглощения углеводов; наличие группоспецифических оксигеназ; положительная реакция организма на присутствие в среде нефти и на ее производные при индукции первых двух систем.

Нитрифицирующие бактерии (НБ), или аммонийокисляющие бактерии (бактерии первой фазы нитрификации). К ним относят *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrosolobus* и *Nitrosospira*, семейства *Nitrobacteriaceae*. Эти облигатные хемолитотрофные организмы получают энергию, окисляя аммоний до нитратов. Окисление происходит на поверхности клетки с образованием гидроксилamina и катализируется монооксигеназой, которая присоединяет один атом свободного кислорода к аммонiu (Dua et al., 1979). Гидроксилamin далее проникает в клетку и при окислении с участием гидроксилaminoxидазы освобождается энергия (Кузнецов и др., 1985). НБ очищают водоемы от аммонийных соединений, которые неблагоприятно воздействуют на водные организмы. В природе их развитие определяется главным образом концентрацией аммонийного или нитратного азота, температурой и pH (Кузнецов и др., 1985).

Таким образом, бактерии благодаря различным способам функционирования имеют высокую индикаторную значимость и способность к выявлению геохимических особенностей изучаемых рек.

1.3.2. Классификация качества воды по микробиологическим показателям

Основной особенностью бактериологического анализа воды, сближающей его с химическим анализом и определяющей его место в системе контроля загрязнения водных объектов, является возможность характеризовать качество воды только непосредственно в момент взятия пробы (Руководство..., 1983). В то время как гидробиологические показатели определяют экологическое состояние водоема в целом, бактериологические показатели характеризуют не столько водоем, сколько воду или донные отложения. Бактерии могут

служить хорошими индикаторами органического, токсического и фекального загрязнения (Мучкина, Новикова, 2004).

В системе бактериологической индикации санитарного состояния часто используют общую численность бактерий (ОЧБ) и их морфологический состав, что дает возможность судить о концентрации органического вещества в водоеме, а также позволяет оценить его эколого-санитарное состояние. Также часто используют показатели функциональной активности бактериопланктона и эколого-санитарного состояния рыбохозяйственных водоемов (Киреева, 2011).

Некоторые классификаторы экологического состояния поверхностных вод включают оценку класса качества, трофию – уровень биологической продуктивности, сапробность – загрязненность органическим веществом (например, «Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши» (Оксиюк и др., 1993)). Для определения этих критериев состояния водного объекта по микробиологическим показателям используют свойство сапрофитных бактерий к быстрому росту на питательных средах, богатых биохимически доступным органическим веществом в высоких концентрациях, не свойственных природным водам. При этом определяют общее количество бактерий и количество сапрофитных бактерий в единице объема воды, а также оценивают их соотношение.

Романенко А. В. (1985) предложил показатель качества вод, который называется сапробиологической оценкой и представляет долю (%) сапрофитов в общей численности бактериопланктона (таблица 1.2).

Таблица 1.2 – Сапробиологическая оценка качества вод (Романенко, 1985)

СБ / ОЧБ, %	Качество воды
< 0,003	Особо чистая
0,003–0,03	Чистая
0,03–0,1	Слабо загрязненная
0,1–0,3	Загрязненная
0,3–3,0	Грязная
> 3,0	Особо грязная

Показатели общего количества и численности сапрофитных бактерий использованы в комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993) (таблица 1.3).

Таблица 1.3 – Оценка экологического состояния воды по микробиологическим показателям (Оксинок и др., 1993)

Показатели	Классы качества воды								
	1 – предельно чистая	2 – чистая		3 – удовлетворительной чистоты		4 – загрязненная		5 – грязная	
	Разряды качества вод								
	предельно чистая	очень чистая	вполне чистая	достаточно чистая	слабо загрязненная	умеренно загрязненная	сильно загрязненная	весьма грязная	предельно грязная
	1	2а	2б	3а	3б	4а	4б	5а	5б
Общая численность, млн кл/мл	< 0,3	0,3–0,5	0,6–1,5	1,6–2,5	2,6–5,0	5,1–7,0	7,1–10,0	10,1–20,0	> 20,0
Численность сапрофитных бактерий, тыс. кл/мл	< 0,1	0,1–0,5	0,6–1,0	1,1–3,0	3,1–5,0	5,1–7,0	7,1–10,0	10,1–100,0	> 100,0
Численность ОКБ, тыс. кл/л	< 0,003	0,003–0,5	0,6–2,0	2,1–6,0	6,1–10,0	11,0–50,0	51,0–100,0	101,0–1000,0	> 1000,0
Зоны сапробности	Ксено-сапробная	Олигосапробная		β-мезосапробная		α-мезосапробная		Полисапробная	
Разряды сапробности	Ксено-сапробная	β-олигосапробная	α-олигосапробная	β-мезосапробная	β-мезосапробная	α-мезосапробная	α-мезосапробная	β-полисапробная	α-полисапробная
Категории трофности	Олиготрофная		Мезотрофная		Эвтрофная		Политрофная	Гипертрофная	
Разряды трофности	Олиготрофная	Олиго-мезотрофная	Мезотрофная	Мезо-эвтрофная	Эвтрофная	Ев-политрофная	Политрофная	Поли-гипертрофная	Гипертрофная

С учетом научно обоснованных классификаций микробиологические критерии включены в классификацию загрязнения воды, предложенную в действующих рекомендациях Росгидромета по оценке состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей. Классификация включает оценку как степени загрязненности воды (таблица 1.4), так и сукцессионного состояния экосистемы в результате этого загрязнения (таблица 1.5). Данные рекомендации используются в системе государственного мониторинга водных объектов России (Руководство..., 1992; Р 52.24.763–2012). Эти же микробиологические показатели являются составной частью оценки качества воды рыбохозяйственных водоемов в соответствии с ГОСТ 17.1.3.07-82 (таблица 1.6).

Таблица 1.4 – Оценка загрязненности воды по микробиологическим показателям (Р 52.24.763–2012)

Класс качества воды	Степень загрязненности вод	Общее количество бактерий, 10^6 кл/мл	Количество сапрофитных бактерий, $\times 10^3$ кл/мл	Общее количество бактерий / количество сапрофитных бактерий
1	Очень чистые	Менее 0,5	Менее 0,5	Более 10^3
2	Чистые	0,5–1,0	0,5–5,0	Более 10^3
3	Умеренно загрязненные	1,1–3,0	5,1–10,0	10^3 – 10^2
4	Загрязненные	3,1–5,0	10,1–50,0	Менее 10^2
5	Грязные	5,1–10,0	50,1–100,0	Менее 10^2
6	Очень грязные	Более 10,0	Более 100,0	Менее 10^2

Таблица 1.5 – Оценка состояния экосистемы по шкале экологических модификаций (Руководство..., 1992)

Состояние экосистемы	Общее количество бактерий, кл/мл (А)	Количество сапрофитных бактерий, $\times 10^3$ кл/мл (Б)	А/Б
Фоновое	< 1,0	< 0,5	> 1000
Экологический прогресс (антропогенное экологическое напряжение)	1,0–4,0	0,5–10,0	1000–400
Элементы экологического регресса	4,0–20,0	10,0–200,0	400–100
Экологический регресс	20,0–40,0	100–700	100–70
Метаболический регресс	> 40,0	> 700,0	< 70

Таблица 1.6 – Микробиологические показатели качества вод водоемов рыбохозяйственного назначения (ГОСТ 17.1.3.07-82)

Показатель	Чистые воды		Загрязненные воды		Грязные воды	
	Сапробность					
	ксеро-сапробность	олиго-сапробность	β-мезо-сапробность	α-мезо-сапробность	поли-сапробность	гипер-сапробность
Общее количество бактерий, млн кл/мл	До 0,5	0,5–1,0	1,1–3,0	3,1–5,0	5,1–10,0	Более 10,0
Сапрофиты, тыс. кл/мл	До 0,5	0,5–5,0	5,1–10,0	10,1–50,0	50,1–100,0	Более 100,0
Общее количество бактерий / сапрофиты	Более 10 ²	Более 10 ³	10 ³ –10 ²	Менее 10 ²	Менее 10 ²	Менее 10 ²

В настоящее время существует классификация трофического статуса озер на основании исследований водохранилищ Верхней Волги и озер Ярославской и Владимирской областей (Копылов, Косолапов, 2007), в которой используются данные средних объемов клеток, а также общей численности и биомассы бактериопланктона (таблица 1.7).

Таблица 1.7 – ОЧБ и биомасса бактериопланктона в водоемах различного трофического статуса (Копылов, Косолапов, 2007)

Тип водоема	ОЧБ, млн кл/мл			Биомасса, мкг/л		
	минимальные	максимальные	средние	минимальные	максимальные	средние
Олиготрофные	0,1–0,8	0,6–3,0	0,2–1,4	3–34	20–102	10–60
Мезотрофные	0,6–3,3	2,3–9,3	0,9–5,9	56–305	278–849	24–550
Эвтрофные	1,2–6,1	7,2–14,7	4,2–12,9	88–756	343–1584	108–1063
Гипертрофные	1,4–8,1	16,3–110	8,4–26,5	140–549	830–9130	210–2183

Предложены критерии микробиологической индикации загрязнения поверхностных вод нефтяными углеводородами и фенольными соединениями. На степень загрязнения этими веществами могут указывать численности бактерий данных групп более 10²–10³кл/мл воды (Руководство..., 1992). Ввиду того что бактерии, окисляющие углеводороды, являются типичными представителями автохтонного микробного сообщества незагрязненных поверхностных вод, возможно, более точную оценку заселенности воды окисляющими нефть

бактериями даст не абсолютное их количество, а процентное отношение к количеству сапрофитных бактерий. В незагрязненных водоемах их количество находится в пределах 0,05–5,0 % от числа сапрофитов и бывает выше 100 % в водоемах, загрязненных нефтью (Разумов, Корш, 1960). Фенолоксиляющие бактерии также могут быть многочисленны в незагрязненных водах, например, с большим количеством гумусного вещества. Поэтому для оценки загрязненности воды фенолами, скорее всего, также следует оценивать динамику их соотношения с сапрофитными бактериями. Однако существует классификация Виноградова Г. А. с соавторами по содержанию в воде углеводородоксиляющих и фенолоксиляющих бактерий (таблица 1.8).

Таблица 1.8 – Классификация качества воды по присутствию в ней углеводородоксиляющих (УОБ) и фенолоксиляющих (ФОБ) микроорганизмов (Виноградов и др., 2001)

Класс	Разряд	Разряд	УОБ, КОЕ/мл	ФОБ, КОЕ/мл
Очень чистая	1	Очень чистая	< 1	< 10
Чистая	2а	Чистая	1–10	10–100
	2б	Вполне чистая		
Удовлетворительной чистоты	3а	Достаточно чистая	10–100	100–1000
	3б	Слабо загрязненная		
Загрязненная	4а	Умеренно загрязненная	100–1000	1000–10000
	4б	Сильно загрязненная		
Грязная	5а	Весьма грязная	1000–5000	> 10 000
	5б	Предельно грязная	> 5000	> 50 000

Часто используют и интегральные показатели качества воды, т. е. соотношения различных эколого-трофических групп бактериопланктона между собой (Шорникова, 2008; Киреева, 2011; Перетрухина и др., 2011).

Таким образом, разработка многих классификаций качества воды по микробиологическим показателям основана на исследованиях водоемов центральной России. Оставалась неизученной возможность применения предложенных классификаций для оценки экологической ситуации в притоках Онежского озера, которые характеризуются высокими концентрациями гумусовых веществ, общего железа, пониженными значениями рН. Так, согласно Текановой Е. В. с соавторами (2018), характерные для карельских вод низкие величины рН, минерализации, содержания фосфора, низкие значения температур и высокая цветность могут оказывать неблагоприятное воздействие на развитие биоты. В связи с этим важнейшими задачами настоящих исследований стали изучение влияния антропогенного загрязнения на бактериальные сообщества на фоне действия природных факторов (заболоченности водосборной территории) и разработка подходов к биоиндикации по микробиологическим показателям состояния притоков Онежского озера с учетом их геохимических особенностей.

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В диссертационной работе основными объектами исследований, на которых выполнялись сезонные наблюдения (апрель – ноябрь) в 2014–2015 гг., служили три реки: две из них – Лососинка и Неглинка, протекающие по территории г. Петрозаводска, и Железный ручей, находящийся в условно чистом районе. Кроме того, на девяти реках – Шокша, Большая Уя, Пухта, Нелукса, Орзегга, Деревянка, Лижма, Вичка и Кумса – были выполнены разовые отборы проб воды для микробиологических исследований. Все изученные реки впадают в Онежское озеро, одно из крупнейших озер на северо-западе России (Крупнейшие..., 2015) (рисунок 2.1). Реки Вичка и Кумса являются северными притоками Онежского озера, р. Лижма – северо-западным притоком, остальные реки принадлежат к юго-западному побережью Онежского озера. Все изученные водотоки относятся к категории малых рек и по скорости течения приближаются к полугорному типу.

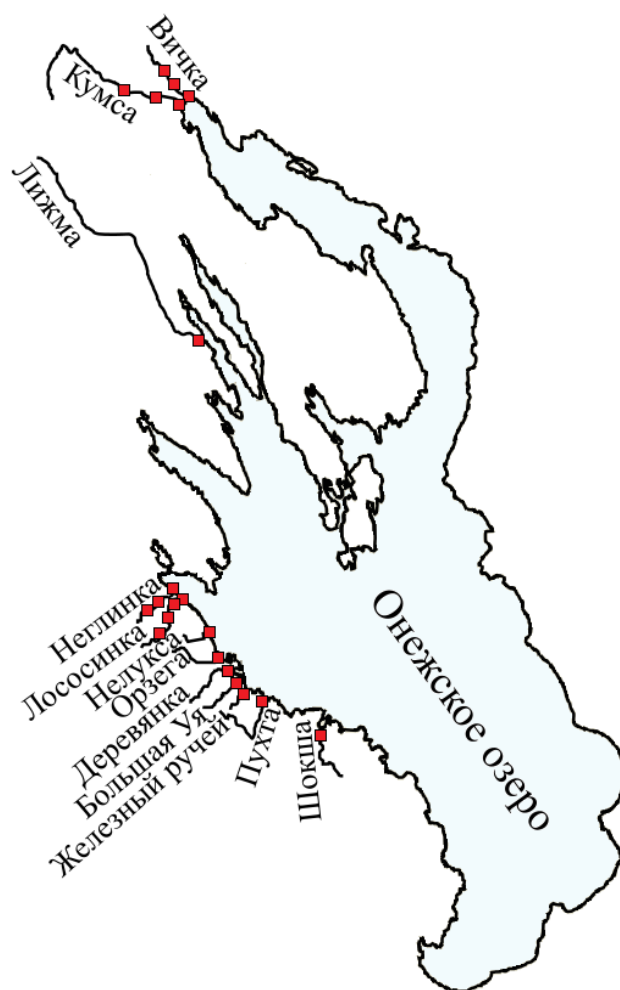


Рисунок 2.1 – Схема расположения изучаемых притоков Онежского озера и станций отбора проб на изучаемых реках

2.1. Характеристика метеорологических условий в период исследований притоков Онежского озера

Общая характеристика климата. Средняя температура воздуха в районе г. Петрозаводска составляет 2,0–2,5 °С, средняя температура января – 11,0 °С, июля – 15,5 °С. Территория водосбора Онежского озера избыточно увлажнена. За год выпадает 650–750 мм осадков. Все сезоны года характеризуются значительной облачностью. В районе г. Петрозаводска за год отмечается в среднем до 190 пасмурных дней (Назарова, 2010).

Температурный режим. Оценка отклонения температурного режима в 2014–2015 гг. от климатической нормы (1961–1990 гг.) представлена на рисунке 2.2. В 2014 г. наблюдалось повышение температурного фона для большинства месяцев года. Однако в период исследования отклонения от нормы были незначительными – до 2,8 °С по абсолютному значению (рисунок 2.2).

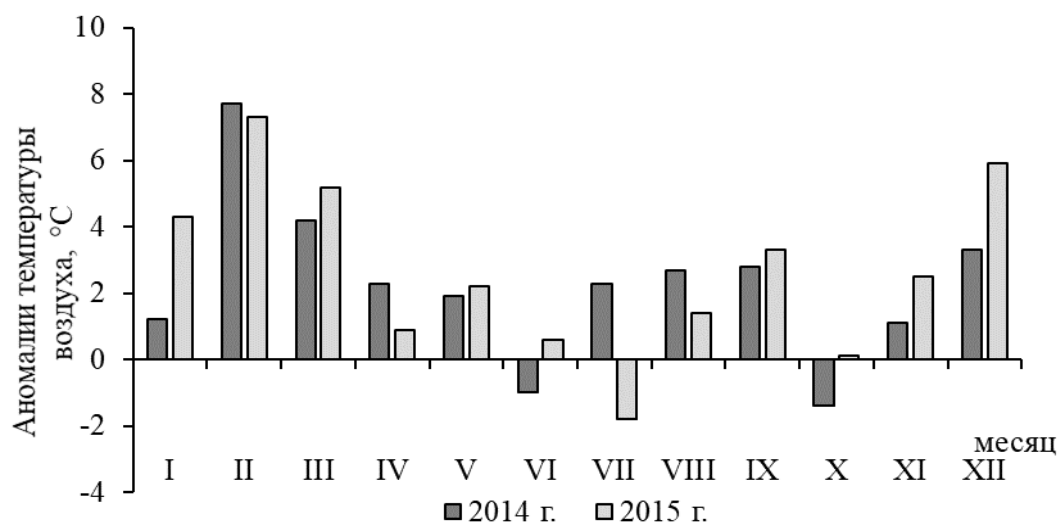


Рисунок 2.2 – Отклонения средней годовой температуры воздуха от климатической нормы (1961–1990 гг.) в 2014 и 2015 гг. по данным метеостанции Петрозаводск

В 2015 г. температурный фон по отношению к климатической норме (1961–1990 гг.) был значительно повышенным только в зимние месяцы (рисунок 2.2). Отклонения от нормы в период исследования также были незначительными – до 3,3 °С по абсолютному значению.

Атмосферные осадки. Сумма выпавших за 2014 г. атмосферных осадков составила 450 мм, что немногим меньше среднемноголетней нормы по Карелии (578 мм). Отклонение сумм осадков за разные месяцы 2014–2015 гг. от климатической нормы (1961–1990 гг.) представлено на рисунке 2.3. Период исследований (май – ноябрь) характеризовался снижением количества атмосферных осадков по сравнению с нормой: в июне – на 35 %, в августе – на 19 %, в сентябре – на 55 %, в октябре – на 26 %.

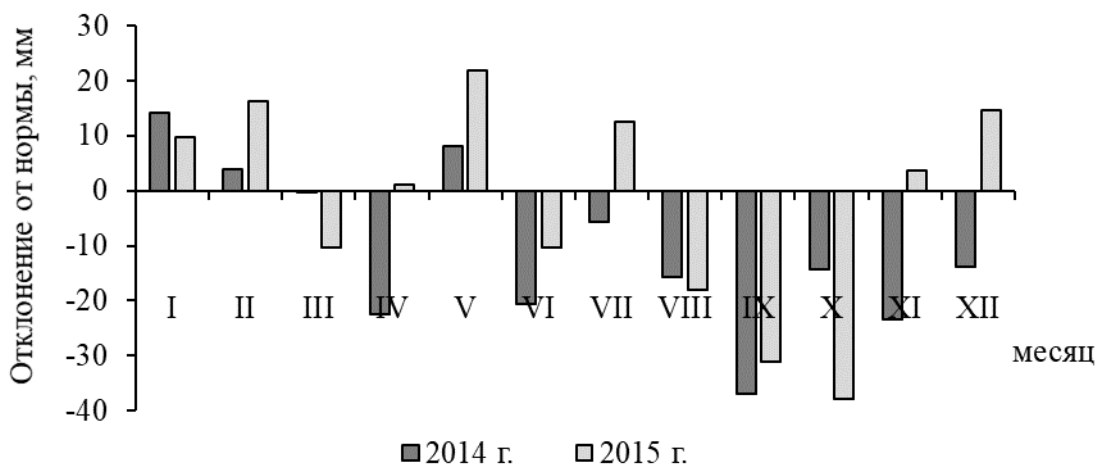


Рисунок 2.3 – Отклонения от нормы (1961–1990 гг.) годовых сумм атмосферных осадков в 2014 и 2015 гг. по данным метеостанции Петрозаводск

В 2015 г. сумма выпавших осадков составила 550 мм, что соответствует среднемноголетней норме по Карелии. Во все зимние месяцы, а также в мае и июле отмечалось превышение среднемесячного количества осадков на 18–71 % от нормы (рисунок 2.3). В остальные месяцы периода исследований количество осадков по сравнению с нормой было ниже: в июне – на 17 %, августе – на 21 %, в сентябре – на 46 %, в октябре – на 69 %.

2.2. Характеристика объектов исследования

2.2.1. Река Лососинка (территория г. Петрозаводска)

Физико-географическая характеристика водосборной территории. Река Лососинка берет начало из небольшого озера Лососинное (61°40'31" с.ш. и 34°12'31" в.д.) и впадает в Петрозаводскую губу Онежского озера (61°47'25" с.ш. и 34°23'29" в.д.), в нижнем течении протекая через г. Петрозаводск.

Длина реки 25 км, в том числе 7 км нижней части русла пролегает через территорию г. Петрозаводска. В верховье реки находятся дачные кооперативы. Глубина реки изменяется в пределах 0,3–0,5 м на порожистых участках и до 3 м – на плесовых, ширина в среднем составляет 14–20 м, расход воды 3,7 м³/с, объем стока 0,12 км³/год. Русло р. Лососинки извилистое, порожистое, высшая водная растительность развита слабо. Река имеет 18 малых притоков, из которых самым крупным является р. Машозерка. Речной сток регулируется двумя плотинами для рекреационных целей – в истоках р. Лососинки и Машозерки (Ресурсы поверхностных вод..., 1972; Каталог озер и рек..., 2001; Горохов, Марченко, 2004; Карпечко, 2013; Балаганский и др., 2015). Питание реки преимущественно поверхностное, происходит

за счет притоков, выпадения дождевых осадков и таяния снегов. Ледостав на реке начинается в ноябре – декабре, ледоход и половодье – в апреле – мае.

Площадь водосборной территории р. Лососинки составляет 318 км², ее заболоченность достигает 10 %, залесенность – 82 %, озерность – 5,7 %. Рельеф водосборной территории средне-холмистый с относительными высотами холмов и гряд 15–40 м. Склоны слабо рассеченные, умеренно крутые и крутые, сложены суглинком и супесью, покрыты молодым смешанным лесом, изредка кустарником. В районе г. Петрозаводска склоны открытые. Преобладающая высота склонов 8–15 м, наибольшая – 30 м. Величина уклона – 5.0 ‰. Пойма реки двусторонняя, шириной 10–15 м, наибольшая – 70 м (Карпечко, 2013; Slukovskii, Polyakova, 2017).

Гидрологический и температурный режимы в период исследований. В разные месяцы 2014 г. расход воды в р. Лососинке изменялся от 1,52 до 7,45 м³/с, в 2015 г. – от 1,15 до 10,5 м³/с, по данным автоматизированной информационной системы государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО). В среднем за год расход воды составил в 2014 г. – 3,3 м³/с, в 2015 г. – 3,21 м³/с (рисунок 2.4).

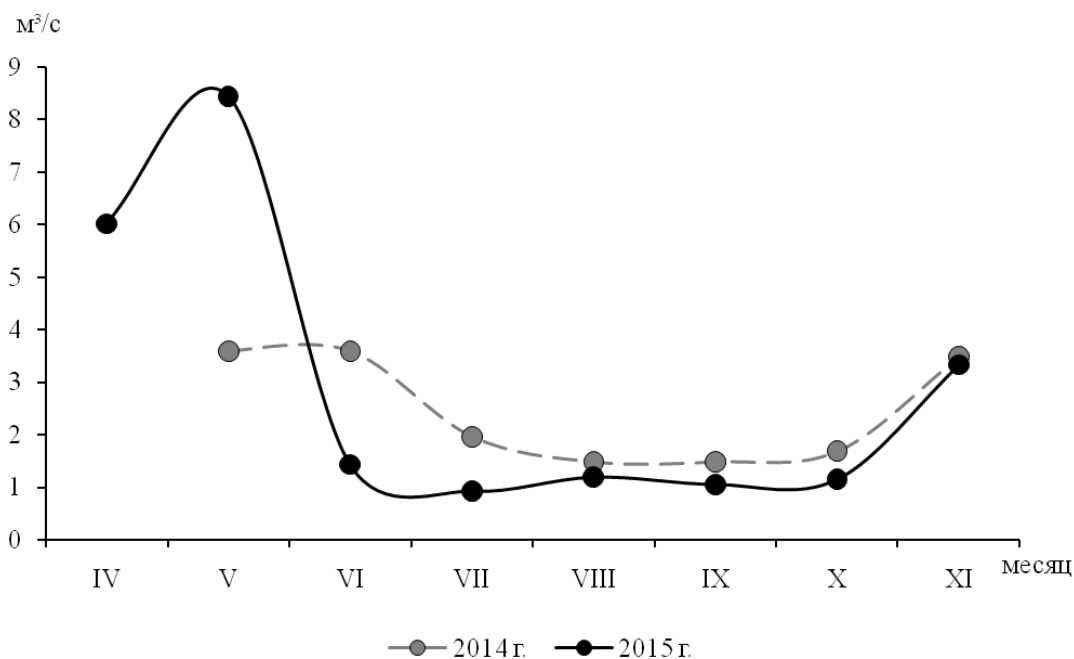


Рисунок 2.4 – Расход воды в р. Лососинке за исследуемый период.

Средняя температура поверхностного слоя воды р. Лососинки за изученный период 2014 г. достигала 11,8 °С, в то время как в 2015 г. температура была ниже и составляла 8,4 °С (рисунок 2.5).

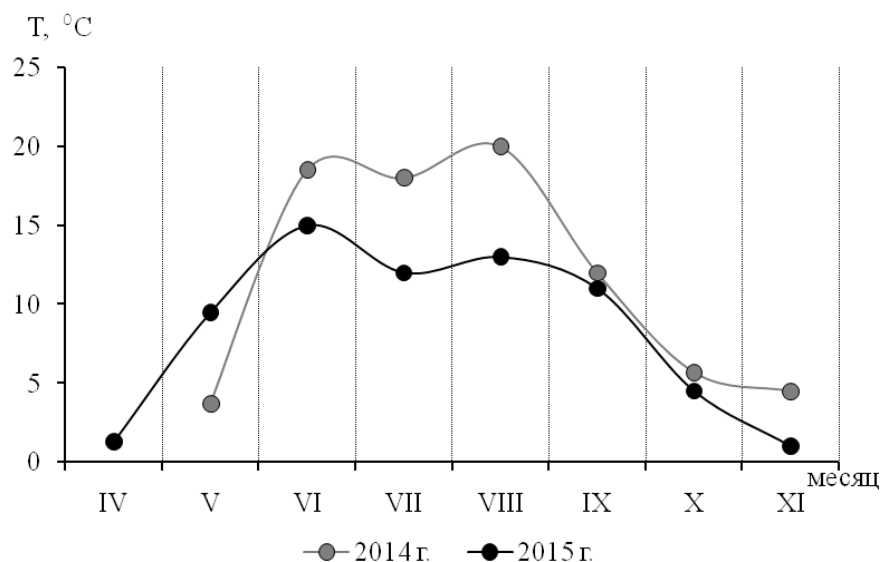


Рисунок 2.5 – Температура воды р. Лососинки в период исследований

Схема отбора проб. Для оценки влияния антропогенного фактора на состояние бактериопланктона р. Лососинки пробы воды отбирались выше г. Петрозаводска в условно фоновом участке и в черте города (рисунок 2.6). На р. Лососинке точка отбора проб L-1 ($61^{\circ}45'17.8''$ с.ш. и $034^{\circ}20'49.3''$ в.д.) находится выше пределов города, L-2 ($61^{\circ}46'38.2''$ с.ш. и $034^{\circ}22'09.1''$ в.д.) – в центре города (порожистый участок), L-3 ($61^{\circ}47'08.3''$ с.ш. и $034^{\circ}23'20.8''$ в.д.) – в черте города (плесовый участок), L-4 ($61^{\circ}47'09.3''$ с.ш. и $034^{\circ}23'32.8''$ в.д.) – в черте города в приустьевом участке. Дополнительно в августе 2015 г. был выполнен разовый отбор проб в Петрозаводской губе Онежского озера на ст. P30 (глубина 14,3 м) на расстоянии 490 м от устья р. Лососинки. Для анализа многолетней изменчивости бактериопланктона в мае и июле 2016 г. на четырех станциях р. Лососинки были отобраны пробы воды для микробиологического анализа.



Рисунок 2.6 – Схема отбора проб на р. Лососинке и в Петрозаводской губе Онежского озера

Всего на р. Лососинке за изученный период было отобрано 68 проб воды и проведено 604 анализа на микробиологические показатели, 535 – на химические, 48 – на продукционно-деструкционные показатели (таблица 2.1).

Таблица 2.1 – Объем выполненных исследований на р. Лососинке

Год	Месяц отбора	Число станций	Количество анализов, ед.		
			микробиологические	химические	продукционно-деструкционные
2014	Май – ноябрь	4	248	295	48
2015	Апрель – ноябрь	4	280	232	–
2016	Май, июль	4	76	8	–
«←» Анализы не проводили.					

2.2.2. Река Неглинка (территория г. Петрозаводска)

Физико-географическая характеристика водосборной территории. Длина р. Неглинки около 14 км, в том числе 8 км нижней части русла находятся в пределах территории г. Петрозаводска, ширина реки в среднем 5–6 м, ближе к устью – до 10–12 м, глубина русла 0,2–0,5 м, редко до 1 м. Средний расход воды оценивается в 0,51 м³/с, объем стока – 0,016 км³/год (Карпечко, 2013; Балаганский и др., 2015). Русло р. Неглинки менее извилистое и порожистое, нежели у р. Лососинки, сток не зарегулирован, зарастание выражено в большей степени, чем в р. Лососинке. Питание реки смешанного типа. Поверхностное питание осуществляется за счет таяния снегов и выпадения дождевых осадков, подземное – родниками (Бородулина, 2013). Ледостав начинается в ноябре – декабре, снег сходит в апреле – мае.

Площадь водосборной территории составляет 46,1 км², ее заболоченность – 13 %, озерность – менее 1 %. Верховья реки частично осушены. Характер рельефа водосборной территории преимущественно холмисто-грядовый. Склоны крутые и очень крутые, высотой 6–8 м (наибольшая высота 18 м), сложенные супесью и песком. Величина уклона – 7,6 ‰. Долина реки выражена только в нижнем ее течении, ширина долины 35–50 м (наибольшая ширина 200 м). Пойма реки прерывистая, двусторонняя, шириной 30–40 м, заболоченная, сложена торфянистыми и песчаными грунтами (Ресурсы поверхностных вод..., 1972; Каталог озер и рек..., 2001; Рыжков, Артемьева, 2004; Карелия..., 2009; Карпечко, 2013; Балаганский и др., 2015; Slukovskii, Polyakova, 2017).

Река Неглинка берет начало из ламбушки в заболоченном лесном массиве юго-западнее г. Петрозаводска (61°43'44" с.ш. и 34°11'52" в.д.) и впадает в Петрозаводскую губу Онежского озера (61°47'59" с.ш. и 34°22'07" в.д.), в нижней части протекая по территории

г. Петрозаводска. В первой декаде июля 2014 г. часть русла р. Неглинки была заключена в трубу, старое русло засыпано.

Гидрологический и температурный режимы в период исследований. Расход воды р. Неглинки в разные месяцы в 2014 и 2015 гг. изменялся в пределах 0,14–1,25 (среднегодовой расход – 0,4) м³/с и 0,2–1,25 (среднегодовой расход – 0,43) м³/с соответственно (рисунок 2.7) (АИС ГМВО).

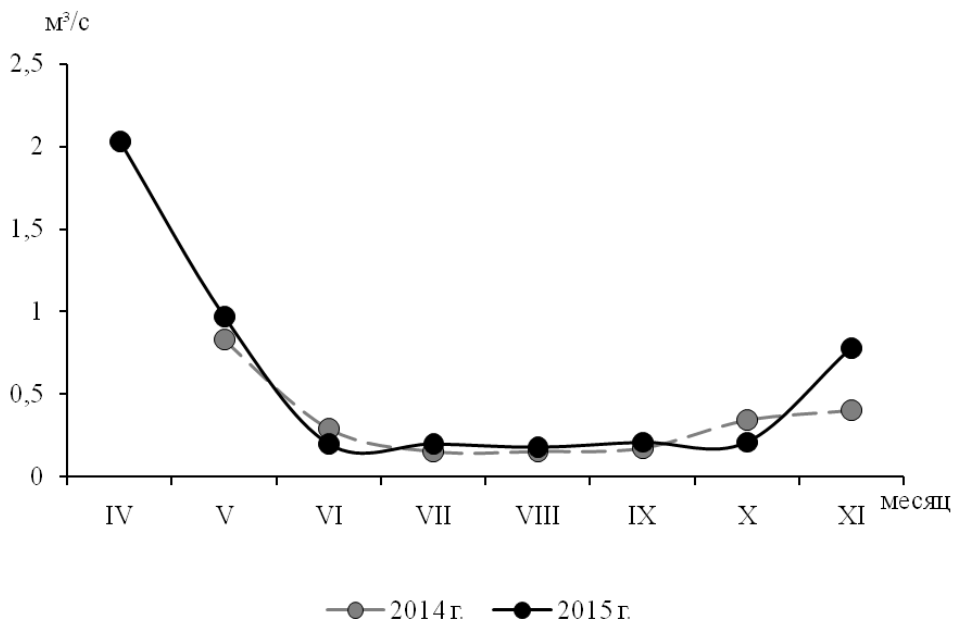


Рисунок 2.7 – Расход воды р. Неглинки за исследуемый период

Средняя температура воды р. Неглинки в 2014 г. за исследуемый период была выше, чем в 2015 г., и составляла 9,5 и 7,5 °С соответственно (рисунок 2.8).

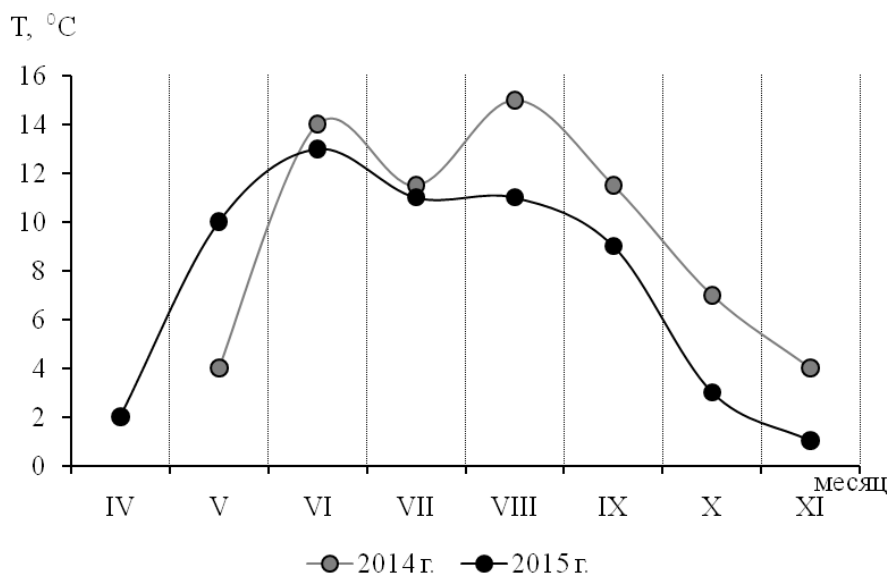


Рисунок 2.8 – Температура воды р. Неглинки в период исследований

Схема отбора проб. На р. Неглинке пробы воды отбирались выше городской черты на станции отбора проб N–1 (61°45'42.8" с.ш. и 034°15'41.3" в.д.), в черте города, ниже железнодорожного депо (порожистый участок) – станция N–2 (61°47'19.9" с.ш. и 034°20'45.7" в.д.), в черте города в устьевом участке – станция N–3 (61°47'52.9" с.ш. и 034°22'07.2" в.д.) (рисунок 2.9). Дополнительно в августе 2015 г. был выполнен разовый отбор проб в Петрозаводской губе Онежского озера на ст. P22 (глубина 18,7 м) на расстоянии 500 м от устья р. Неглинки. Для анализа многолетней изменчивости бактериопланктона в мае и июле 2016 г. на трех станциях р. Неглинки были отобраны пробы воды для микробиологического анализа.



Рисунок 2.9 – Схема отбора проб на р. Неглинке и в Петрозаводской губе Онежского озера

Всего на р. Неглинке за изученный период была отобрана 51 проба воды и проведено 453 анализа на микробиологические показатели, 383 – на химические, 36 – на продукционно-деструкционные показатели (таблица 2.2).

Таблица 2.2 – Объем выполненных исследований на р. Неглинке

Год	Месяц отбора	Число станций	Количество анализов, ед.		
			микробиологические	химические	продукционно-деструкционные
2014	Май – ноябрь	3	186	209	36
2015	Апрель – ноябрь	3	210	168	–
2016	Май, июль	3	57	6	–
«–» Анализы не проводили					

2.2.3. Ручей Железный (природная водосборная территория)

Физико-географическая характеристика водосборной территории. Железный ручей берет начало в хвойном лесу, протекает по залесенной территории и впадает в Пухтинскую губу Онежского озера примерно в 30 км южнее г. Петрозаводска (рисунок 2.1). Длина русла, согласно Каталогу озер и рек Карелии (2001), составляет 8,65 км. Ручей Железный является притоком юго-западного побережья Онежского озера и имеет черты, характерные для данной территории: заболоченный водосбор, повышенное содержание гумусовых веществ, низкая минерализация воды. Вода руч. Железного относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу вод (Пирожкова, 1990).

Гидрологический и температурный режимы в период исследований для руч. Железного. Расход воды ручья Железного был не известен. Однако его удалось рассчитать через формулу модуля стока (1). При этом использовали известные данные стока р. Неглинка, т. к. у нее, как и у руч. Железного, низкий процент озерности (раздел 2.2.2).

$$M = Q1/F1 = Q2/F2, \quad (1)$$

где $Q1$ – расход воды р. Неглинка;

$Q2$ – расход воды руч. Железного;

$F1$ – площадь водосбора р. Неглинка;

$F2$ – площадь водосбора руч. Железного.

Известно, что площадь водосбора р. Неглинка – 43 км², площадь водосбора руч. Железного – 16,9 км². Таким образом, получили расчетный гидрологический режим руч. Железного (рисунок 2.10), схожий с р. Неглинкой.

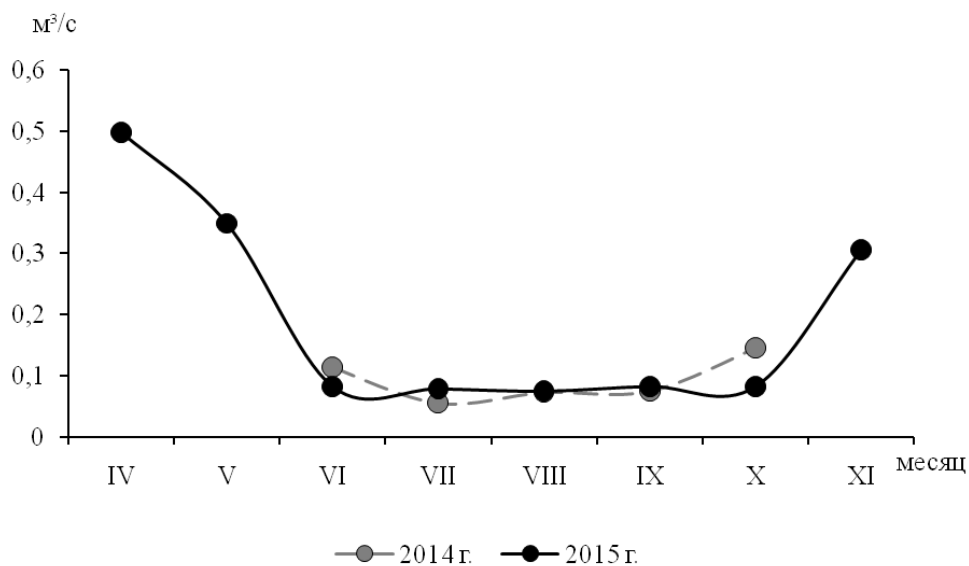


Рисунок 2.10 – Расчетные данные по расходу воды в руч. Железном для исследуемого периода

Температура воды руч. Железного в период исследований в 2014 г. составляла в среднем 13,6 °С, а в 2015 г. – вдвое ниже, 6,7 °С (рисунок 2.11).

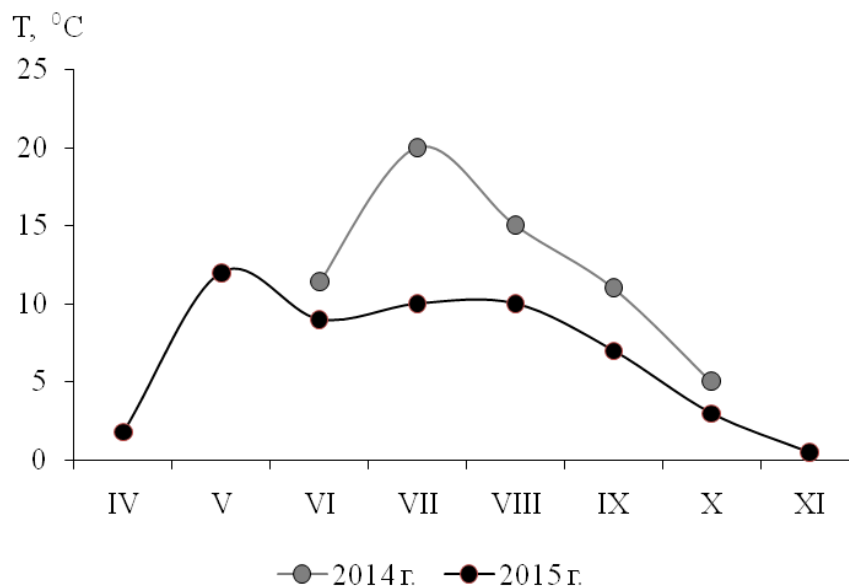


Рисунок 2.11 – Температура воды р. Неглинка в период исследований

Схема отбора проб. На руч. Железном, подверженном слабому антропогенному влиянию, пробы отбирались на одной станции IV (61°34'34.0" с.ш. и 034°40'30.9" в.д.) в нижнем его течении, в лесном массиве выше автомобильной дороги.

Всего на руч. Железном за изученный период было отобрано 16 проб воды и проведено 150 анализов на микробиологические показатели, 124 – на химические, и 8 – на продукционно-деструкционные показатели (таблица 2.3).

Таблица 2.3 – Объем выполненных исследований на руч. Железном

Год	Месяц отбора	Число станций	Количество анализов, ед.		
			микробиологические	химические	продукционно-деструкционные
2014	Июнь – ноябрь	1	80	70	8
2015	Апрель – ноябрь	1	70	54	–
«–» Анализы не проводили.					

2.2.4. Притоки Онежского озера (антропогенно нарушенные водосборные территории)

Физико-географическая характеристика водосборных территорий. Гидрологические характеристики изученных рек представлены в таблице 2.4. Все изученные притоки относятся к категории малых рек, их значительный уклон позволяет причислить их к рекам полугорного типа.

Таблица 2.4 – Гидрологические характеристики изученных притоков Онежского озера

Река	Длина ² км	Средний годовой расход воды м ³ /с	Водосбор			Объем стока км ³ /год
			площадь км ²	озерность %	заболоченность %	
Нелукса	9,66	0,29 ¹	27,3 ¹	–	–	0,009 ¹
Орзega	15	0,48 ¹	46,6 ¹	–	–	0,015 ¹
Деревянка	20	0,97 ¹	92,5 ²	–	–	0,031 ¹
Большая Уя	16	0,51 ¹	47 ²	–	–	0,016 ¹
Пухта	28	1,19 ¹	109 ²	–	–	0,038 ¹
Шокша	23	3,45 ⁴	115 ²	2 ⁴	5 ⁴	–
Лижма	67	5,08 ⁴	862,7 ³	19,3 ⁵	9 ⁵	0,208 ³
Кумса	62	7,06 ⁴	739,7 ³	9 ⁴	7 ⁴	0,227 ³
Вичка	30	1,4 ⁴	128,3 ³	3 ⁴	8 ⁴	0,054 ³
«←» Данные отсутствуют. ¹ – (Литвиненко, Кухарев, 1990) ² – (Каталог озер и рек..., 2001) ³ – (Балаганский и др., 2015) ⁴ – (Ресурсы поверхностных вод..., 1972) ⁵ – (Сабылина, 2016)						

Изученные реки относятся к водосбору Онежского озера. Притоки Нелукса, Орзega, Деревянка, Большая Уя, Пухта, Шокша причислены к водотокам юго-западного побережья Онежского озера, отличаются малой водностью, значительным уклоном и небольшой озерностью. Большинство рек имеют заболоченные водосборы, отличаются высоким содержанием ОВ гумусовой природы почвенно-болотного происхождения, обуславливающих высокую величину цветности и окисляемости воды. Общее количество органических веществ изменяется в широком диапазоне при значительных сезонных колебаниях. Вода этих рек относительно бедна биогенными элементами, особенно минеральными формами фосфора и азота. Значительная часть азота и фосфора находится в органической форме. Содержание железа в этих притоках меняется в очень широких пределах. Вода рек в течение безледоставного периода недо насыщена кислородом. Слабая выщелачиваемость пород, слагающих водосбор этих рек, определяет низкую минерализацию воды этих водотоков. Значительную часть года в анионном составе преобладают гидрокарбонаты, в катионном – кальций, таким образом, вода представленных рек относится к гидрокарбонатно-кальциевой. Однако в паводковые периоды соотношение ионов сдвигается в сторону преобладания сульфатов (Литвиненко, Кухарев, 1990; Пирожкова, 1990).

Река Лижма – северо-западный приток Онежского озера. В почвенном покрове водосбора преобладают супесчаные средне- и слабощелочные, а также подзолистые и легкосуглинистые почвы. Вода реки характеризуется низким содержанием органических веществ в результате увеличения озерности и снижения заболоченности водосбора.

По соотношению главных ионов вода реки относится к гидрокарбонатно-кальциевым (Пирожкова, 1990). Реки Кумса и Вичка относятся к притокам северного побережья Онежского озера. На территории их водосбора широко распространены карбонатные породы – известняки, доломиты, мрамор. В бассейне этих рек встречаются подзолистые, суглинистые, аллювиальные, торфяно-глеевые и торфяно-болотные почвы с хорошо разложившимся торфом. Характер водосбора определил некоторую специфичность химического состава воды рек – повышенную минерализацию и пониженную цветность. Здесь содержится в 2 раза меньше ОВ, чем в реках, описанных выше. Эти реки бедны биогенными элементами, особенно азотом, фосфором и железом, содержание последнего вдвое меньше, чем в притоках юго-западного побережья Онежского озера. Вода рек Кумсы и Вички недонасыщена кислородом и богата двуокисью углерода. По соотношению главных ионов большую часть года вода рек гидрокарбонатно-кальциевая, весной – сульфатно-магниева (Пирожкова, 1990). Изученные реки берут начало из лесных болот и небольших озер (таблица 2.5) и впадают в Онежское озеро (рисунок 2.1).

Таблица 2.5 – Истоки изученных рек и места их впадения в Онежское озеро

Название водотока	Исток	Место впадения
Нелукса	Оз. Уварово	Между Петрозаводской губой и Деревянской бухтой
Орзega	Болото выше оз. Орзегского	Деревянская бухта
Деревянка	Болото	Уйская губа
Большая Уя	Болото	Уйская губа
Пухта	Болото	Немного южнее Пухтинской бухты
Шокша	Оз. Крюково	Шокшинская бухта
Лижма	Безымянное озеро	Большая Лижменская губа
Кумса	Оз. Верхнее Кумчозеро	Повенецкий залив
Вичка	Оз. Вичка	Повенецкий залив

Температура воды в период исследований. Температура воды притоков юго-западного и северо-западного побережий в период отбора проб в 2015 г. представлена в таблице 2.6. Температура воды во время отбора проб в реках Кумсе и Вичке в 2016 г. составляла 21,2 и 18,9 °С соответственно.

Таблица 2.6 – Температурный режим изученных рек в период исследований в 2015 г.

Река	Температура, °С		Река	Температура, °С	
	Июль	Сентябрь		Июль	Сентябрь
Нелукса	13,7	10,0	Пухта	16,0	9,7
Орзega	15,2	9,8	Шокша	16,8	10,6
Деревянка	15,2	10,2	Лижма	18,6	13,2
Большая Уя	14,2	9,8			

Схема отбора проб. В сентябре 2014 г. на р. Нелуксе были отобраны пробы воды на трех станциях: в верхнем течении реки – на 200 м ниже ее истока из оз. Уварово (ст. 1); в среднем течении – на 2 км ниже впадения мелиоративной канавы (ст. 2); в устьевом участке реки – на 12 м выше автодорожного моста через реку (ст. 3) (рисунок 2.12).

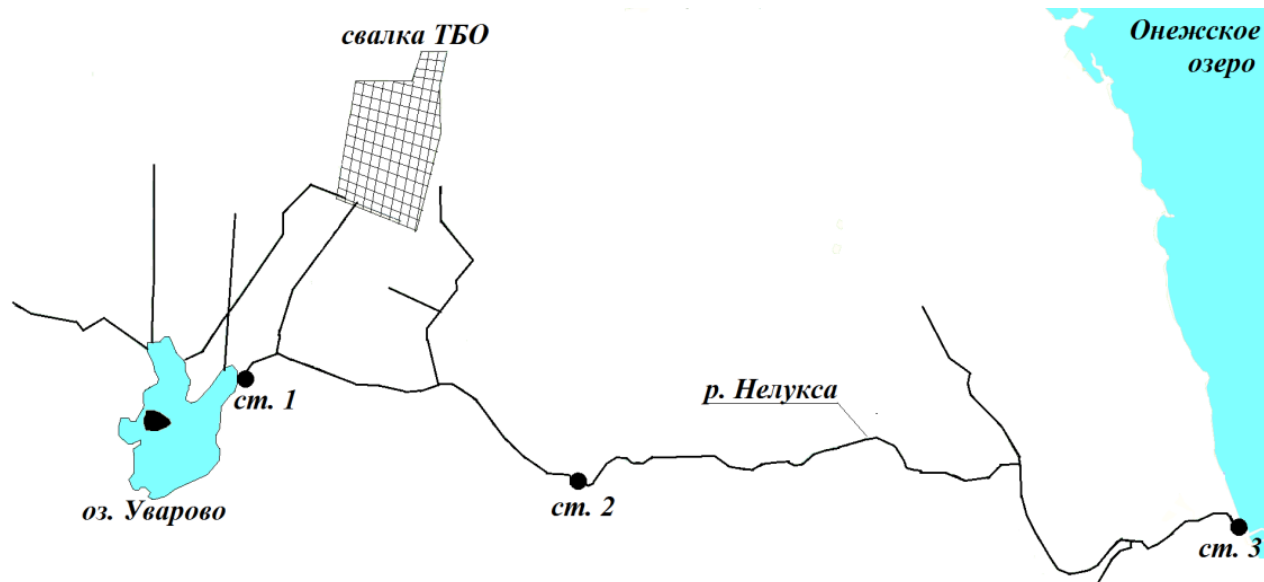


Рисунок 2.12 – Схема отбора проб на р. Нелуксе в 2014 г.

В июле и сентябре 2015 г. пробы воды для микробиологических исследований рек Нелуксы, Орзегги, Деревянки, Большой Уи, Пухты, Шокшы, Лижмы отбирали в приустьевых участках (рисунок 2.1).

В июне 2016 г. отбор проб на реках г. Медвежьегорска – Кумсе и Вичке – производили на трех станциях: выше города, в середине городского течения и в устьях рек (рисунок 2.13).

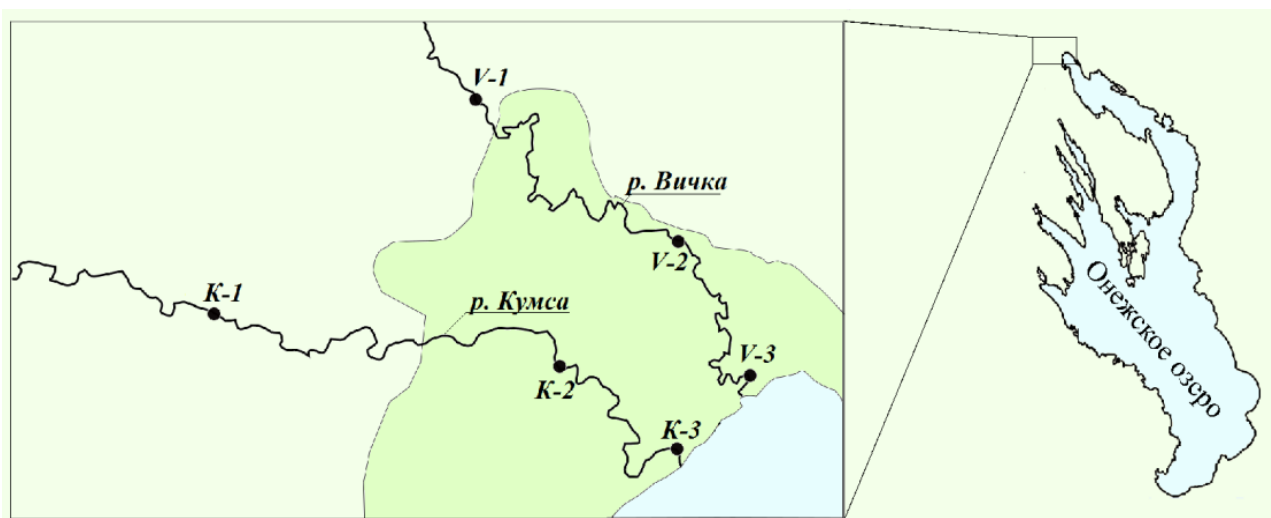


Рисунок 2.13 – Схема отбора проб в г. Медвежьегорске на р. Кумсе и р. Вичке в 2016 г.

Всего на изученных притоках за время исследований было отобрано 23 пробы воды и проведено 180 анализов на микробиологические показатели (таблица 2.7).

Таблица 2.7 – Объем выполненных микробиологических исследований на изучаемых притоках

Река	Год исследований	Месяц отбора	Количество станций	Количество микробиологических анализов, ед.
Нелукса	2014	Сентябрь	3	21
	2015	Июль, сентябрь	1	14
Орзег	2015	Июль, сентябрь	1	14
Деревянка	2015	Июль, сентябрь	1	14
Большая Уя	2015	Июль, сентябрь	1	14
Пухта	2015	Июль, сентябрь	1	14
Шокша	2015	Июль, сентябрь	1	14
Лижма	2015	Июль, сентябрь	1	14
Кумса	2016	Июнь	3	24
Вичка	2016	Июнь	3	23

2.3. Методы исследования

2.3.1. Химические методы исследования

В 2014 г. в пробах определяли цветность воды, рН, концентрацию растворенного кислорода, содержание ОВ по величине перманганатной окисляемости (ПО), биохимическое потребление кислорода (БПК₅), содержание нефтепродуктов и биогенные элементы (нитритный (N-NO₂⁻) и нитратный (N-NO₃⁻) азот, общий (Р_{общ}) и минеральный (Р_{мин}) фосфор). В 2015 г. в пробах определяли цветность воды, рН, концентрацию растворенного кислорода, содержание ОВ по величине бихроматной окисляемости – химическое потребление кислорода (ХПК), БПК₅, содержание взвешенных веществ, общего железа (Fe_{общ}), нефтепродуктов, общего (Р_{общ}) и минерального (Р_{мин}) фосфора (таблица 2.8).

Таблица 2.8 – Химические показатели, определяемые в реках Лососинке, Неглинке и руч. Железном в 2014–2015 гг.

Показатель	2014 г.	2015 г.	Показатель	2014 г.	2015 г.
рН	+	+	Р _{общ}	+	+
Цветность	+	+	Р _{мин}	+	+
Растворенный кислород	+	+	Fe _{общ}	–	+
ПО	+	–	N-NO ₂ ⁻	+	–
ХПК	–	+	N-NO ₃ ⁻	+	–
БПК ₅	+	+	Нефтепродукты	+	+
Взвешенные вещества	–	+			

В 2014 г. химические измерения выполнялись Мелянчуком Н. П. в лаборатории экологических проблем Севера Петрозаводского государственного университета по методикам (Алекин и др., 1973; Руководство..., 1977; РД 52.24.381-2006). Содержание нефтепродуктов определялось Дмитриевой Ю. Ф. в лаборатории гидрохимии и гидрогеологии Института водных проблем Севера Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН» по методике (РД 52.24.476-2007).

В 2015 г. взвешенные вещества, рН, фосфор общий и минеральный, общее железо, цветность и ХПК воды определяли в лицензированной аналитической лаборатории Института леса Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН» по методикам (Алекин и др., 1973; Руководство..., 1977; ПНД Ф 14.1:2.106-97; ПНД Ф 14.1:2.110-97; ПНД Ф 14.1:2:4.248-07; ГОСТ 31868-2012; РД 52.24.427-2013). Содержание нефтепродуктов определялось Кравченко И. Ю. в лаборатории гидрохимии и гидрогеологии Института водных проблем Севера Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН» по методике (РД 52.24.476-2007). Концентрация растворенного кислорода и БПК₅ были определены автором диссертации в лаборатории гидробиологии этого же института согласно стандартной методике (Руководство..., 1977). Процент насыщения воды кислородом вычисляли по (Руководство..., 1977). При пересчете химического потребления кислорода (ХПК) в $S_{орг}$ использовали коэффициент 0,375 (Алекин и др., 1973).

За время исследований было выполнено 1156 химических анализов образцов воды (таблица 2.9).

Таблица 2.9 – Количество фиксируемых химических показателей за исследуемый период (с учетом данных, предоставленных лабораторией гидрохимии и гидрогеологии)

Показатель	Количество проб	Показатель	Количество проб
рН	141	N-NO ₂ ⁻	54
Цветность	119	N-NO ₃ ⁻	54
Растворенный кислород	138	P _{общ}	117
ПО	54	P _{мин}	108
ХПК	62	Fe _{общ}	55
БПК ₅	133	Нефтепродукты	58
Взвешенные вещества	63		

Данные по химическому составу стоков ливневой канализации осенью 2014 г. и летом 2015 г. предоставлены отделом экологии мэрии Петрозаводского городского округа. Анализ содержания химических веществ (взвешенные вещества, нефтепродукты, БПК₅) выполнялся в лицензированном Центре лабораторного анализа и технических измерений (ЦЛАТИ) по Республике Карелия с использованием методик (ПНД Ф 14.1:2.110-97; ПНД Ф 14.1:2:3:4.123-97; ПНД Ф 14.1:2:4.128-98).

Для косвенной оценки содержания гумусовых веществ в воде Лозовиком П. А. (2013) предложено использовать показатель гумусности воды (H_{um}), рассчитываемой по формуле (2):

$$H_{um} = \sqrt{ЦВ \cdot ПО}, \text{ ед. гумусности}, \quad (2)$$

где ЦВ – значение цветности воды, град. шкалы Со;

ПО – перманганатная окисляемость, мгО/л.

Для оценки качества воды изученных рек по химическим показателям полученные данные сопоставляли с нормативами предельно допустимых концентраций вредных веществ в водных объектах рыбохозяйственного значения (ПДК_{рх}) (Об утверждении..., 2023). Класс качества воды определяли согласно комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993).

2.3.2. Микробиологические методы исследования

При отборе проб воды для микробиологического анализа руководствовались общепринятыми методическими рекомендациями (МУК 4.2.1884-04; ГОСТ 31942-2012). За время исследований было проведено 1373 микробиологических анализов и 100 продукционно-деструкционных анализов (таблица 2.10).

Таблица 2.10 – Количество фиксируемых микробиологических показателей за исследуемый период

Показатель	Количество проб	Показатель	Количество проб
Микробиологические показатели			
ОЧБ	158	ОКБ	158
СБ	158	ОМЧ	158
ГБ	158	УОБ	157
ФОБ	158	НБ	134
ББ	67	V _{ср}	67
Продукционно-деструкционные показатели			
Скорость фотосинтеза	50	Деструкция ОВ	50

В пробах воды определяли общие количественные (общая численность (ОЧБ), биомасса (ББ)) и морфологические (размер, форма и средний объем (V_{ср}) клетки) характеристики речного бактериопланктона. Также было оценено количественное развитие отдельных эколого-трофических (функциональных) групп водных бактерий (гетеротрофные (ГБ), сапрофитные (СБ), фенолоксиляющие (ФОБ), углеводородоксиляющие (УОБ),

нитрифицирующие (НБ)) и санитарно-показательных микроорганизмов (общее микробное число, общие колиформные бактерии (ОКБ)).

Общую численность бактериопланктона (ОЧБ) определяли методом прямого счета на черных поликарбонатных трековых мембранах производства Whatman® (диаметр пор 0,2 μm) при разряжении не выше 0,2 бар. Перед фильтрацией бактерии окрашивали 0,015 % раствором акридинового оранжевого на фосфатном буфере из расчета 0,1 мл красителя на 1 мл пробы воды. Подсчет клеток производили с использованием люминесцентного микроскопа «МИКМЕД-2» (рисунок 2.14) в 30 полях зрения при увеличении $\times 1600$ (Zimmermann et al., 1978; Handbook of Methods..., 1993).



Рисунок 2.14 – Микроскоп «МИКМЕД-2»

Биомассу бактерий вычисляли на основании измерений их длины и ширины на снимках, полученных на люминесцентном микроскопе «МИКМЕД-2» с помощью зеркальной фотокамеры «Сапон». Измерения объема клеток проводили с помощью лицензированной компьютерной программы MultiMediaCatalog (ММС), обладающей возможностью калибровки шкалы. Объем клеток рассчитывали как объем подходящих им по форме геометрических фигур (шар, эллипс, цилиндр).

Эколого-трофические группы гетеротрофных бактерий определяли способом глубинного посева на стерильные агаризованные питательные среды. Посевы проводили в двух повторностях в присутствии контроля стерильности. Показатели численности микроорганизмов выражали в количестве колониеобразующих единиц в 1 мл воды (тыс. КОЕ/мл) (Родина, 1965; Кузнецов, Дубинина, 1989; МУК 4.2.1884-04).

Сапрофитные бактерии (СБ) выращивали на концентрированном производственном рыбо-пептонном агаре (РПА) («Питательный агар для культивирования микроорганизмов сухой (ГРМ-агар)» (ФБУН ГНЦ ПМБ Роспотребнадзора)) при 22 °С в течение 5 суток.

Гетеротрофные бактерии (ГБ) высевали на РПА:10 (РПА, разведенный в 10 раз) (Романенко, Кузнецов, 1974; Кузнецов, Дубинина, 1989).

Общее микробное число (ОМЧ) или численность сапрофитных бактерий, способных размножаться в организме теплокровных животных и человека, определяли на концентрированном производственном рыбо-пептонном агаре (РПА) в течение 24 ч в термостате при температуре 37 °С (МУК 4.2.1884-04).

Учет общих колиформных бактерий (ОКБ) производили методом мембранных фильтров с применением промышленного цитохромоксидазного теста. Бактерии концентрировали на целлюлозно-нитратных фильтрах Sartorius Stedium® с диаметром пор 0,45 µm при разрежении не более 0,2 рА. Посевы производили из трех разных объемов одной пробы воды. Фильтры с бактериальными клетками инкубировали на специализированной среде Эндо в термостате при температуре 37 °С в течение 24 ч. После инкубации выполнялся цитохромоксидазный тест (МУК 4.2.1884-04).

Фенолоксиляющие бактерии (ФОБ) росли на минеральной среде (K_2HPO_4 – 1 г, NaCl – 0,1 г, $CaCl_2$ – 0,1 г, $Na_2S_2O_3$ – 0,15 г, $(NH_4)_2SO_4$ – 0,3 г, $FeSO_4$ – следы, дистиллированная вода – 1000 мл) с добавлением 0,01 % раствора фенола, который добавляли в стерильную расплавленную среду непосредственно перед посевом (Кузнецов, Дубинина, 1989).

Углекислородоксиляющие бактерии (УОБ) выращивали на специализированной среде Ворошиловой–Диановой с добавлением очищенного агара Дифко. Перед посевом в стерильную расплавленную среду в качестве эмульгатора солянки добавляли ТВИН-80 и мазут (Кузнецов, Дубинина, 1989).

Для получения накопительной культуры нитрифицирующих бактерий (НБ) использовали жидкую среду Сориано–Уокера с индикатором рН феноловым красным. При развитии нитрифицирующих бактерий реакция среды менялась с щелочной на кислую, что проявлялось в изменении ее цвета с розового на желтоватый (Кузнецов, Дубинина, 1989).

Для корректной оценки качества воды по общей численности бактериопланктона в соответствии с различными классификациями, предложенными Оксенок О. П. с соавторами (1993) и Романенко В. И. (1985) (световая микроскопия с окрашиванием клеток эритрозином), был использован ранее полученный в лаборатории гидробиологии коэффициент пересчета на эпифлуоресцентный метод для мезотрофного водоема $2,06 \pm 0,19$ (медиана и ее ошибка), $n = 54$, min–max 1,68–2,45. Коэффициент был получен при параллельном подсчете общей численности бактерий из одной пробы воды двумя способами микроскопирования.

Измерение фотосинтеза фитопланктона (A) и деструкции органического вещества (R) производили общепринятым скляночным методом в кислородной модификации по изменению концентрации кислорода в светлых и темных склянках после инкубации в течение 12–24 часов (Винберг, 1960; Кузнецов, Дубинина, 1989). Содержание кислорода в склянках измеряли йодометрическим методом Винклера (Руководство..., 1977; Кузнецов, Дубинина, 1989).

2.3.3. Методы статистического анализа данных

Для количественной оценки показателей развития бактерий и их изменчивости рассчитывали медианное значение и его ошибку. При сравнении выборок и выявлении трендов многолетних или сезонных изменений применяли непараметрические методы статистики: коэффициент корреляции Спирмена, критерии Уилкоксона и Манна–Уитни, критерий Крускала–Уоллеса (Шитиков и др., 2005; Коросов, 2007). При оценке статистических различий между показателями уровень значимости был принят равным 0,05. Для изучения связей между химическими и микробиологическими показателями использовали метод главных компонент – principal component analysis (PCA) (Коросов, 1996). Данные для этого анализа логарифмировали (\lg) с целью снизить соотношение размерности показателей и приблизить их распределение к нормальному (Шитиков и др., 2005). В качестве значимых принимали главные компоненты с дисперсией ≥ 1 и факторные нагрузки признаков с относительными значениями $\geq |0,7|$. Статистическую обработку данных осуществляли в лицензированном пакете Statistica Advanced 10 for Windows Ru.

Весь иллюстративный материал (фотографии, рисунки, графики) и таблицы выполнены лично автором, за исключением раздела 1.3.2 диссертации, где указаны источники заимствования.

ГЛАВА 3. ХАРАКТЕРИСТИКА ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДЫ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

В настоящей главе представлена характеристика экологической ситуации по химическим показателям на притоках Онежского озера, протекающих по урбанизированной территории (реках Лососинке и Неглинке), испытывающих сильное антропогенное воздействие, и условно фоновом руч. Железном с учетом пространственной и сезонной изменчивости состояния их экосистем. Для сравнительного анализа и понимания закономерностей влияния природных и антропогенных факторов на изучаемые водотоки специальные подразделы посвящены характеристике экологической ситуации по химическим показателям на 9 притоках юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера, не подверженных сильной антропогенной нагрузке.

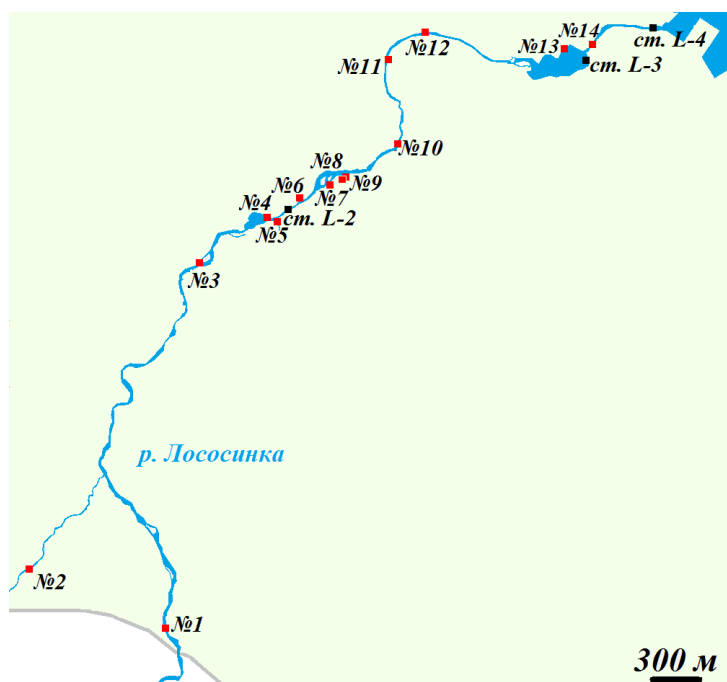
3.1. Оценка антропогенной нагрузки на притоки Онежского озера

Характеристика антропогенной нагрузки на р. Лососинку. Источниками загрязнения р. Лососинки являются ливневые сточные воды г. Петрозаводска, представляющие собой открытые водостоки и закрытые самотечные сети канализации, а также неучитываемый склоновый сток с городской территории (Государственный..., 2000–2022; Крутских и др., 2016).

Весь объем ливневых канализационных вод, формирующийся на территории г. Петрозаводска, сбрасывается в реку без очистки. По официальным данным отдела экологии мэрии г. Петрозаводска (Отчет..., 2014, 2015), в р. Лососинку впадают 14 ливневых стоков (рисунок 3.1). В 2014 г. общий объем ливневых вод достигал 0,030 км³/год, что составило 29 % от общего объема речного стока (0,104 км³/год).

Показано, что уровень общего железа ($Fe_{\text{общ}}$) в ливневых стоках р. Лососинки превышает ПДК_{рх} в среднем в 6 раз (таблица 3.1).

Необходимо отметить, что содержание $Fe_{\text{общ}}$ нормируется в воде природных водоемов, т. к. оно характеризуется вредным воздействием на гидробионтов (Vuori, 1995; Regerand et al., 2005; Kritzberg, Ekström, 2012). Однако в данном случае происхождение железа не связано с антропогенным влиянием, а обусловлено региональными особенностями Карельского региона (Лозовик, Платонов, 2005). В долине р. Лососинки происходит разгрузка подземных вод, для которых характерны высокие концентрации общего железа, объясняющиеся бескислородными условиями онегозерского водоносного горизонта (Бородулина, 2013; Крутских и др., 2016; Andronikov et al., 2019; Бородулина и др., 2020).



красные точки – ливневые стоки, черные точки – станции отбора проб

Рисунок 3.1 – Схема расположения станций отбора проб на р. Лососинке

Таблица 3.1 – Содержание загрязняющих веществ в воде ливневых стоков г. Петрозаводска, поступающих в р. Лососинку в октябре 2014 г. и июле 2015 г.

Показатели	ПДК _{рх}	Октябрь 2014 г.	ПДК _{рх}	Июль 2015 г.
		<u>Min–max*</u> M ± m		<u>Min–max*</u> M ± m
Взвешенные вещества, мг/л	4,25	<u>2,0–560</u> 77,9 ± 42	28,25	<u>2,0–92,0</u> 26,0 ± 7,5
БПК ₅ , мг O ₂ / л	2,1	<u>0,4–37,7</u> 6,4 ± 2,5	2,1	<u>0,65–21,0</u> 8,0 ± 1,6
Нефтепродукты, мг/ л	0,05	<u>0,05–2,1</u> 0,6 ± 0,15	0,05	<u>0,04–3,93</u> 0,74 ± 0,3
Хлориды, мг/л	300	<u>3,1–266</u> 55,7 ± 13,1	300	<u>21,5–181</u> 56,5 ± 9,7
Fe _{общ} , мг/л	0,1	<u>0,02–2,8</u> 0,15 ± 0,05	0,1	<u>0,04–2,3</u> 0,5 ± 0,25

* Min–max – минимальные и максимальные величины.
M ± m – средняя величина и ошибка средней.
Примечание: для расчета ПДК_{рх} взвешенных веществ в 2014 г. использовали данные ЦЛАТИ, в 2015 г. – собственные данные.

В 2014 г. по показателю БПК₅ было отмечено превышение ПДК_{рх} в 11 стоках из 14. При этом максимальную кратность ПДК_{рх}, в 18 раз, имел сток № 10 и в 4,4 раза – сток № 14 (рисунок 3.2). Количество нефтепродуктов превышало ПДК_{рх} в 13 стоках из 14 с максимальным их содержанием в стоках № 1 (42 ПДК) и № 11 (26 ПДК). Количество взвешенных веществ превышало ПДК_{рх} в 9 стоках. Максимальные кратности ПДК_{рх} имели стоки № 1 и № 2 (67 ПДК и 132 ПДК соответственно). Превышение ПДК_{рх} по содержанию хлоридов не отмечалось.

Кратность
превышения ПДК

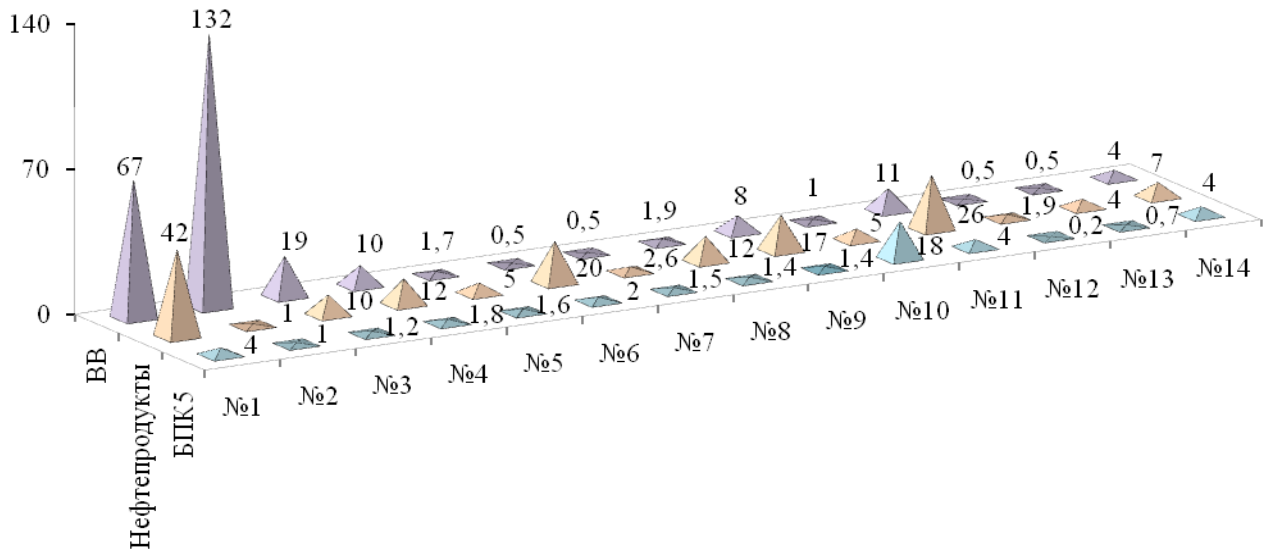


Рисунок 3.2 – Кратность превышения ПДК загрязняющих веществ (БПК₅, нефтепродуктов, взвешенных веществ (ВВ)) в ливневых стоках р. Лососинки в октябре 2014 г.

В 2015 г. сравнение содержания загрязняющих веществ в ливневых стоках с ПДК_{рх} показало, что в 12 из 14 стоках превышены нормативы для БПК₅, в 13 стоках – для нефтепродуктов. Наибольшие величины БПК₅, в 10 и 8,5 раза больше допустимых значений, были обнаружены в стоках № 10 и № 14 соответственно. В стоке № 14 также оказалась наибольшей концентрация нефтепродуктов, почти в 80 раз выше ПДК_{рх}. Количество взвешенных веществ превышало ПДК_{рх} в 5 стоках, при этом наибольшее превышение ПДК_{рх} (в 3,3 раза) также было отмечено для стока № 14 в устье реки (рисунок 3.3). В остальных случаях ПДК_{рх} по взвешенным веществам была превышена не более чем в 2 раза. Превышение ПДК_{рх} по содержанию хлоридов не отмечалось.

Характеристика антропогенной нагрузки на р. Неглинку. Источниками загрязнения р. Неглинки, как и р. Лососинки, являются ливневые сточные воды г. Петрозаводска, самотечные сети канализации, терригенный сток с городской территории и территории частного сектора, стоки железнодорожного депо, молокозавода «Славмо», а также автотранспортного парка и застраиваемой территории (Государственный..., 2000–2022; Тимакова, 2013; Крутских и др., 2016).

По официальным данным отдела экологии мэрии г. Петрозаводска, в р. Неглинку впадают 10 ливневых стоков (рисунок 3.4) общим объемом 0,004 км³/год, которые формируют треть общего объема речного стока (0,013 км³/год).

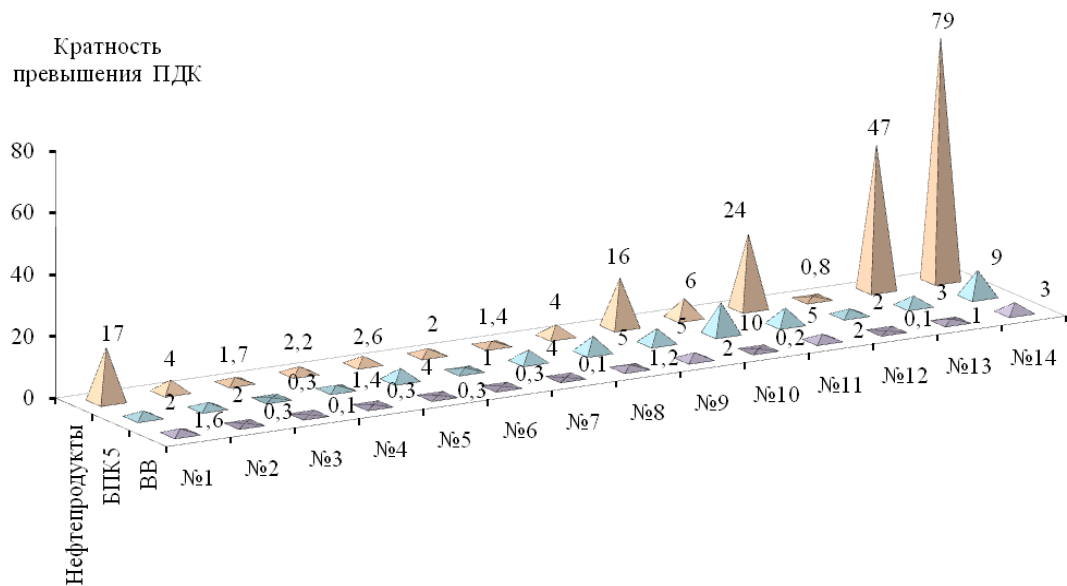


Рисунок 3.3 – Кратность превышения ПДК загрязняющих веществ (БПК₅, нефтепродуктов, взвешенных веществ (ВВ)) в ливневых стоках р. Лососинки в июле 2015 г.

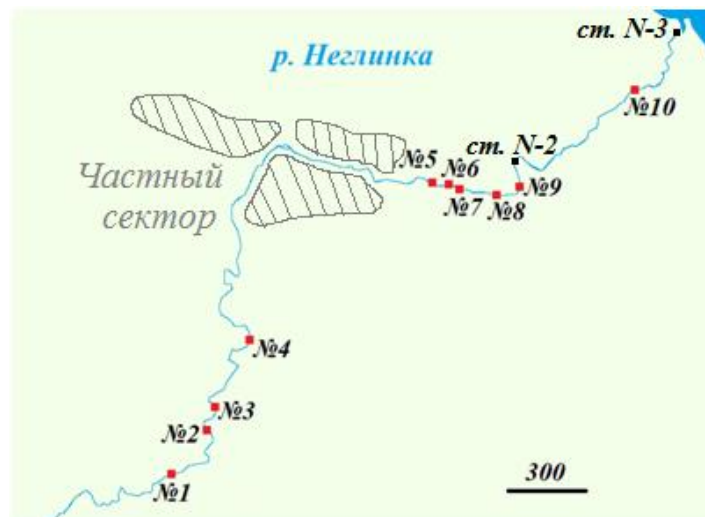


Рисунок 3.4 – Схема расположения ливневых стоков (красные точки) и станций отбора проб (черные точки) на р. Неглинке

Концентрации исследуемых показателей ливневых стоков на р. Неглинке за октябрь 2014 г. и июль 2015 г. представлены в таблице 3.2. В воду р. Неглинки, как и в воду в р. Лососинки, поступает большое количество $Fe_{общ}$ со сточными водами, что также связано с разгрузкой подземных вод в долине реки и обуславливается бескислородными условиями онегозерского водоносного горизонта (Бородулина, 2013; Крутских и др., 2016; Andronikov et al., 2019; Бородулина и др., 2020). Превышение ПДК_{рх} по $Fe_{общ}$ в ливневых стоках составило в среднем 11 раз (таблица 3.2), но т. к. содержание $Fe_{общ}$ обуславливается региональными особенностями (Лозовик, Платонов, 2005), загрязняющим показателем его не считали.

Таблица 3.2 – Содержание загрязняющих веществ в воде ливневых стоков г. Петрозаводска, поступающих в р. Неглинку в октябре 2014 г. и июле 2015 г.

Показатели	ПДК _{рх}	Октябрь 2014 г.	ПДК _{рх}	Июль 2015 г.
		<u>Min–max*</u> M ± m		<u>Min–max*</u> M ± m
Взвешенные вещества, мг/л	4,25	<u>2–167</u> 55 ± 20,4	23,75	<u>4,1–192</u> 69,9 ± 22,5
БПК ₅ , мг O ₂ /л	2,1	<u>1,8–167</u> 26,5 ± 15,8	2,1	<u>0,58–198</u> 28,8 ± 21,2
Нефтепродукты, мг/л	0,05	<u>0,04–2,8</u> 0,97 ± 0,32	0,05	<u>0,1–2,88</u> 1,21 ± 0,39
Хлориды, мг/л	300	<u>4–72</u> 25,2 ± 10,7	300	<u>16,8–96</u> 49,7 ± 18
Fe _{общ} , мг/л	0,1	<u>0,12–1,6</u> 0,65 ± 0,3	0,1	<u>0,23–3,8</u> 1,75 ± 0,5

* Min–max – минимальные и максимальные величины.
M ± m – средняя величина и ошибка средней.
Примечание: для расчета ПДК_{рх} взвешенных веществ в 2014 г. использовали данные ЦЛАТИ, в 2015 г. – собственные данные.

В 2014 г. превышение ПДК_{рх} по БПК₅ и нефтепродуктам наблюдалось в 9 стоках из 10 (рисунок 3.5). Максимальная кратность ПДК_{рх} по БПК₅ почти в 80 раз отмечалась в стоке № 5. Количество нефтепродуктов было максимальным в стоках № 6 и № 7 – 52 ПДК и 56 ПДК соответственно. Стоки № 5–№ 10 имели превышения ПДК_{рх} по количеству взвешенных веществ, с максимальными превышениями ПДК_{рх} в 40 и 36 раз в стоках № 10 и № 6 соответственно. Превышения нормативов по хлоридам не отмечалось.

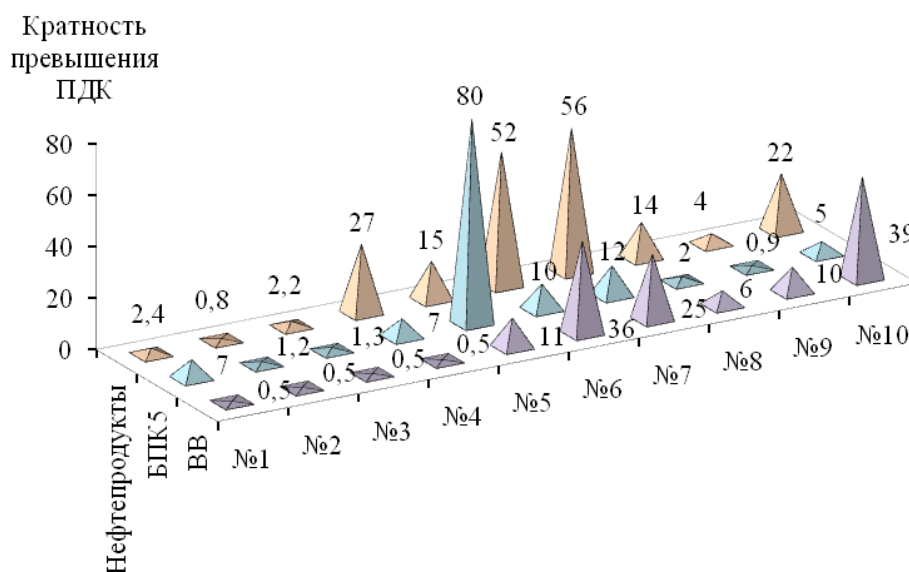


Рисунок 3.5 – Кратность превышения ПДК загрязняющих веществ (БПК₅, нефтепродуктов, взвешенных веществ (ВВ)) в ливневых стоках р. Неглинки в октябре 2014 г.

В 2015 г. отбор проб производили в 9 стоках, сток № 10 не учитывали. Превышение БПК₅ наблюдалось в 7 стоках из 9, при этом максимальная кратность ПДК_{рх} отмечалась, как и в 2014 г., в стоке № 5 (94 ПДК). Превышение нормативов по нефтепродуктам было отмечено во всех стоках (рисунок 3.6). Максимальными значениями характеризовались стоки № 5 и № 7 – превышение ПДК_{рх} в 52 и 57,6 раза, соответственно. Содержание взвешенных веществ превышало ПДК_{рх} только в стоках № 1, № 8 и № 9 в среднем в 1,9 раза. Превышения нормативов по хлоридам отмечено не было.

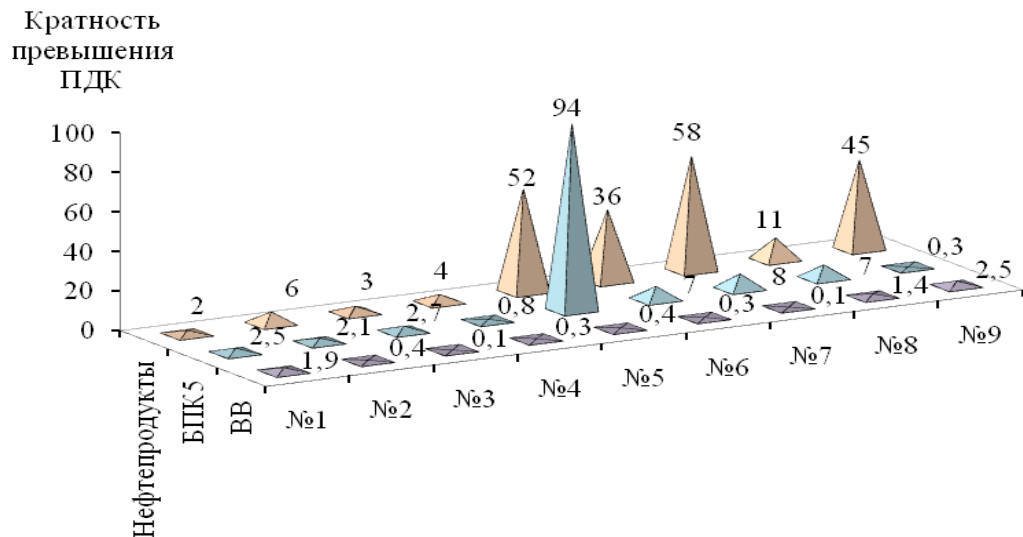


Рисунок 3.6 – Кратность превышения ПДК загрязняющих веществ (БПК₅, нефтепродуктов, взвешенных веществ (ВВ)) в ливневых стоках р. Неглинки в июле 2015 г.

Характеристика антропогенной нагрузки на руч. Железный. Ручей Железный пересекают несколько автомобильных дорог, следовательно, водоток находится под локальным влиянием техногенного фактора.

Характеристика влияния антропогенного фактора на притоки юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера. Влияние антропогенного фактора на притоки юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера проявляется в виде стока с территории дачных поселений, кооперативов, турбаз. Все реки пересекают железнодорожные пути и автомобильные трассы. Кроме того, на водосборе р. Нелуксы находится свалка твердых бытовых отходов г. Петрозаводска, соединенная с рекой тремя мелиоративными канавами. На берегах р. Кумсы (северное побережье Онежского озера) расположены г. Медвежьегорск, села Остречье и Падун. В верхнем течении р. Вички находится поселок Вичка, а в нижнем течении – г. Медвежьегорск (северное побережье Онежского озера).

3.2. Анализ пространственного распределения и сезонной динамики химического состава речных вод

Интенсивное загрязнение притоков Онежского озера, протекающих по территории г. Петрозаводска, определило необходимость оценки качества их вод. Актуальность этих исследований связана с использованием притоков для целей рекреации, а также в связи с поступлением речных вод в Петрозаводскую губу – источник питьевого водоснабжения населения г. Петрозаводска. Основным подходом к оценке экологической ситуации является определение содержания в воде загрязняющих веществ и сопоставление их концентраций с ПДК_{рх} (Строганов, 1971; Лесников, 1979; Израэль, 1984; Патин и др., 1986; РД 52.24.643-2002; Гелашвили и др., 2016; Экологический мониторинг, 2021). Кроме того, оценку состояния речных вод выполняли с использованием комплексной экологической классификации, характеризующей природное качество водных экосистем (Жукинский и др., 1981; Оксиюк и др., 1993). С этой целью были выполнены исследования химического состава воды притоков Онежского озера.

Химический состав воды притоков Онежского озера, протекающих по территории г. Петрозаводска, зависит от природных особенностей водосборной территории, гидрологического режима рек и характера воздействия антропогенного фактора. Особенности природных факторов связаны с влиянием заболоченных водосборных территорий. Для поверхностных вод гумидной зоны характерно повышенное содержание гумусовых веществ, которые относятся к ОВ кислотной природы. Содержание этих веществ в водоемах Карелии сопоставимо по концентрации с минеральными компонентами, что обязательно должно учитываться при классификации этих вод (Лозовик, 2013).

В связи с тем, что природные и антропогенные факторы по своему воздействию на экосистему характеризуются пространственно-временной изменчивостью, все химические показатели изученных рек были разделены на две группы. В первую группу вошли показатели, характеризующие влияние заболоченной водосборной территории (природный фактор), – показатели, отражающие содержание трудноминерализуемых гумусовых веществ (ПО, ХПК), цветность и связанные с ней химические элементы (главным образом железо), а также рН – индикатор содержания веществ кислотной природы, в том числе и гуминовых кислот (Лозовик, 2006). Во вторую группу вошли химические показатели, характеризующие антропогенное влияние: различные формы азота и фосфора, содержание взвешенных веществ, БПК₅ и нефтепродукты, поступление которых связано с выпусками ливневых вод, расположенных в нижнем течении изучаемых рек на территории г. Петрозаводска. Показатель содержания растворенного кислорода представляет влияние комплекса факторов, как природных – обусловленное наличием перекаатов, где вода обогащается кислородом воздуха, так и

антропогенных – свидетельствующее об интенсивности загрязнения речных вод легкоминерализуемым ОВ. С учетом большого количества поступающего в реки легкоминерализуемого ОВ, содержание растворенного кислорода использовали как показатель, отражающий влияние антропогенного фактора.

3.2.1. Анализ пространственного распределения и сезонной динамики химического состава воды р. Лососинки

Река Лососинка является одним из двух наиболее загрязненных притоков Онежского озера, в нижнем течении протекающим по территории крупного населенного пункта – г. Петрозаводска. Для оценки экологической ситуации на р. Лососинке в 2014–2015 гг. были проведены сезонные исследования химического состава речной воды.

Река Лососинка по сумме ионов является слабоминерализованной. Общая минерализация воды изменяется от 50 до 70 мг/л. По ионному составу относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу. Содержание ионов Ca^{2+} и Na^+ достигает 8,4 и 4,8 мг/л соответственно (Сабылина, Ефремова, 2017). Подземный сток влияет на химический состав воды р. Лососинки в верхнем ее течении: высокая минерализация родниковых вод (270–310 мг/л) увеличивает минерализацию и общую жесткость воды самой реки (Бородулина, 2006). Жесткость воды на изучаемом нами участке реки изменяется мало, 0,73–0,95 ммоль/л (Бородулина, 2013).

Результаты исследований 2014 г.

Химические показатели, характеризующие особенности природного состава воды р. Лососинки в 2014 г. Медианные значения цветности воды, отражающей концентрацию гумусовых веществ, поступающих с заболоченной водосборной территории, за время исследования в 2014 г. изменялись в пределах 80–141 град. Согласно комплексной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993), р. Лососинка по показателю цветности характеризовалась как грязная (таблица 3.3).

Для р. Лососинки в 2014 г. медианный показатель гумусности (формула 2) варьировал в пределах от 24 до 33, что позволяло характеризовать ее воды как высокогумусные (подкласс мезополигумусные).

Медианные значения рН изменялись в диапазоне 6,95–7,35 и на изучаемом участке р. Лососинки характеризовали ее воды как циркумнейтральные (Лозовик, 2013).

Таблица 3.3 – Химические показатели природного состава и антропогенного загрязнения воды р. Лососинки в период открытой воды в 2014 г.

Показатель	Загородный участок	Городской участок			Класс качества воды*	ПДК**
	ст. L-1	ст. L-2	ст. L-3	ст. L-4		
рН	<u>6,5–7,7</u> 6,95 ± 0,22	<u>5,75–7,85</u> 7,15 ± 0,47	<u>5,7–7,75</u> 7,25 ± 0,52	<u>5,0–7,7</u> 7,35 ± 0,75	2	–
Цветность, град.	<u>38–192</u> 107 ± 31,5	<u>35–196</u> 80 ± 30,9	<u>52–192</u> 141 ± 31,0	<u>47–180</u> 84 ± 26,88	5	–
Концентрация O ₂ , мг/л	<u>5,71–11,74</u> 9,21 ± 1,38	<u>4,38–12,08</u> 9,05 ± 1,77	<u>7,17–11,03</u> 9,33 ± 1,05	<u>6,71–11,36</u> 9,61 ± 1,25	–	6,0
Насыщение воды O ₂ , %	<u>59–89</u> 79 ± 7,2	<u>47–93</u> 78 ± 10,4	<u>76–96</u> 85 ± 3,2	<u>73–89</u> 83 ± 4,34	3	–
ПО, мг O/л	<u>7,71–12,31</u> 10,1 ± 1,22	<u>4,01–12,35</u> 7,64 ± 2,3	<u>6,96–13,48</u> 9,44 ± 1,44	<u>3,68–12,33</u> 10,41 ± 2,38	3	–
Нит, ед. гумусности	<u>20–43</u> 33 ± 6	<u>18–42</u> 24 ± 6	<u>23–41</u> 33 ± 4	<u>20–41</u> 5 ± 2	–	–
БПК ₅ , мг O ₂ /л	<u>1,26–3,07</u> 1,37 ± 0,26	<u>1,26–2,85</u> 1,72 ± 0,23	<u>0,86–3,06</u> 1,32 ± 0,44	<u>1,21–3,71</u> 1,4 ± 0,52	3	2,1
NO ₂ ⁻ , мг N/л	<u>0,001–0,012</u> 0,005 ± 0,003	<u>0,006–0,023</u> 0,014 ± 0,004	<u>0,002–0,029</u> 0,009 ± 0,003	<u>0,001–0,09</u> 0,008 ± 0,009	3	0,02
NO ₃ ⁻ , мг N/л	<u>0,001–0,288</u> 0,18 ± 0,06	<u>0,11–0,615</u> 0,22 ± 0,1	<u>0,037–0,676</u> 0,22 ± 0,09	<u>0,001–0,416</u> 0,30 ± 0,09	2	9
P _{общ} , мкг P/л	<u>20–67</u> 43 ± 7,2	<u>11–89</u> 34 ± 12,14	<u>20–61</u> 34 ± 9,25	<u>18–67</u> 33 ± 5,5	2	0,00001
P _{мин} , мкг P/л	<u>14–63</u> 40 ± 6,65	<u>10–82</u> 27 ± 10,7	<u>12–58</u> 28 ± 8,4	<u>9–63</u> 31 ± 7,5	3	50***
Нефтепродукты, мг/л	<u>0,014–0,042</u> 0,04 ± 0,001	<u>0,01–0,07</u> 0,05 ± 0,012	–	<u>0,07–0,2</u> 0,09 ± 0,01	4	0,05
<p>«–» Данные отсутствуют. * Экологическая классификация качества вод (Оксиюк и др., 1993): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная. ** ПДК_{рх} (мг/л). *** Для олиготрофных вод (мкг/л). Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.</p>						

Химические показатели антропогенного загрязнения воды р. Лососинки в 2014 г.

Важным показателем влияния ливневых стоков на химический состав р. Лососинки является содержание в воде ОВ. Анализ антропогенной нагрузки на р. Лососинку показал, что содержание легкоминерализуемых веществ, определяемое по величине БПК₅, в ливневых стоках зачастую было выше ПДК_{рх} в среднем в 2,5 раза, в отдельном случае превышение было 18-кратным. Это связано с большой антропогенной нагрузкой на р. Лососинку (раздел 3.1). В то же время в речной воде БПК₅ было невысоким на всех станциях отбора проб. На изучаемых участках р. Лососинки медианные значения БПК₅ изменялись в пределах 1,32–1,72 мг O₂/л (таблица 3.3), которые не превышали ПДК_{рх}. Лишь в отдельных случаях (18 % измерений) БПК₅ превышало норму в 1,5 раза. Причиной низких значений БПК₅ может служить

высокое насыщение воды кислородом за счет наличия перекаатов, и, как следствие, окисление легкоминерализуемого ОВ, т. е. самоочищение реки.

Насыщение воды кислородом изменялось на разных станциях реки от 78 до 85 % (таблица 3.3). Полуторный характер реки и наличие порогов объясняют высокое насыщение воды кислородом.

Исследования показали, что р. Лососинка в 2014 г. была загрязнена биогенными веществами. Концентрация нитритов варьировала в пределах от 0,005 до 0,014 мг N/л (таблица 3.3). Превышение ПДК_{рх} в среднем в 2,5 раза наблюдалось на городских участках реки в 11 % отобранных проб. Концентрация в воде нитратов была значительно ниже ПДК_{рх}. Диапазон медианных значений общего фосфора (P_{общ}) в реке не широк: от 35 до 43 мкг P/л. Основной вклад в общий фосфор вносит его минеральная форма (27–40 мкг P/л). Минеральный фосфор (P_{мин}) в воде р. Лососинки имеет в основном антропогенное происхождение. Об этом свидетельствует его высокая доля (50–97 %) от общего его содержания. Для водоемов Карелии установлено, что при содержании в воде минерального фосфора в концентрациях, превышающих 10 % от общей формы этого элемента, его источником является антропогенное загрязнение (Заличева, Волков, 1994; Лозовик, 2017).

Содержание в воде нефтепродуктов в 2014 г. на загородном участке р. Лососинки находилось за пределами чувствительности метода. В городской черте за счет поступления в реку ливневых и терригенного стоков загрязнение нефтепродуктами увеличивалось до значений, превышающих ПДК_{рх} в 2 раза. Наиболее высокие значения отмечались на приустьевом участке реки (ст. L–4). Согласно комплексной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993), концентрация нефтепродуктов в р. Лососинке указывает на загрязнение воды этими веществами. Однако по данным Сабылиной А. В. и Ефремовой Т. А. (2017) в 2000-е гг. концентрация нефтепродуктов в среднем составляла 0,1 мг/л, с максимумом в зимний период – 0,26 мг/л, что свидетельствует о высоком варьировании этих показателей в речной воде.

Анализ пространственного распределения показателей химического состава воды в р. Лососинке в 2014 г. Статистическое сравнение химических показателей с помощью критерия Крускала–Уоллиса показало отсутствие различий между массивами данных по городскому и загородному участкам р. Лососинки ($p > 0,05$) (таблица 3.4).

Также дополнительно попарно сравнили массивы данных между каждым показателем на каждой станции отбора проб с помощью анализа U-критерия Манна–Уитни. Статистическое различие между химическими показателями в верхнем участке реки и на городской территории отсутствовало. Лишь для одного показателя – содержание в воде нефтепродуктов – удалось выделить значимые различия ($p = 0,012$) между ст. L–2 и L–4. Это объясняется тем, что выше ст. L–4 в реку отводятся ливневые стоки (№ 6–14) (рисунок 3.1), воды которых характеризуются

высоким содержанием нефтепродуктов среди 14 городских ливневых стоков, в 2–26 раз превышающих ПДК_{рх} (рисунок 3.2). Также ниже по течению от ст. L–2, где ранее располагался Онежский тракторный завод, в период исследований велись земляные работы по строительству жилого комплекса, что способствовало вымыванию из почвы накопленных нефтепродуктов.

Таблица 3.4 – Уровень значимости различий между показателями химического состава воды на различных участках р. Лососинки в 2014 г. (критерий Крускала–Уоллиса)

Показатель	р-значение	Показатель	р-значение
рН	0,71	NO ₂ ⁻	0,24
Цветность воды	0,80	NO ₃ ⁻	0,65
Концентрация O ₂	0,92	P _{общ}	0,91
Насыщение воды O ₂	0,39	P _{мин}	0,85
ПО	0,78	Нефтепродукты	0,99
БПК ₅	0,77		

Выявленная пространственная однородность химического состава воды объясняется особенностями гидрологического режима р. Лососинки, а именно, высокой скоростью течения (0,5 м/с) и порожистым характером реки, который определяет интенсивное перемешивание вод. Эти факторы в целом определили сходство химического состава воды на изученных участках реки.

Сезонная динамика химических показателей в р. Лососинке в 2014 г. Для анализа сезонной и пространственной изменчивости химических показателей р. Лососинки, протекающей по урбанизированной территории, использовали метод главных компонент (РСА), как эффективный метод классификации данных (Коросов, 1996; Шитиков, Зинченко, 2019). Ввиду того, что в разные годы исследований группа химических показателей менялась, сезонную изменчивость рассматривали для каждого года в отдельности.

При анализе данных за 2014 г., по результатам РСА, две первые главные компоненты отразили вместе 56 % общей изменчивости показателей состава воды р. Лососинки (таблица 3.5). Значимый вклад в значения первой главной компоненты (ГК–1) внесли цветность воды, содержание в воде кислорода, насыщение воды кислородом и величина ПО, второй главной компоненты (ГК–2) – содержание фосфора и легкоминерализуемого ОВ (БПК₅).

Таблица 3.5 – Факторные нагрузки признаков в значениях двух главных компонент. Химические показатели р. Лососинки за 2014 г.

Показатели	ГК–1	ГК–2	Показатели	ГК–1	ГК–2
рН	0,6	-0,1	NO ₂ ⁻	0,0	-0,2
Цветность воды	0,8	-0,2	NO ₃ ⁻	0,0	-0,1
Концентрация O ₂	-0,9	-0,3	P _{общ}	-0,4	0,8
Насыщение воды O ₂	-0,7	-0,3	P _{мин}	-0,4	0,8
ПО	-0,8	0,2	Доля в общей дисперсии, %	35	21
БПК ₅	-0,4	-0,7			

Примечание: жирным шрифтом выделены нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$) в значения главных компонент.

На диаграмме распределения значений первой и второй главных компонент (рисунок 3.7) станции разных участков р. Лососинки группируются в компактные группы по месяцам. Расположение групп вдоль оси ГК–1 (справа налево) показывает изменения химического состава воды от лета к осени и свидетельствует о выраженной сезонной изменчивости показателей, в то время как пространственная изменчивость отсутствует. Таким образом, РСА показал, что ведущими показателями, определяющими сезонную изменчивость химического состава речных вод, являются показатели, внесшие значимые факторные нагрузки в первые две главные компоненты.

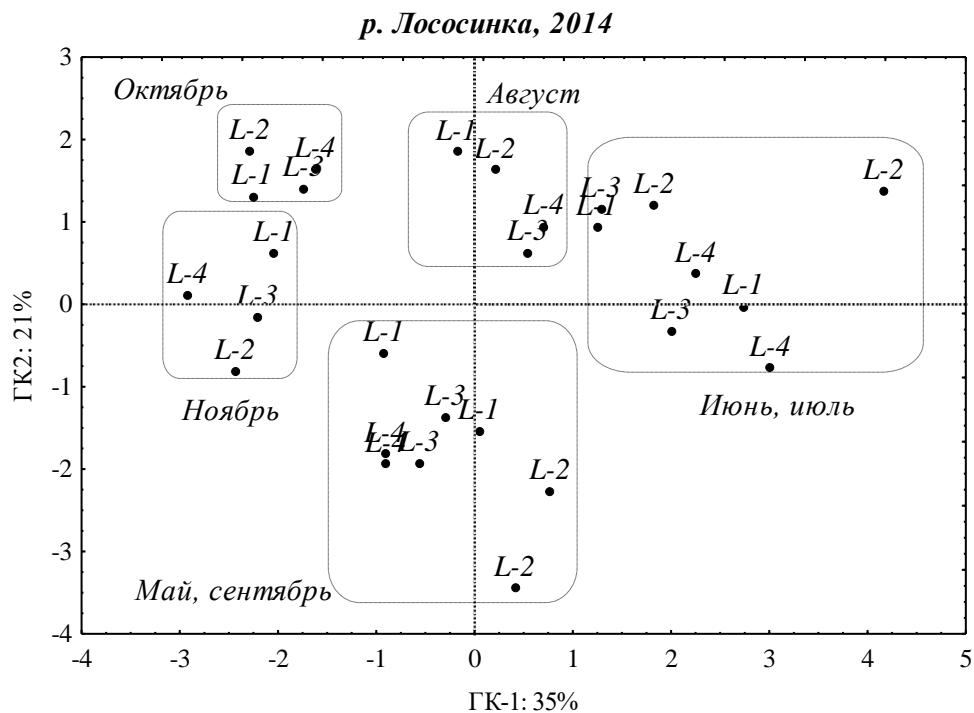
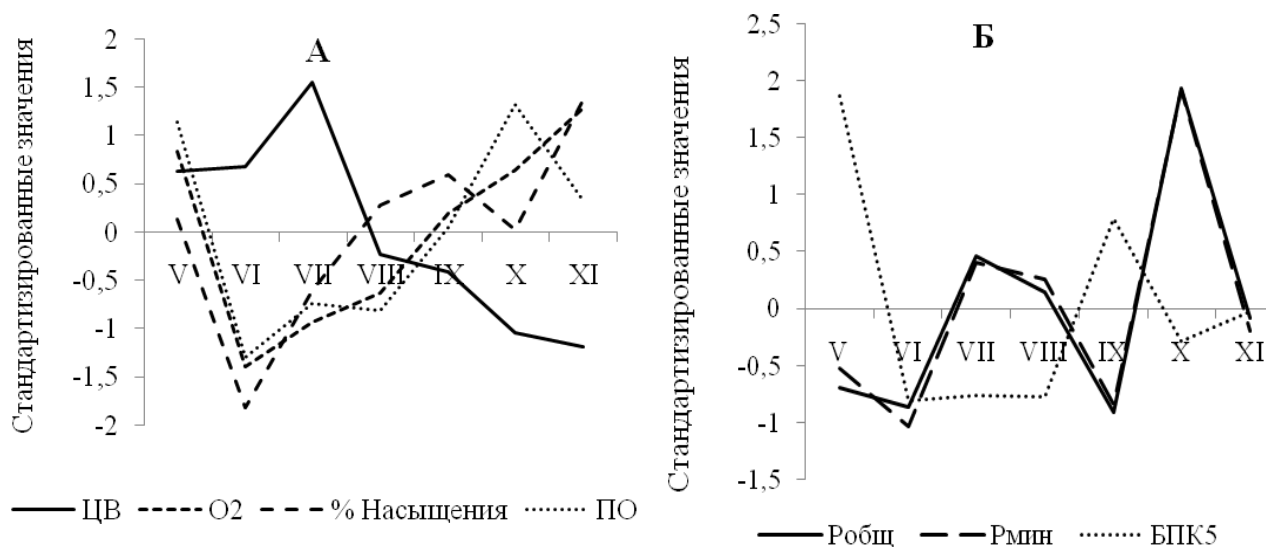


Рисунок 3.7 – Визуализация распределения станций р. Лососинки в 2014 г. по результатам отбора химических проб

Сезонная изменчивость содержания в воде кислорода напрямую зависит от температуры воды (коэффициент корреляции Спирмена между содержанием растворенного в воде кислорода и температурой воды $r = -0,9$), а насыщение воды кислородом положительно коррелировало с содержанием растворенного в воде кислорода (коэффициент корреляции Спирмена $r = 0,8$) (рисунок 3.8А). Изменение цветности было обратно пропорционально изменению ПО (рисунок 3.8А).

Динамика общего и минерального фосфора за время исследования характеризовалась двумя подъемами (в июле и октябре) и тесной корреляцией показателей между собой (таблица 3.5, рисунок 3.8Б). Величины БПК₅ были максимальными в мае, а также увеличивались в сентябре (рисунок 3.8Б).



А – химические показатели, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–1,

Б – химические показатели, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–2

Рисунок 3.8 – Сезонная динамика химических показателей (стандартизированные значения) для р. Лососинки по данным за 2014 г.

Результаты исследований 2015 г.

Химические показатели, характеризующие региональные особенности состава воды р. Лососинки в 2015 г. Цветность воды р. Лососинки в 2015 г. варьировала в пределах 111–138 град. (таблица 3.6), что соответствует мезополигумусному классу вод (Лозовик, 2013), и по комплексной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993) вода реки характеризуется как грязная. Медианные значения рН изменялись в очень узком диапазоне 7,2–7,4 и характеризовали воду р. Лососинки как циркумнейтральную (Лозовик, 2013).

Наличие в речной воде стойкого ОВ оценивали по показателям химического потребления кислорода (ХПК). ХПК достигало 19,0–25,5 мг О/л, что в пересчете на $C_{орг}$ соответствовало 7,14–9,55 мг/л.

С большим содержанием в воде ОВ преимущественно гумусового происхождения связаны и высокие концентрации общего железа, которые достигали 1,45–1,69 мг/л. Такое высокое содержание железа, повсеместно превышающее ПДК_{рх} в 10–34 (в среднем в 18) раз, характеризовало р. Лососинку как загрязненную по данному элементу (Оксиюк и др., 1993).

Таблица 3.6 – Химические показатели природного состава и антропогенного загрязнения воды р. Лососинки в период открытой воды 2015 г.

Показатель	Загородный участок	Городской участок			Класс качества воды*	ПДК**
	ст. L-1	ст. L-2	ст. L-3	ст. L-4		
рН	<u>6,6–7,6</u> 7,2 ± 0,3	<u>6,6–7,5</u> 7,3 ± 0,3	<u>6,4–7,6</u> 7,4 ± 0,3	<u>6,5–7,6</u> 7,4 ± 0,3	2	–
Цветность, град.	<u>94–136</u> 111 ± 11	<u>102–146</u> 124 ± 13	<u>108–153</u> 134 ± 9	<u>102–201</u> 138 ± 15	5	–
Концентрация O ₂ , мг/л	<u>9,3–12,1</u> 10 ± 0,4	<u>9,5–12,7</u> 10,3 ± 0,5	<u>8,8–12,4</u> 9,9 ± 0,4	<u>9,2–12,7</u> 9,9 ± 0,5	–	6,0
Насыщение воды O ₂ , %	<u>84–91</u> 88 ± 2	<u>87–94</u> 91 ± 1	<u>78–90</u> 87 ± 1	<u>85–94</u> 90 ± 1	3	–
ХПК, мг O/л	<u>12,5–39,9</u> 19,0 ± 4,3	<u>10,9–32,5</u> 25,5 ± 4,9	<u>12,8–34,3</u> 22,4 ± 6,1	<u>13,5–32,2</u> 22,4 ± 3,6	3	–
Fe _{общ} , мг/л	<u>1,1–2,8</u> 1,45 ± 0,25	<u>1,0–3,4</u> 1,47 ± 0,27	<u>1,2–3,1</u> 1,69 ± 0,28	<u>1,2–3,3</u> 1,56 ± 0,26	4	0,1
БПК ₅ , мг O ₂ /л	<u>1,0–3,9</u> 1,2 ± 0,1	<u>1,2–2,0</u> 1,5 ± 0,2	<u>1,3–3,6</u> 1,9 ± 0,3	<u>1,3–2,0</u> 1,5 ± 0,1	3	2,1
Взвешенные вещества, мг/л	<u>9,5–58,0</u> 35,7 ± 12,6	<u>2,5–238,0</u> 19,2 ± 18,1	<u>7,0–64,0</u> 31,7 ± 8,4	<u>11,0–94,0</u> 20,7 ± 5,1	3	28,25
P _{общ} , мкг P/л	<u>18–232</u> 42 ± 25	<u>45–186</u> 66 ± 10	<u>16–142</u> 62 ± 27	<u>18–111</u> 46 ± 22	3	–
P _{мин} , мкг P/л	<u>5–56</u> 35 ± 11	<u>9–62</u> 47 ± 14	<u>4–59</u> 45 ± 16	<u>4–54</u> 32 ± 10	3	50***
Нефтепродукты, мг/л	< 0,02	0,02–0,04	–	< 0,02	3	0,05
<p>«–» Данные отсутствуют. * Экологическая классификация качества вод (Оксиюк и др., 1993): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная. ** ПДК_{рх} (мг/л). *** Для олиготрофных вод (мкг/л). Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.</p>						

Химические показатели антропогенного загрязнения воды р. Лососинки в 2015 г.

БПК₅, содержание растворенного в воде кислорода, взвешенных веществ, нефтепродуктов и фосфора отнесли к показателям, которые могут иметь отношение к загрязнению речной воды ливневыми стоками.

Несмотря на высокое содержание БПК₅ в ливневых стоках, превышающее ПДК_{рх} в среднем в 4 раза (рисунок 3.3), в речных водах отмечалось дважды превышение ПДК_{рх} не более чем в 2 раза. Медианные значения БПК₅ в речной воде находились в пределах 1,2–1,9 мг O₂/л.

Насыщение воды р. Лососинки кислородом достигало 87–91 %, что соответствовало содержанию растворенного кислорода 9,9–10,3 мг/л.

Содержание в воде взвешенных веществ изменялось от 19,2 до 35,7 мг/л (таблица 3.6). Поступление взвешенных веществ вместе с ливневыми стоками было невелико – в пяти стоках из 14 превышение ПДК_{рх} составляло в среднем 2 раза (рисунок 3.3). Кроме загрязнения

ливневыми стоками, увеличению содержания в воде взвешенных веществ способствуют взмучивание осадков из-за порожистого характера течения реки и небольшая глубина русла.

Медианные величины $P_{\text{общ}}$ в 2015 г. в реке изменялись от 42 до 66 мкг Р/л. Доля фосфатов составляла 30–53 % от $P_{\text{общ}}$, что соответствовало 32–47 мкг Р/л (таблица 3.6). Содержание фосфора в реке соответствовало удовлетворительному классу качества вод согласно классификации Окслюк О. П. с соавторами (1993).

Концентрация нефтепродуктов в воде на всем изученном участке р. Лососинки, как правило, было ниже пределов чувствительности метода определения (таблица 3.6). Лишь однажды на ст. L–2 содержание нефтепродуктов было обнаружено в концентрации, достаточной для количественного анализа.

Анализ пространственного распределения показателей химического состава воды в р. Лососинке в 2015 г. Статистическое сравнение показателей химического состава воды по критерию Крускала–Уоллиса показало, что вода реки по большинству химических показателей однородна. Только по показателю БПК₅ и насыщению воды кислородом в 2015 г. были обнаружены статистически значимые различия между загородным и городским участками (таблица 3.7).

Таблица 3.7 – Уровень значимости различий между показателями химического состава воды на различных участках р. Лососинки в 2015 г. (критерий Крускала – Уоллиса)

Показатель	р-значение	Показатель	р-значение
рН	0,85	БПК ₅	0,04
Цветность воды	0,41	Взвешенные вещества	0,85
Концентрация O ₂	0,62	Робщ	0,85
Насыщение воды O ₂	0,03	Рмин	0,67
ХПК	0,95	Нефтепродукты	0,60
Fe _{общ}	0,95		
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$).			

С использованием U-критерия Манна–Уитни, попарно сравнив массивы данных по каждому показателю на каждой станции, удалось выявить статистически значимые различия ($p = 0,04$) между концентрациями БПК₅ на ст. L–1 и ст. L–3. Это объясняется тем, что выше ст. L–3 в реку отводится ливневый сток № 10, воды которого характеризуются самыми высокими величинами БПК₅ среди 14 городских ливневых стоков, в 10 раз превышающими ПДК_{рх} (рисунок 3.3).

Различие насыщенности воды кислородом было значимо между ст. L–2 и ст. L–3 ($p = 0,01$). Это связано с тем, что ст. L–3 находится на плесовом участке реки, а выше ст. L–2 русло реки имеет перепад высот около двух метров, образуя порог. Падение воды с высоты

существенно улучшает газообмен речной воды с воздухом, что отражается в наиболее высокой степени насыщения воды кислородом на ст. L–2 (таблица 3.6).

Сезонная динамика химических показателей в р. Лососинке в 2015 г. При анализе сезонной изменчивости показателей химического состава воды за 2015 г. использовали PCA, по результатам которого две первые главные компоненты отразили вместе 52 % общей изменчивости показателей состава речной воды (таблица 3.8). Значимый вклад в значения ГК–1 внесли показатели pH, цветности, содержание в воде кислорода и насыщения воды кислородом, содержание Fe_{общ}, в ГК–2 – содержание фосфора общего и минерального.

Таблица 3.8 – Факторные нагрузки признаков в значениях двух главных компонент. Химические показатели р. Лососинки за 2015 г.

Показатели	ГК–1	ГК–2	Показатели	ГК–1	ГК–2
pH	–0,9	–0,2	БПК ₅	–0,1	–0,5
Цветность воды	–0,7	–0,5	Взвешенное вещество	–0,1	–0,2
Концентрация O ₂	–0,7	0,5	R _{общ}	–0,1	0,7
Насыщение воды O ₂	0,7	0,1	R _{мин}	–0,4	0,8
Fe _{общ}	–0,9	0,2	Доля в общей дисперсии, %	35	22
XПК	0,6	0,4			

Примечание: жирным шрифтом выделены нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$) в значения главных компонент.

На графике распределения значений ГК–1 и ГК–2 (рисунок 3.9) станции на разных участках р. Лососинки, как и за 2014 г., группируются в компактные группы по месяцам и также располагаются вдоль оси ГК–1 от лета к осени, свидетельствуя о наличии сезонных изменений. Следовательно, ведущими показателями, определяющими сезонную изменчивость химического состава речных вод, являются показатели, внесшие значимые факторные нагрузки в первые две главные компоненты.

Сезонная изменчивость содержания в воде кислорода напрямую зависит от температуры воды (коэффициент корреляции Спирмена между содержанием в воде кислорода и температурой воды $r = -0,96$). Показатели pH воды и содержания общего железа коррелировали между собой (таблица 3.8), поэтому сезонные изменения были схожи: отмечались снижения показателей в летний период и их увеличение к осени (рисунок 3.10А). Цветность имела максимальные значения в мае, затем снижалась к июлю и увеличивалась в августе, некоторое увеличение отмечено в октябре (рисунок 3.10А). Динамика содержания общего и минерального фосфора в воде характеризовалась двумя подъемами (рисунок 3.10Б): в июле и октябре, как и в 2014 г. отмечена их сильная корреляция (таблица 3.8)

р. Лососинка, 2015 г.

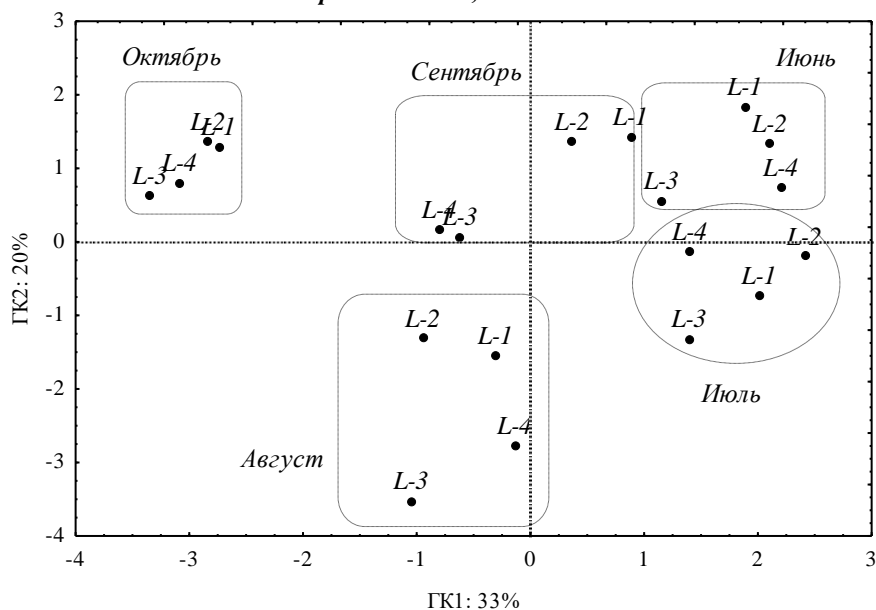
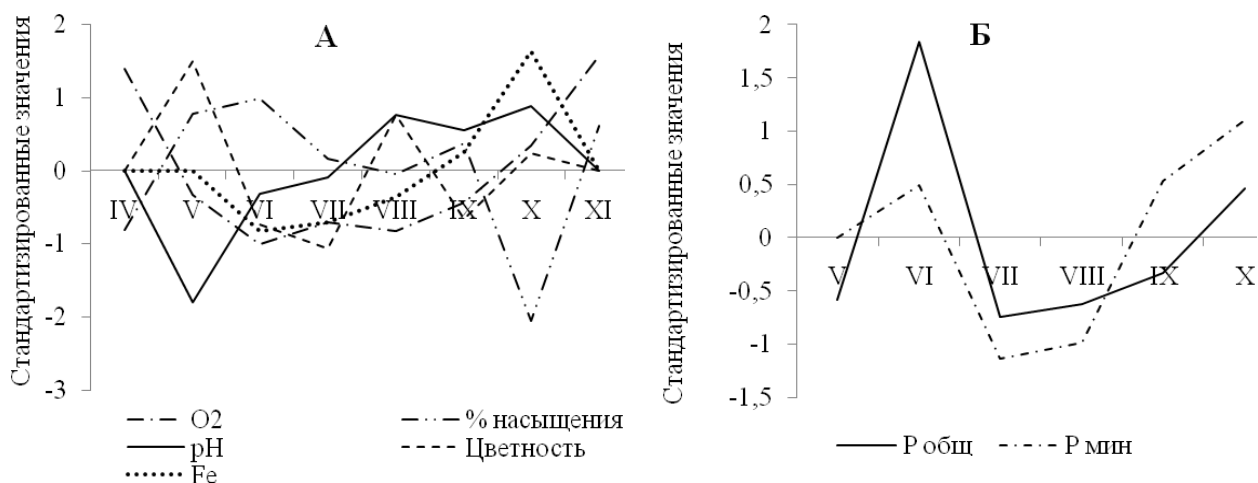


Рисунок 3.9 – Визуализация распределения станций р. Лососинки в 2015 г. по результатам отбора химических проб



А – химические показатели, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–1,

Б – химические показатели, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–2

Рисунок 3.10 – Сезонная динамика химических показателей (стандартизированные значения) для р. Лососинки по данным за 2015 г.

В целом за оба года исследований на р. Лососинке выявлена пространственная однородность химического состава воды, что обуславливается быстрым течением реки: основные химические показатели на каждой станции отбора проб имели схожие величины (таблицы 3.3, 3.6) за исключением насыщенности воды кислородом и загрязнения реки нефтепродуктами. Содержание нефтепродуктов в воде р. Лососинки было выше в 2014 г., а насыщенность воды кислородом – в 2015 г.

3.2.2. Анализ пространственного распределения и сезонной динамики химического состава воды р. Неглинка

Содержание в р. Неглинке ионов Ca^{2+} и Na^+ достигает 25,6 и 19,5 мг/л соответственно. По ионному составу вода р. Неглинка относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу, однако в течение летне-осеннего периода вода реки меняет группу с кальциевой на натриевую (Сабылина, Ефремова, 2017).

В р. Неглинке по показателям химического состава воды выделяют верхнюю и нижнюю части бассейна (Andronikov et al., 2019). Верхний участок р. Неглинка характеризуется общей низкой минерализацией воды (жесткость воды варьирует в пределах 0,08–0,43 ммоль/л), и пониженными значениями физико-химических показателей (рН – 4,3–6,9; электропроводность 24,8–54,4 мкСм/см). Нижний участок реки отличается более высокой минерализацией воды (жесткость воды составляет 0,37–3,46 ммоль/л) и более высокими физико-химическими показателями (рН 6,8–7,9; электропроводность 53,4–583 мкСм/см) (Andronikov et al., 2019). Общая минерализация воды в реке вниз по течению изменяется от 35 до 400 мг/л (Бородулина, 2013). Кардинальные отличия химического состава воды связаны с влиянием подземных вод, разгрузка которых происходит в среднем течении реки (Andronikov et al., 2019). Такая природа водотока дает нам основание рассматривать верхний (загородный) участок реки отдельно от городского.

Результаты исследований 2014 г.

Химические показатели, характеризующие региональные особенности состава воды р. Неглинка в 2014 г. Цветность воды верхнего участка р. Неглинка (ст. N–1) за время исследования в 2014 г. достигала высоких значений (177 град.) (таблица 3.9). Медианные значения городского участка реки (ст. N–2 и N–3) были ниже и варьировали в пределах 63–117 град.

Показатель гумусности (формула (2)) для р. Неглинка на загородном участке реки достигал 44, а на городском участке реки снижался до 25–34. В целом вода р. Неглинка на всем своем протяжении являлась мезополигумусной (Лозовик, 2013). По комплексной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993) цветность воды характеризовала реку как грязную (таблица 3.9).

Активная реакция среды (рН) изменялась в верхнем участке реки от кислой до нейтральной (таблица 3.9), что характеризовало воду как кислую-слабокислую (Лозовик, 2013). В нижнем течении рН соответствовала слабощелочной среде (7,15–7,35) и характеризовала речную воду как циркумнейтральную (Лозовик, 2013).

Таблица 3.9 – Химические показатели природного состава и антропогенного загрязнения воды р. Неглинка в период открытой воды 2014 г.

Показатель	Загородный участок	Класс качества воды*	Городской участок		Класс качества воды*	ПДК**
	ст. N–1		ст. N –2	ст. N –3		
рН	<u>4,5–6,55</u> 5,55 ± 0,43	4	<u>6,55–7,7</u> 7,15 ± 0,22	<u>6,9–7,88</u> 7,35 ± 0,22	2	–
Цветность, град.	<u>98–410</u> 177 ± 76	5	<u>21–286</u> 117 ± 39	<u>29–230</u> 63 ± 37	5	–
Концентрация О ₂ , мг/л	<u>7,9–11,21</u> 9,86 ± 0,72	–	<u>8,43–10,98</u> 9,91 ± 0,59	<u>8,75–10,74</u> 9,79 ± 0,56	–	6,0
Насыщение воды О ₂ , %	<u>71–87</u> 79 ± 4	3	<u>79–92</u> 84 ± 3	<u>82–90</u> 86 ± 2	3	–
ПО, мг О/л	<u>9,37–12,69</u> 10,34 ± 0,84	4	<u>9,05–11,21</u> 10,06 ± 0,39	<u>9,39–11,07</u> 10,42 ± 0,45	4	–
Нит, ед. гумусности	<u>30–64</u> 44 ± 9	–	<u>14–57</u> 34 ± 8	<u>18–50</u> 25 ± 6	–	–
БПК ₅ , мг О ₂ /л	<u>1,36–3,42</u> 1,74 ± 0,38	3	<u>2,37–5,98</u> 3,52 ± 0,88	<u>2,9–6,62</u> 3,39 ± 0,74	4	2,1
NO ₂ ⁻ , мг N/л	<u>0,009–0,024</u> 0,016 ± 0,004	3	<u>0,026–0,254</u> 0,201 ± 0,065	<u>0,027–0,243</u> 0,17 ± 0,05	5	0,02
NO ₃ ⁻ , мгN/л	<u>0,035–0,26</u> 0,21 ± 0,06	2	<u>0,41–1,12</u> 0,55 ± 0,1	<u>0,33–2,89</u> 0,6 ± 0,61	4	9
Р _{общ} , мкг P/л	<u>19–44</u> 26 ± 6	2	<u>54–197</u> 103 ± 30	<u>46–211</u> 128 ± 39	3	–
Р _{мин} , мкг P/л	<u>10–42</u> 25 ± 5	2	<u>49–191</u> 98 ± 27	<u>33–205</u> 112 ± 38	3	50***
Нефтепродукты, мг/л	<u>0,01–0,03</u> 0,02 ± 0,006	4	<u>0,06–0,37</u> 0,1 ± 0,035	<u>0,04–0,08</u> 0,04 ± 0,003	5	0,05
<p>«–» Данные отсутствуют. * Экологическая классификация качества вод (Оксиюк и др., 1993): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная. ** ПДК_{рх} (мг/л). *** Для олиготрофных вод (мкг/л). Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.</p>						

Химические показатели загрязнения воды р. Неглинка в 2014 г. Содержание легкоминерализуемого вещества, определяемого по БПК₅ на загородном участке р. Неглинка, лишь дважды превышало ПДК_{рх} в 1,5 раза, что связано с поступлением ОВ с водосборной территории. В связи с поступлением большого количества легкоминерализуемых ОВ с ливневыми стоками, на городской части русла БПК₅ в воде достигало 3,39–3,52 мг О₂/л (таблица 3.9), что повсеместно превышало ПДК_{рх} в 2 раза и характеризовало городскую часть русла как загрязненную (Оксиюк и др., 1993).

Содержание растворенного в воде кислорода вдоль всего русла р. Неглинка было стабильным и составляло 9,9 мг О₂/л. Увеличение перекатов на территории города способствовало увеличению насыщенности воды кислородом (таблица 3.9).

Концентрация нитритов на загородном участке реки достигала 0,016 мг N/л, при этом дважды превышая ПДК_{рх} в 1,2 раза. На городских участках реки медианные значения увеличивались на порядок, до 0,17–0,20 мг N/л, при этом наблюдалось повсеместное превышение ПДК_{рх} в среднем в 8 раз. Вода городского участка р. Неглинки по содержанию нитритов характеризовалась как грязная (Оксиюк и др., 1993).

Содержание в воде р. Неглинки нитратов было значительно ниже ПДК_{рх}. На загородном участке реки их концентрация достигала 0,21 мг N/л, на городском участке реки – 0,55–0,6 мг N/л. Несмотря на отсутствие превышений ПДК, по комплексной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993) городская часть русла р. Неглинки по содержанию нитратного азота относилась к классу загрязненных.

Полученные нами данные по содержанию минеральных форм азота в р. Неглинке согласуются с данными других исследователей, осуществлявших отбор проб на реке в этот же период (Дзюбук, Клюкина, 2015).

Медианные величины общего фосфора в 2014 г. на загородном участке реки составляли 26 мкг P/л, а на городском – в 4,5 раза больше и варьировали в пределах 103–128 мкг P/л. Доля фосфатов на всем русле реки составляла 88–98 %, что соответствовало 25 и 98–112 мкг P/л на загородном и городском участках соответственно.

Содержание нефтепродуктов на верхнем участке р. Неглинки в 2014 г. не превышало критического значения 0,05 мг/л. На ст. N–2 повсеместно наблюдалось превышение ПДК_{рх} по нефтепродуктам в среднем до 2 раз, достигая максимальных концентраций при семикратном превышении ПДК_{рх}. Такая ситуация объясняется нахождением выше ст. N–2 железнодорожного депо, а также наличием ливневых стоков с высокими концентрациями нефтепродуктов (раздел 3.1). На ст. N–3 концентрация нефтепродуктов снижалась до 0,04 мг/л. Снижение количества нефтепродуктов к устьевому участку реки можно объяснить их частичным осаждением на дно, окислением за счет наличия на реке перекатов и утилизацией их микробиоценозами.

Анализ пространственного распределения показателей химического состава воды в р. Неглинке в 2014 г. Неоднородность химического режима вдоль русла р. Неглинки подтвердилась при сравнении химических показателей на разных участках отбора проб с помощью U-критерия Манна–Уитни (таблица 3.10). Выявлено статистически значимое различие между верхним участком реки (ст. N–1) и городскими станциями отбора проб (таблица 3.10). При этом городские станции N–2 и N–3 имели схожий химический режим. Значимые различия наблюдались лишь по показателям нефтепродуктов ($p = 0,026$): на ст. N–2 значительное их содержание связано с поступлением выше точки отбора проб ливневых стоков (главным образом стоков № 6 и № 7), в которых превышение ПДК_{рх} по нефтепродуктам составляет более чем 50 раз (рисунок 3.5).

Таблица 3.10 – Уровни значимости U-критерия Манна–Уитни между загородным участком реки и городскими в р. Неглинке в 2014 г.

Показатель	p-значение		Показатель	p-значение	
	ст. N–1 / ст. N–2	ст. N–1 / ст. N–3		ст. N–1 / ст. N–2	ст. N–1 / ст. N–3
pH	0,003	0,003	NO ₂ ⁻	0,003	0,003
Цветность воды	0,086	0,032	NO ₃ ⁻	0,003	0,003
Концентрация O ₂	0,949	0,749	P _{общ}	0,002	0,002
Насыщение воды O ₂	0,064	0,025	P _{мин}	0,002	0,004
ПО	0,391	0,668	Нефтепродукты	0,009	0,008
БПК ₅	0,015	0,010			

Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом (p < 0,05).

Таким образом, поступление стока с заболоченных территорий в верхнем течении и подземных вод в среднем течении реки обуславливает изменение ее химических показателей, характеризующих региональные особенности речных вод (pH, цветность). Влияние урбанизации на водоток определяет повышенное содержание биогенных элементов, а также поступление легкоминерализуемого ОВ и нефтепродуктов.

Сезонная динамика химических показателей в р. Неглинке в 2014 г. Для оценки сезонных изменений показателей химического состава воды р. Неглинки с учетом их пространственного распределения применили PCA. Анализ данных проводили для каждого года в отдельности из-за различий в учитываемых показателях.

При анализе данных за 2014 г., по результатам PCA, две первые главные компоненты отразили вместе 69 % общей изменчивости показателей состава воды р. Неглинки. Значимый вклад в ГК–1 внесли pH, насыщение воды кислородом, содержание в воде биогенных элементов (NO₂⁻, NO₃⁻, P_{общ}, P_{мин}) и легкоминерализуемого ОВ (БПК₅), в ГК–2 – содержание растворенного в воде кислорода и перманганатная окисляемость (ПО) (таблица 3.11).

Таблица 3.11 – Факторные нагрузки признаков в значениях двух главных компонент. Химические показатели р. Неглинки за 2014 г.

Показатели	ГК–1	ГК–2	Показатели	ГК–1	ГК–2
pH	-0,9	-0,1	NO ₂ ⁻	-0,8	0,1
Цветность воды	0,5	0,1	NO ₃ ⁻	-0,8	0,2
Концентрация O ₂	0,0	0,8	P _{общ}	-1,0	0,0
Насыщение воды O ₂ , %	-0,7	-0,1	P _{мин}	-0,9	0,0
ПО	0,3	0,8	Доля в общей дисперсии, %	52	17
БПК ₅	-0,7	0,5			

Примечание: жирным шрифтом выделены нагрузки признаков с достоверным вкладом (p < 0,05) в значения главных компонент.

На диаграмме распределения значений ГК–1 и ГК–2 (рисунок 3.11) объекты разделились на две основные группы. В двух правых квадрантах находятся пробы, отобранные на загородной станции во все месяцы наблюдения. В двух левых квадрантах расположились пробы, отобранные на городских станциях за весь период наблюдения. Расположение станций на графике свидетельствует о выраженной пространственной неоднородности участков реки, связанной с влиянием болотных вод в верхнем течении р. Неглинка, где обнаружены наименьшие величины рН, а также поступлением подземных вод, которые нейтрализуют воду на городских участках. Поэтому бóльшие величины рН и сильное загрязнение реки соединениями фосфора (таблица 3.11) характерны для городских участков р. Неглинка.

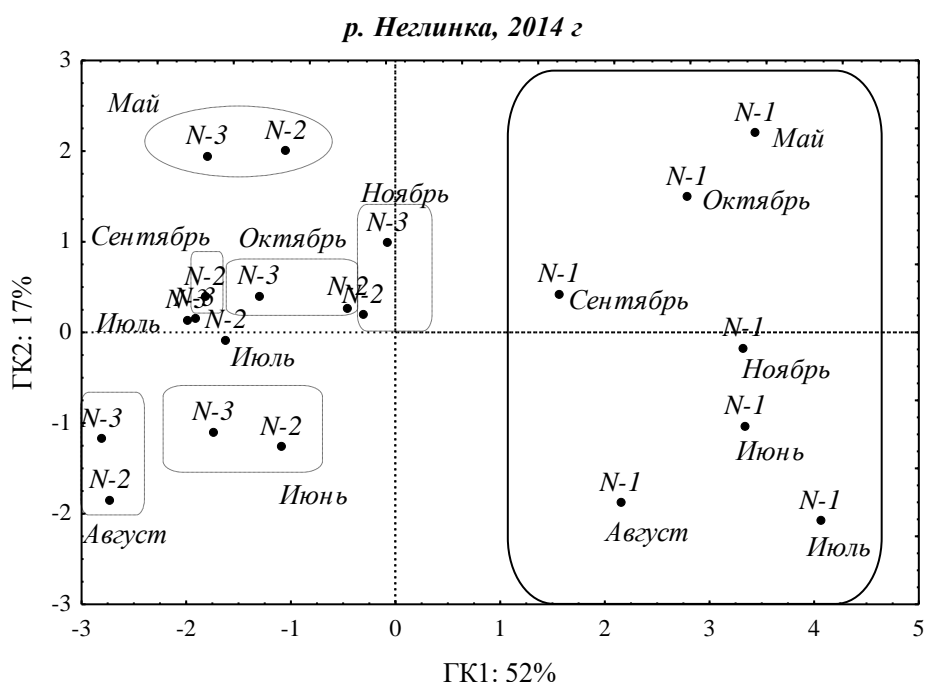
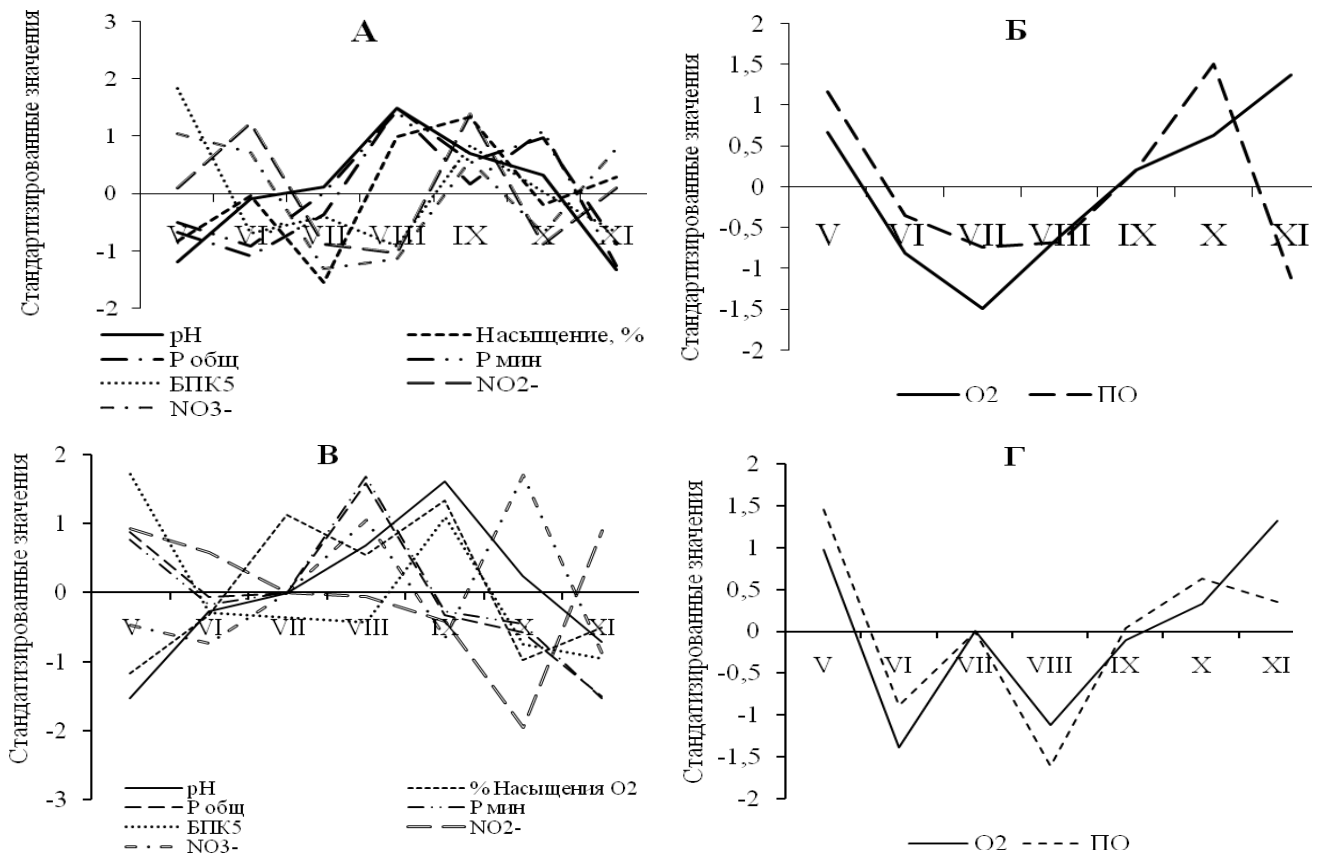


Рисунок 3.11 – Визуализация распределения станций р. Неглинка в 2014 г. по результатам отбора химических проб

На фоне резкого различия химического состава фоновых и городских участков р. Неглинка их сезонная изменчивость выражена слабо.

Однако рассмотрев в отдельности для загородного и городского участков сезонную динамику показателей, внесших значимое влияние в значения ГК–1 и ГК–2, можно выявить некоторые закономерности. На фоновом участке реки рН, $P_{\text{общ}}$ и $P_{\text{мин}}$ коррелировали между собой, их изменения в сезонном аспекте были схожи (рисунок 3.12А): с мая отмечается увеличение значений к августу, затем снижение их к осени. Значения БПК₅ и содержания нитритного и нитратного азота не коррелировали, однако в сезонном ходе были отмечены некоторые закономерности: с мая-июня отмечалось снижение показателей к летнему периоду, затем резкое их увеличение в осенний период (рисунок 3.12А). Динамика показателей, внесших

значимое влияние в значения ГК–2 на фоновой участке реки показана на рисунке 3.12Б. Изменения кислорода зависели от температуры воды (коэффициент корреляции Спирмена между содержанием в воде кислорода и температурой воды $r = -0,8$).



А – химические показатели загородного участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–1, Б – химические показатели городского участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–2, В – химические показатели загородного участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–1, Г – химические показатели городского участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–2

Рисунок 3.12 – Сезонная динамика химических показателей (стандартизированные значения) для р. Неглинка по данным за 2014 г.

На загородном участке значения pH отрицательно коррелировали с содержанием в воде минерального фосфора, что связано с увеличением pH на городском участке реки за счет разбавления речных вод подземными, а также поступлением на городском участке большого количества $P_{\text{мин}}$. Сезонный ход pH обуславливался одним пиком численности – в сентябре, для $P_{\text{общ}}$ и $P_{\text{мин}}$ – двумя: в мае и августе (рисунок 3.12В). Сезонные изменения БПК₅ связаны с наибольшими показателями в мае и сентябре, что, вероятно, связано с весенним паводком и увеличением осадков в осенний период. Нитриты характеризовались двумя подъемами показателей – в августе и октябре, содержание нитратов постепенно снижалось от мая к октябрю и увеличивались в ноябре (рисунок 3.12В). Сезонный ход содержания в воде кислорода и ПО были схожи (рисунок 3.12Г), а содержание в воде кислорода зависело от

температуры воды (коэффициент корреляции Спирмена между содержанием в воде кислорода и температурой воды $r = -0,9$).

Результаты исследований 2015 г.

Химические показатели, характеризующие региональные особенности состава воды р. Неглинки в 2015 г. Цветность воды в 2015 г. характеризовалась повышенными значениями по сравнению с 2014 г. и достигала 359 град. на загородном участке реки и 104–146 град. на городском участке русла (таблица 3.12). Повышение цветности может быть связано с таким явлением, как «браунификация» (раздел 1.2.1) (Kalinkina et al., 2020). По комплексной классификации подземных вод суши (Оксиюк и др., 1993) цветность воды характеризует реку как грязную (таблица 3.12).

Таблица 3.12 – Химические показатели природного состава и антропогенного загрязнения воды р. Неглинки в период открытой воды в 2015 г.

Показатель	Загородный участок	Класс качества воды*	Городской участок		Класс качества воды*	ПДК**
	ст. N-1		ст. N-2	ст. N-3		
pH	<u>4,3–5,2</u> 4,5 ± 0,3	5	<u>6,5–7,7</u> 7,0 ± 0,3	<u>6,6–7,8</u> 7,4 ± 0,3	2	–
Цветность, град	<u>270–384</u> 359 ± 32	5	<u>34–283</u> 146 ± 36	<u>64–285</u> 104 ± 35	5	–
Концентрация O ₂ , мг/л	<u>7,63–10,35</u> 8,38 ± 0,5	–	<u>5,63–11,17</u> 7,56 ± 1,11	<u>8,72–11,5</u> 9,56 ± 0,08	–	6,0
Насыщение воды O ₂ , %	<u>62–73</u> 69 ± 1	4	<u>51–81</u> 65 ± 7	<u>78–92</u> 81 ± 2	3	–
Бихроматная окисляемость, мг O/л	<u>33,74–47,16</u> 37,96 ± 3,62	4	<u>20,32–46,78</u> 25,3 ± 3,33	<u>12,52–40,39</u> 20,83 ± 4,58	3	–
Fe _{общ} , мг/л	<u>1,22–5,09</u> 2,36	4	<u>1,11–4,04</u> 2,06	<u>0,67–2,83</u> 1,29	4	0,1
БПК ₅ , мг O ₂ /л	<u>0,88–1,9</u> 1,12 ± 0,15	2	<u>1,09–6,4</u> 4,32 ± 1,53	<u>2,04–5,27</u> 2,55 ± 0,1	4	2,1
Взвешенные вещества, мг/л	<u>9–92</u> 23,5 ± 6,21	4	<u>6,5–97</u> 14,5 ± 3,18	<u>4,5–120</u> 16,25 ± 4,88	3	28,25
P _{общ} , мкг P/л	<u>42–188</u> 85 ± 35	3	<u>48–339</u> 123 ± 48	<u>22–319</u> 203 ± 75	3	–
P _{мин} , мкг P/л	<u>4–31</u> 19	2	<u>39–273</u> 140	<u>117–209</u> 157	4	50***
Нефтепродукты, мг/л	< 0,02–0,05	4	< 0,02–0,34	< 0,02–0,05	4	0,05
<p>«–» Данные отсутствуют. * Экологическая классификация качества вод (Оксиюк и др., 1993): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная. ** ПДК_{рх} (мг/л). *** Для олиготрофных вод (мкг/л). Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.</p>						

Медианные значения величины рН на ст. N–1 определяют речную воду как кислую-слабокислую, а воды городского участка реки со значениями рН в 7,0–7,4 характеризуются как циркумнейтральные (Лозовик, 2013).

На загородном участке р. Неглинки, характеризующемся влиянием болотных вод, содержание ОВ, определяемого по величине ХПК, достигало высоких значений – 38 мг О/л, что соответствует концентрации органического углерода 14,2 мг С/л. Такому высокому содержанию ОВ гумусовой природы сопутствовали высокие концентрации $Fe_{общ}$ (2,36 мг/л). Превышение ПДК_{рх} по содержанию $Fe_{общ}$ отмечалось в 12–51 раз, что по комплексной экологической классификации поверхностных вод суши соответствует классу грязных вод (Оксиюк и др., 1993). На городском участке реки, где происходит разбавление общего речного стока подземными водами, концентрация ХПК снижалась до 20,8–25,3 мг О/л, что в пересчете на $C_{орг}$ составило 7,8–9,5 мг С/л. Вслед за снижением содержания ОВ снижалась и концентрация $Fe_{общ}$, достигая 1,3–2,06 мг/л. Здесь превышение ПДК_{рх} достигало 7–40-кратных значений и характеризовало городской участок реки по данному показателю как загрязненный (Оксиюк и др., 1993).

Химические показатели загрязнения воды р. Неглинки в 2015 г. В качестве показателей, отражающих влияние антропогенных источников загрязнения, были рассмотрены БПК₅, растворенный в воде O_2 , содержание в воде взвешенных веществ, фосфора, нефтепродуктов.

На загородном участке реки величина БПК₅ не превышала критических значений ПДК_{рх} и составляла 1,12 мг O_2 /л (таблица 3.12). В черте города концентрация легкоминерализуемого вещества, поступающего с ливневыми стоками, в среднем превышала ПДК_{рх} в 14 раз. В речной воде БПК₅ составляло 2,55–4,32 мг O_2 /л, что в среднем превышало ПДК_{рх} по этому показателю в 2 раза, и лишь в 9 % речных проб не отмечалось превышений ПДК_{рх}.

Вода р. Неглинки слабо насыщена кислородом, и особенно на ст. N–1 (69 %), однако содержание в воде кислорода составляет 8,38 мг/л (таблица 3.12). Такое слабое насыщение воды кислородом характеризует данный участок реки как загрязненный (Оксиюк и др., 1993). В черте города на ст. N–2, выше которой расположено большое количество ливневых стоков (раздел 3.1), содержание растворенного кислорода падает и достигает 7,56 мг/л, что соответствует 65 % насыщения. В приустьевом участке реки за счет появления небольших перекатов и снижения уровня влияния ливневых стоков насыщение воды кислородом увеличивается до 81 %, а концентрация растворенного в воде кислорода достигает 9,6 мг/л. Класс качества воды реки по величине насыщения воды кислородом в черте города улучшается по сравнению с загородным ее участком (таблица 3.12).

Содержание в воде взвешенных веществ было максимальным на загородном участке реки

и составляло 23,5 мг/л (таблица 3.12). Несмотря на то, что в черте города взвешенные вещества поступают с ливневыми стоками, в речной воде наблюдается снижение их содержания по сравнению с загородным участком – до 14,5–16,25 мг/л.

Медианные значения общего фосфора изменялись от 83 до 203 мкг/л на разных станциях вдоль русла р. Неглинка (таблица 3.12), при этом доля фосфатов изменялась в пределах 28–94 % от общего фосфора. Количество минерального фосфора в значительной степени разнилось на разных участках реки. Так, на ст. N–1 количество фосфатов составляло 19 мкг/л, в черте города этот показатель увеличивался на порядок, до 140–157 мкг/л. Несмотря на то, что не отмечалось превышения ПДК_{рх} по Р_{мин}, согласно комплексной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиук и др., 1993), участок реки выше города соответствовал чистым водам, а участок реки в городской черте – загрязненным. Полученные нами данные по концентрации в воде реки общего и минерального фосфора согласуются с данными Сабылиной А. В. и Ефремовой Т. А. (2017).

Концентрация нефтепродуктов в реке в целом была в пределах нормы, лишь однажды на ст. N–2 наблюдалось 7-кратное превышение ПДК_{рх} по данному показателю в сентябре.

Анализ пространственного распределения показателей химического состава воды в р. Неглинке в 2015 г. В целом исходные данные за 2015 г. (таблица 3.12) подтверждают существенную разницу по химическим показателям между загородным участком реки и городским участком русла. Это различие было доказано статистически с использованием U-критерия Манна–Уитни. Вода загородного участка реки, где наиболее сильно проявляется влияние заболоченного водосбора, имеет статистически значимое превышение по показателям цветности и рН по сравнению с городскими участками (таблица 3.13).

Таблица 3.13 – Уровни значимости U-критерия Манна–Уитни между загородным участком реки и городскими в р. Неглинке в 2015 г.

Показатель	р-значение		Показатель	р-значение	
	ст. N–1 / ст. N–2	ст. N–1 / ст. N–3		ст. N–1 / ст. N–2	ст. N–1 / ст. N–3
рН	0,006	0,002	Взвешенные вещества	0,402	0,361
Цветность воды	0,016	0,005	Р _{общ}	0,347	0,144
Концентрация O ₂	0,600	0,059	Р _{мин}	0,021	0,021
Насыщение воды O ₂	1,000	0,001	Fe _{общ}	0,564	0,248
ХПК	0,076	0,047	Нефтепродукты	0,508	0,353
БПК ₅	0,003	0,001			

Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом (p < 0,05).

Вода верхнего участка реки имеет также значимо меньшие значения показателей БПК₅ и фосфатов. Сравнивая верхний и приустьевой участки р. Неглинка, были отмечены значимые изменения между показателями насыщения воды кислородом и ХПК (таблица 3.13).

Согласно U-критерию Манна–Уитни, городские станции между собой значимо отличались лишь степенью насыщения воды кислородом ($p = 0,006$), что связано с наличием перекатов в нижнем течении реки.

Сезонная динамика химических показателей в р. Неглинке в 2015 г. Применение PCA для данных по химическому составу воды р. Неглинки за 2015 г. показало, что две первые главные компоненты отразили 68 % общей изменчивости признаков. Значимый вклад в ГК–1 внесли рН, цветность, ХПК, и содержание фосфора, в ГК–2 – содержание кислорода в воде и насыщение воды кислородом (таблица 3.14).

Таблица 3.14 – Факторные нагрузки признаков в значениях двух главных компонент. Химические показатели р. Неглинки за 2015 г.

Показатели	ГК–1	ГК–2	Показатели	ГК–1	ГК–2
рН	–0,9	0,1	БПК ₅	–0,6	–0,6
Цветность	0,9	0,1	Взвешенное вещество	–0,1	–0,2
O ₂	0,0	1,0	R _{общ}	–0,8	–0,1
Насыщение O ₂	–0,3	0,9	R _{мин}	–0,8	–0,1
Fe _{общ}	0,6	0,2	Доля в общей дисперсии, %	44	24
ХПК	0,7	–0,5			
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$).					

Расположение станций на графике распределения значений ГК–1 и ГК–2 повторяют выявленную в 2014 г. пространственную неоднородность участков р. Неглинки по химическим показателям (рисунок 3.13): верхний участок реки характеризуется влиянием болотных вод, снижающих рН воды, а городской участок реки характеризуется поступлением подземных вод, нейтрализующих речную воду, и загрязнением соединениями фосфора и легкоминерализуемым ОВ (таблица 3.14).

На фоне резкого различия химического состава фонового и городских участков р. Неглинки их сезонная изменчивость выражена слабо.

Рассмотрев в отдельности для загородного и городского участков сезонную динамику показателей, внесших значимое влияние в значения ГК–1 и ГК–2, некоторые закономерности были обнаружены.

На фоновом участке реки показатели между собой не коррелировали. Сезонный ход рН обуславливался двумя подъемами показателей – в июне и сентябре, цветности – в августе и октябре, показатели ХПК снижались с мая и постепенно увеличивались в октябре, содержание R_{мин} увеличивалось в августе, затем в октябре. Содержание в воде R_{общ} в сезонном аспекте характеризовалось тремя подъемами показателей: в мае, июле и сентябре (рисунок 3.14А). Сезонный ход содержания в воде кислорода и ПО были схожи (рисунок 3.14Б). Изменения

кислорода зависели от температуры воды (коэффициент корреляции Спирмена между содержанием в воде кислорода и температурой воды $r = -0,7$), содержание в воде кислорода коррелировало с насыщением воды кислородом (таблица 3.14).

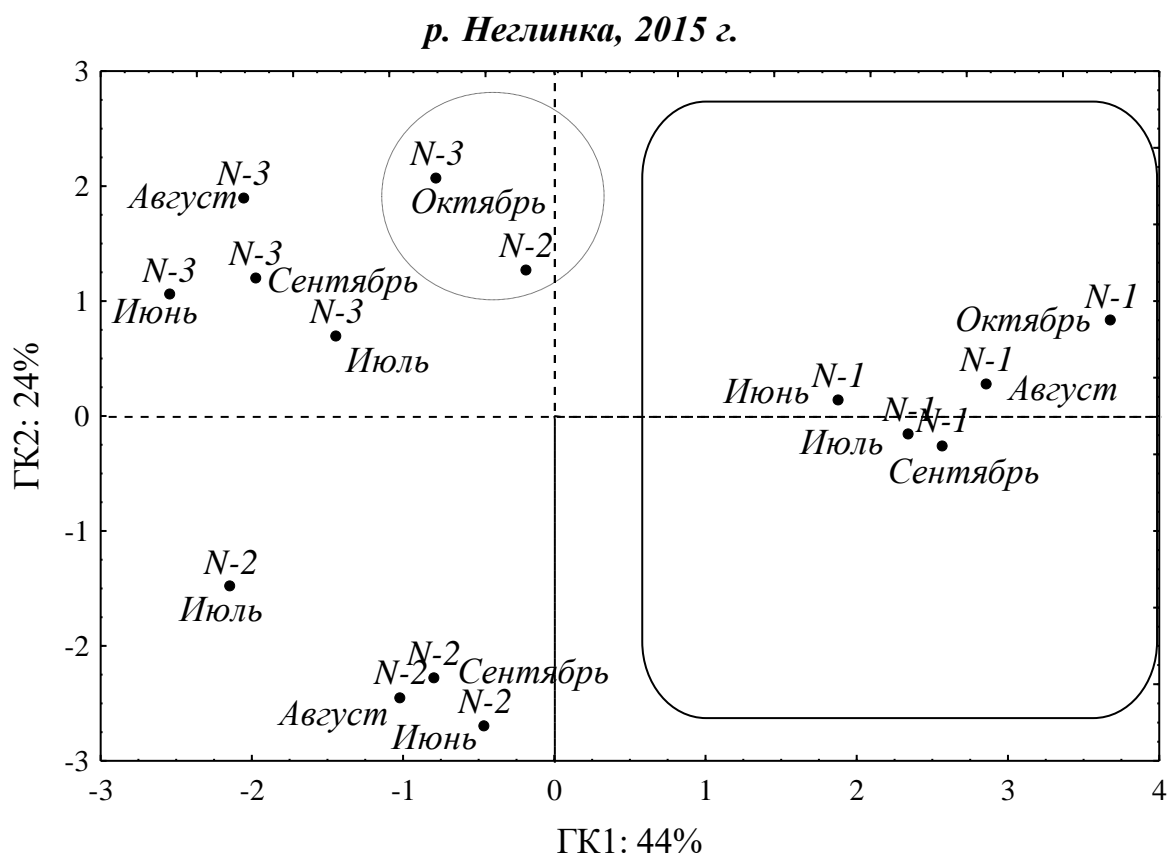


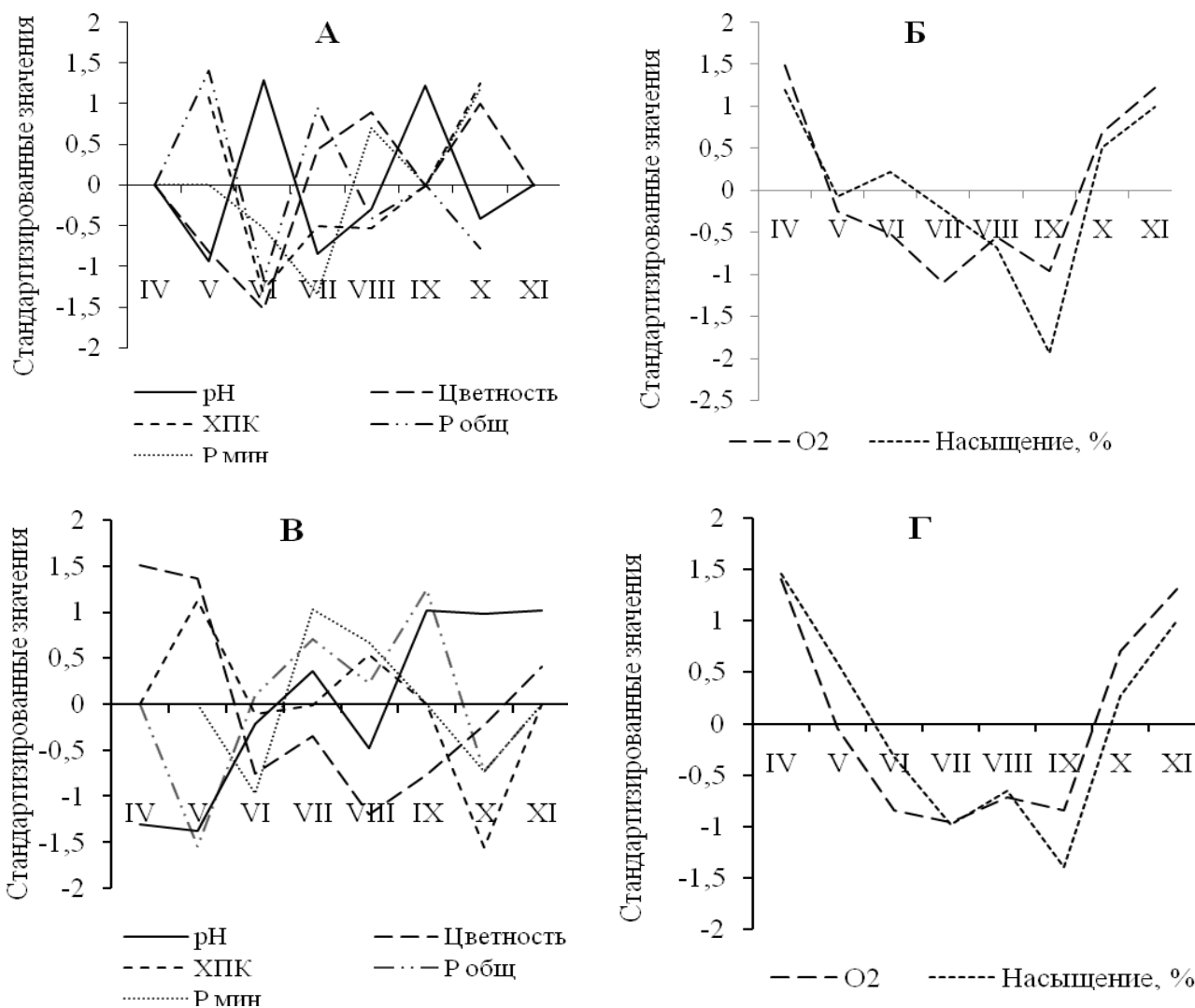
Рисунок 3.13 – Визуализация распределения станций р. Неглинки в 2015 г. по результатам отбора химических проб

На загородном участке реки сезонный ход рН выразился в плавном подъеме значений от весны к осени, показатели цветности от весны к летнему периоду снижались и увеличивались к осени (рисунок 3.14В). Сезонная изменчивость ХПК выразилась плавным снижением показателя от мая к ноябрю (рисунок 3.14В). Сезонный ход содержания в речной воде $P_{\text{общ}}$ выразился в подъеме значений в июле-сентябре, $P_{\text{мин}}$ – в августе (рисунок 3.14В).

Сезонный ход содержания в воде кислорода и ПО были схожи (рисунок 3.14Г) и коррелировали между собой (таблица 3.14), содержание в воде кислорода зависело температурой воды (коэффициент корреляции Спирмена между содержанием в воде кислорода и температурой воды $r = -0,9$).

За оба года исследований на р. Неглинке выявлена пространственная неоднородность химического состава воды, что обуславливается заболоченной водосборной территорией в верхнем течении реки и разгрузкой подземных вод на городском ее участке. При такой изменчивости

химических показателей было сложно оценить их сезонную изменчивость. В целом за оба года исследований наблюдаются определенные закономерности при транзите р. Неглинка через территорию г. Петрозаводска, например, увеличение насыщения кислородом и содержания $P_{\text{мин}}$ вдоль русла, а также максимальные значения БПК₅ на ст. N-2 (таблицы 3.10, 3.12).



А – химические показатели загородного участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–1,
 Б – химические показатели городского участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–2,
 В – химические показатели загородного участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–1,
 Г – химические показатели городского участка реки, входящие со значимым вкладом ($p < 0,05$) в ГК–2

Рисунок 3.14 – Сезонная динамика химических показателей (стандартизированные значения) для р. Неглинка по данным за 2015 г.

3.2.3. Анализ химического состава воды ручья Железного

Химические показатели, характеризующие региональные особенности состава воды руч. Железного. Цветность воды руч. Железного за оба года исследований изменялась

в пределах 154–217 град. По классификации (Оксиюк и др., 1993), такая высокая цветность воды характеризует реку как грязную (таблица 3.15). Показатель гумусности для руч. Железного достигал 50, что характеризует водоток как мезополигумусный (Лозовик, 2013).

Таблица 3.15 – Химические показатели природного состава и антропогенного загрязнения воды руч. Железного в период открытой воды в 2014–2015 гг.

Показатели	2014 г.	Класс качества воды*	2015 г.	Класс качества воды*	ПДК**
pH	$\frac{6,4-6,7}{6,5 \pm 0,1}$	2	$\frac{6,3-7,3}{7,1 \pm 0,3}$	2	–
Цветность, град.	$\frac{196-268}{217 \pm 13}$	5	$\frac{48-200}{154 \pm 32}$	5	–
Концентрация O ₂ , мг/л	$\frac{7,9-10,7}{9,23 \pm 0,8}$	–	$\frac{2,9-12,5}{8,3 \pm 1,2}$	–	6,0
Насыщение воды O ₂ , %	$\frac{82-101}{90 \pm 5}$	3	$\frac{26-90}{76 \pm 7}$	3	–
ПО, мг O/л	$\frac{9,1-11,7}{10,7 \pm 0,7}$	4	–	–	–
Hum, ед. гумусности	$\frac{43-56}{50 \pm 3}$	–	–	–	–
Бихроматная окисляемость, мг O/л	–	–	$\frac{21,3-73,1}{33,3 \pm 6,0}$	4	–
Fe _{общ} , мг/л	–	–	$\frac{0,78-3,58}{1,94 \pm 0,7}$	4	0,1
БПК ₅ , мг O ₂ /л	$\frac{1,43-3,45}{3,12 \pm 0,5}$	4	$\frac{0,53-2,54}{1,13 \pm 0,4}$	3	2,1
Взвешенные вещества, мг/л	–	–	$\frac{1,5-25,5}{12,5 \pm 5,35}$	2	–
NO ₂ ⁻ , мг N/л	$\frac{0,01-0,18}{0,05 \pm 0,02}$	4	–	–	0,02
NO ₃ ⁻ , мг N/л	$\frac{0,17-0,25}{0,2 \pm 0,01}$	2	–	–	9
NH ₄ ⁺ , мг N/л	$\frac{0,41-0,62}{0,5 \pm 0,05}$	4	–	–	0,4
P _{общ} , мкг P/л	$\frac{20-42}{31 \pm 5}$	3	$\frac{3-25}{21 \pm 5}$	2	–
P _{мин} , мкг P/л	$\frac{14-34}{19 \pm 5}$	2	$\frac{5-10}{9}$	1	50***
Нефтепродукты, мг/л	–	–	< 0,02	4	0,05
<p>«–» Данные отсутствуют. * Экологическая классификация качества вод (Оксиюк и др., 1993): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная. ** ПДК_{рх} (мг/л). *** Для олиготрофных вод (мкг/л). Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.</p>					

Величина рН за оба года исследований изменялась от 6,5 до 7,1 (таблица 3.15), что соответствует циркумнейтральным водам (Лозовик, 2013).

Влияние заболоченной водосборной территории руч. Железного проявляется не только в повышенной цветности воды, но и в содержании трудноминерализованного ОВ. Так, высокие значения ПО (10,7 мг О/л) и ХПК (33,3 мг О/л) соответствовали тем же показателям на заболоченном участке р. Неглинки (раздел 3.2.2). В пересчете на углерод содержание трудноминерализуемого ОВ в 2015 г. составляло 12,5 мг С/л.

Геохимические особенности водосборной территории также обуславливают повышенное содержание $Fe_{\text{общ}}$ в воде, значения которого в 2015 г. достигали 1,94 мг/л. Концентрация $Fe_{\text{общ}}$ в отобранных пробах повсеместно превышала ПДК_{рх} в 8–36 раз. Согласно комплексной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993), вода руч. Железного по содержанию $Fe_{\text{общ}}$ соответствовала грязным водам (таблица 3.15).

Химические показатели загрязнения воды руч. Железного. В качестве показателей, отражающих возможное влияние антропогенного фактора, оценивали содержание в воде БПК₅, содержание растворенного в воде кислорода, взвешенных веществ, минеральных форм азота, фосфора общего и минерального, нефтепродуктов.

Количественное содержание легкоминерализуемого вещества, определяемое по концентрации БПК₅, отличалось в 2014 г. и в 2015 г. Так, концентрация БПК₅ в 2014 г. имела превышения ПДК_{рх} в 60 % отобранных проб в среднем в 1,5 раза и характеризовала водоток как загрязненный (Оксиюк и др., 1993). В 2015 г. отмечались невысокие содержания легкоминерализуемого ОВ в воде ручья, превышение ПДК_{рх} по БПК₅ отмечалось лишь в одной пробе в 1,2 раза, в июле.

Содержание растворенного в воде кислорода в 2014 г. составляло 9,2 мг О/л, что соответствовало 90 % насыщения, а в 2015 г. концентрация кислорода снизилась до 8,3 мг О/л, что составило 76 % насыщения (таблица 3.15).

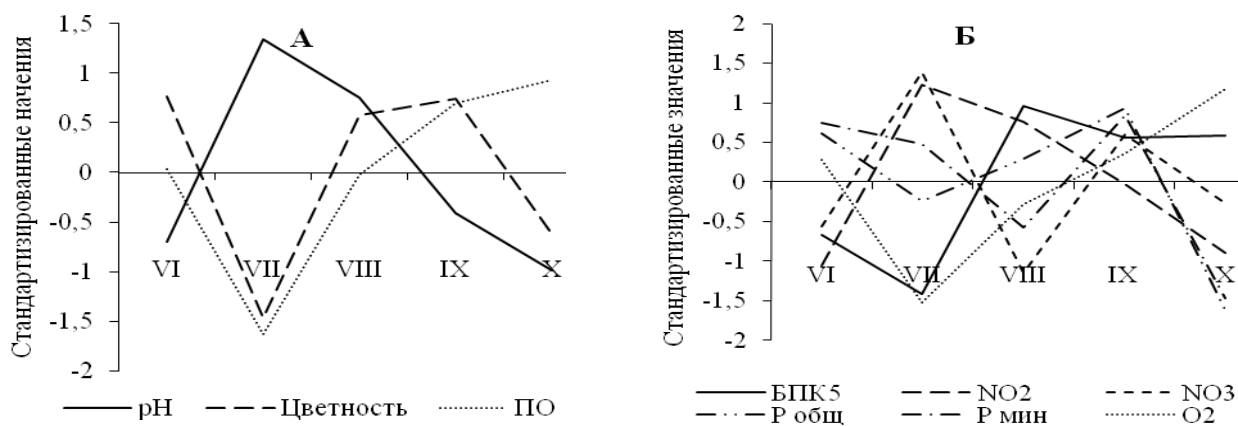
Содержание в воде взвешенных веществ в 2015 г. составляло 12,5 мг/л, что почти соизмеримо с теми же показателями городского участка р. Неглинки и вдвое меньше, чем на городских станциях р. Лососинки (разделы 3.2.1 и 3.2.2).

В руч. Железном концентрация нитритов достигала 0,05 мг N/л, при этом превышая ПДК_{рх} в среднем в 4,7 раза в 57 % отобранных проб. Вода руч. Железного по содержанию $N-NO_2^-$ характеризовалась как загрязненная (Оксиюк и др., 1993). Содержание в воде *нитратов* было значительно ниже ПДК_{рх} и составляло 0,2 мг N/л.

Медианные величины общего фосфора составляли в 2014 г. 31 мкг P/л, в 2015 г. – 21 мкг P/л. Несмотря на то, что руч. Железный преимущественно протекает по лесной местности, доля фосфатов от общего содержания фосфора достигала 81 % (19 мкг P/л) и 43 % (9 мкг P/л) соответственно в 2014 и 2015 гг.

Содержание нефтепродуктов в 2015 г. находилось за пределами чувствительности метода, что свидетельствует о слабом влиянии антропогенного фактора техногенной природы.

Сезонная динамика химических показателей. В 2014 г. выраженный сезонный ход был характерен для показателей, характеризующих региональные особенности состава вод: изменения цветности и ПО было обратно пропорционально изменению рН воды (рисунок 3.15, А). Химические показатели загрязнения вод характеризовались не синхронными изменениями (коэффициент корреляции Спирмена между показателями $r > 0,05$), за исключением общего и минерального фосфора (рисунок 3.15, Б). В целом динамика БПК₅ демонстрирует увеличение легкоминерализуемого ОВ к концу сезона, в то время как показатели общего минерального фосфора, наоборот, свое снижение. Максимальное увеличение содержания нитритного азота отмечали в июле, а к концу сезона его величина постепенно снижалась. Сезонный ход показателей нитратного азота имел два повышения – в июле и сентябре. Временное изменение растворенного кислорода в воде, вероятно, обуславливалось температурным режимом, однако статистического подтверждения не установлено.



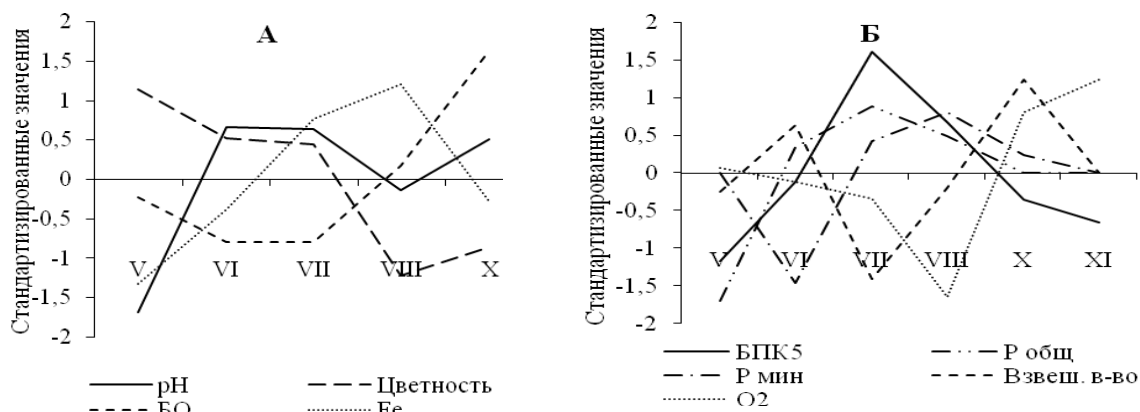
А – природные показатели состава вод, Б – показатели загрязнения воды

Рисунок 3.15 – Сезонная динамика химических показателей (стандартизированные значения) в 2014 г. на руч. Железном

В 2015 г. сезонная динамика химических показателей, характеризующих региональные особенности состава вод, обуславливалась паводковыми водами. Содержание трудноминерализуемого ОВ, определяемое по величине ХПК, характеризовалось повышенными значениями в весенне-осенний период (рисунок 3.16, А). Величина цветности воды линейно снижалась от мая к концу исследуемого периода (коэффициент корреляции Спирмена между цветностью и месяцем отбора проб $r = 0,9$). Изменения концентраций $Fe_{\text{общ}}$ характеризовались постепенным увеличением концентраций от мая до августа, а в октябре происходило его снижение. Величина рН изменялась обратно пропорционально данным показателям.

Химические показатели, характеризующие поступление загрязняющих веществ в речные

воды, не имели закономерных сезонных изменений (рисунок 3.16, Б), и вероятно, зависели от поступления их с водосборной территории во время выпадения осадков. Показатель БПК₅ характеризовался двумя подъемами величин, в июле и октябре. Максимальные величины общего фосфора отмечались в июле–августе, минерального фосфора – только в августе. Динамика содержания взвешенных веществ обуславливалась двумя подъемами, в июне и октябре. Изменение концентрации растворенного в воде кислорода могло зависеть от температуры воды, однако статистическая зависимость между ними отсутствовала.



А – природные показатели состава вод, Б – показатели загрязнения воды

Рисунок 3.16 – Сезонная динамика химических показателей (стандартизированные значения), в 2015 г. на руч. Железном

3.2.4. Анализ химического состава притоков юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера

Химические показатели, характеризующие региональные особенности состава воды изученных рек. Средние сезонные (лето–осень) значения химических показателей притоков Онежского озера в 2015 г. представлены в таблице 3.16. Цветность воды в реках соответствует мезополигумусному классу вод для рек Орзег и Пухты, остальные притоки можно отнести к мезогумусным (Лозовик, 2013). По показателям цветности в соответствии с классификацией поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993) воды р. Лижмы характеризуются как чистые, р. Деревянки – удовлетворительной чистоты, рек Большой Уи и Кумсы – как загрязненные, Нелуксы, Орзег, Пухты, Шокши – грязные. Значения pH характеризовали все изученные реки как циркумнейтральные.

Содержание трудноминерализуемого ОВ, оцениваемое по ХПК, варьировало от 25,7 до 67,8 мг О/л, что в пересчете на $C_{орг}$ соответствовало 9,6–25,4 мг/л.

Таблица 3.16 – Усредненные за два месяца химические показатели природного состава воды в приустьевых участках притоков Онежского озера в 2015 г.

Река	pH	Цветность, град.	ХПК, мг О/л	Fe _{общ} , мг/л
Нелукса	7,5	88	46,65	0,58
Орзегга	7	183	67,8	1,25
Деревянка	7,78	46	35,4	0,7
Пухта	7,02	134	62,3	3,1
Шокша	7,25	131	48,1	3,32
Большая Уя	7,24	52	38,8	0,81
Лижма	7,45	21	25,7	0,11
Кумса	7,4	51	31,9	0,33
Вичка	7,3	82	39,75	0,64

Содержание общего железа в воде изучаемых притоков повсеместно превышало ПДК_{рх} в 1,1–33,2 раза и составляло 0,11–3,32 мг/л (таблица 3.16), что характеризовало реки как загрязненные, за исключением р. Лижмы, чьи показатели Fe_{общ} соответствовали классу удовлетворительно чистых вод (Оксиюк и др., 1993). В целом, водотоки выносят меньшее количество железа, чем реки г. Петрозаводска, однако превышение ПДК_{рх} по Fe_{общ} наблюдается повсеместно.

Химические показатели загрязнения воды изученных рек. В воде изученных притоков значения БПК₅ были невысоки, 0,63–1,49 мг О₂/л (таблица 3.17) и не превышали ПДК_{рх}.

Таблица 3.17 – Усредненные за два месяца химические показатели антропогенного загрязнения воды в устьевых участках притоков Онежского озера в 2015 г.

Река	Концентрация О ₂ , мг/л	Насыщение О ₂ , %	БПК ₅ , мг О ₂ /л	Взвешенные вещества, мг/л	Р _{общ} , мкг Р/л	Р _{мин} , мкг Р/л
Нелукса	9,78	88	0,76	1,3	37,5	7,5
Орзегга	8,01	73	1,42	4,2	87,5	41,5
Деревянка	10,45	96	1,12	2,8	64	31
Пухта	8,11	75	1,35	3,4	46	12
Шокша	8,58	82	1,17	4,7	35,5	8
Большая Уя	8,53	77	1	1,1	16,5	2
Лижма	9,28	91	0,63	0,53	12	1
Кумса	9,44	89	1,49	1,05	11,5	1,5
Вичка	9,76	89	1,39	1,75	21,5	3,5

Вода изученных притоков насыщена кислородом, содержание растворенного кислорода варьировало в узких пределах 8,01–10,45 мг/л, что соответствовало 73–96 % насыщения.

Содержание в воде взвешенных веществ, в сравнении с городскими притоками, было в 4 раза ниже и составляло 0,53–4,7 мг/л (таблица 3.17).

Медианные величины общего фосфора в притоках изменялись от 12 до 88 мкг Р/л. Доля фосфатов составляла 8–48 % от общего фосфора, что соответствовало 1–42 мкг Р/л

(таблица 3.17). Количественное содержание общего и минерального фосфора в реках Нелуксе, Орзеге и Деревянке в среднем соответствовало удовлетворительному классу качества, в остальных реках их концентрация свидетельствовала о чистоте вод (Оксиюк и др., 1993).

3.3. Оценка качества воды притоков Онежского озера по химическим показателям

Для оценки качества воды притоков Онежского озера – рек Лососинки и Неглинки и руч. Железного рассчитывали удельные комбинаторные индексы загрязнения вод (УКИЗВ) по совокупности нормируемых показателей (РД 52.24.643-2002). Данный метод позволяет оценить одной безразмерной величиной степень загрязненности воды по химическим показателям с помощью широкого перечня показателей качества воды. Также метод позволяет косвенно оценить продолжительность загрязнения воды, меру воздействия каждого показателя за счет суммирования отдельных показателей, которые оценивают вклад каждого загрязняющего вещества в отдельности (РД 52.24.643-2002). По величине УКИЗВ водные объекты можно подразделить на 5 классов качества: 1 класс – условно чистые воды, 2 – слабо загрязненные воды, 3 – загрязненные воды, 4 – грязные воды, 5 – экстремально грязные воды. Большому значению индекса соответствует худшее качество воды.

Важно отметить, что согласно приложению «В» РД 52.24.643-2002, возможно использование свободного перечня показателей для проведения научно-исследовательских работ. В связи с этим для определения УКИЗВ использовали перечень нормируемых показателей, используемых в настоящем исследовании в соответствии с (Об утверждении..., 2023).

Расчет УКИЗВ производили за 2015 г., когда для анализа был использован полный перечень региональных показателей химического состава воды (рН, количество растворенного кислорода, БПК₅, Р_{мин}, Fe_{общ}, содержание нефтепродуктов и взвешенных веществ). Всего в анализ вошли 7 нормируемых показателей. При этом на р. Лососинке, из-за более полного перечня полученных показателей, УКИЗВ рассчитывали на трех станциях отбора проб: на фоновом участке реки (ст. L-1), в центре города (ст. L-2) и в приустьевом участке (ст. L-4), для р. Неглинки и руч. Железного расчет УКИЗВ производили на постоянных станциях.

В целом расчет УКИЗВ показал, что станции рек имеют повышенные уровни загрязнения не только по показателям, имеющим антропогенную природу, но и по показателям, связанным с заболоченной водосборной территорией (рН, Fe_{общ}). Класс речных вод изменяется от загрязненных до грязных (таблица 3.18).

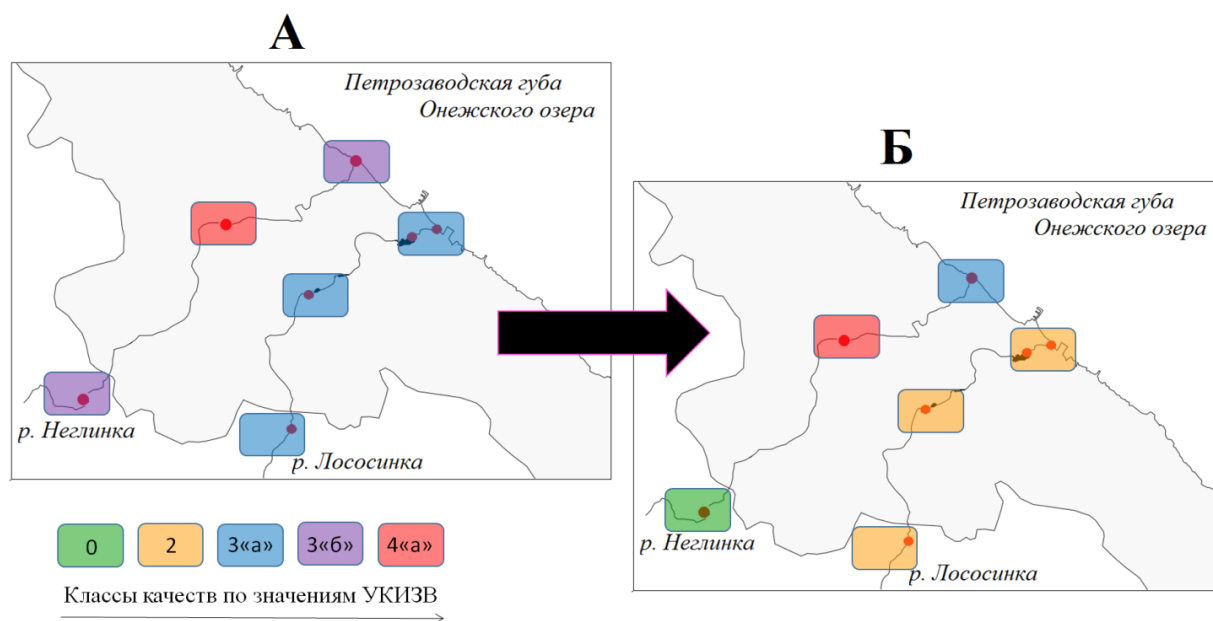
Поскольку высокое содержание Fe_{общ} является региональным природным фактором, действующим на данной местности (Лозовик, Платонов, 2005; Бородулина, 2013; Бородулина и др., 2020), то, опираясь на приложение «В» (РД 52.24.643-2002), из расчета УКИЗВ были исключены региональные показатели. Таким образом, получена новая оценка загрязненности

рек, согласно которой, удалось более точно выявить антропогенно загрязненные участки рек и степень их загрязнения (таблица 3.18).

При оценке загрязненности речных вод с помощью УКИЗВ без учета влияния природных региональных показателей (рН, $Fe_{общ}$) класс качества воды на всех станциях изменился в сторону улучшения. Так, влияние урбанизированной территории на р. Лососинку от верхнего участка реки к устьевому участку не меняет ее статус, и вдоль всего русла речная вода характеризуется как слабо загрязненная. Напротив, р. Неглинка, соответствующая в верхнем своем течении по значениям УКИЗВ чистым водам, при транзите через г. Петрозаводск резко изменяет статус своих вод на грязные или загрязненные (рисунок 3.17). Вода руч. Железного, не имеющего сильного антропогенного влияния, соответствует слабо загрязненным водам.

Таблица 3.18 – Характеристика загрязненности (без учета числа КПЗ) и значения УКИЗВ на станциях отбора проб р. Лососинки и р. Неглинки за 2015 г.

Станция	УКИЗВ	Характеристика состояния загрязненности воды	Ингредиенты с превышением ПДК
С учетом всех изученных химических показателей			
Ст. L-1	2,82	3 а, загрязненная	БПК ₅ , $Fe_{общ}$
Ст. L-2	2,8	3 а, загрязненная	$Fe_{общ}$, взвешенное вещество
Ст. L-4	2,58	3 а, загрязненная	$Fe_{общ}$, взвешенное вещество
Ст. N-1	3,25	3 б, очень загрязненная	рН, $Fe_{общ}$.
Ст. N-2	5,44	4 а, грязная	растворенный кислород, БПК ₅ , $Fe_{общ}$., $R_{мин}$, нефть, взвешенное вещество
Ст. N-3	3,67	3 б, очень загрязненная	БПК ₅ , $Fe_{общ}$., $R_{мин}$, взвешенное вещество
Ст. IB	3,84	3 б, очень загрязненная	рН, $Fe_{общ}$, растворенный кислород, БПК ₅
Без учета региональных природных химических показателей			
Ст. L-1	1,06	2, слабо загрязненная	БПК ₅
Ст. L-2	1,36	2, слабо загрязненная	БПК ₅ , взвешенное вещество
Ст. L-4	1,04	2, слабо загрязненная	взвешенное вещество
Ст. N-1	0	Условно чистая	–
Ст. N-2	4,96	4 а, грязная	растворенный кислород, БПК ₅ , $R_{мин}$, нефтепродукты, взвешенное вещество
Ст. N-3	2,63	3 а, загрязненная	БПК ₅ , $R_{мин}$, взвешенное вещество
Ст. IB	1,79	2, слабо загрязненная	растворенный кислород, БПК ₅
Примечание: КПЗ – критический показатель загрязненности, показатель загрязненности воды, по которому обобщенный оценочный балл превышает 9.			



А – качество воды с учетом всех изученных химических показателей,

Б – качество воды без учета региональных природных химических показателей

Рисунок 3.17 – Схема качества воды рек по значениям УКИЗВ на станциях отбора проб, включая все химические показатели и без учета региональных природных показателей

Для оценки влияния на химический режим водотоков косвенных показателей заболоченной водосборной территории применили комплексную экологическую классификацию поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993) (таблица 3.19).

Таблица 3.19 – Оценка качества воды изучаемых притоков согласно комплексной экологической классификации (Оксиюк и др., 1993)

Станция отбора проб	pH	Цветность, град	ХПК, мг О/л	Fe _{общ} , мг/л	Общий класс качества воды
Ст. L-1	2*	5	3	4	4
Ст. L-2	2	5	3	4	4
Ст. L-3	2	5	3	4	4
Ст. L-4	2	5	3	4	4
Ст. N-1	5	5	4	4	5
Ст. N-2	2	5	3	4	4
Ст. N-3	2	5	3	4	4
Ст. IV	2	5	4	4	4

*Экологическая классификация качества вод (Оксиюк и др., 1993):
2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная

Оказалось, что самое низкое качество воды характерно для верхнего участка р. Неглинка, что связано с высокой цветностью и низкими значениями pH, и в целом свидетельствует о неблагоприятной ситуации на этом участке реки. Полученные результаты об экстремальных экологических условиях на загородном участке р. Неглинка подтверждаются литературными

данными по биотестированию воды из этих участков с использованием стандартного тест-объекта *Daphnia magna* Straus. Так, низкие значения pH на загородном участке р. Неглинки определяли высокую летальность для дафний (40 % проб были остролетальными (LT50 – 0,4–0,8 сут.), более 20 % – хроническими летальными), в то время как в приустьевом участке реки выживаемость была полной в 95 % проб (Рыжков, Артемьева, 2004). В свою очередь, в р. Лососинке, где кислотность среды не достигает критических значений, выживаемость стандартного тест-объекта *Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg в воде загородного и приустьевого участков реки была стопроцентной (Калинкина и др., 2013). Очевидно, что основную роль в гибели рачков в природных водах играет кислотность среды. Однако необходимо отметить, что для более чувствительного тест-объекта – байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* Stebbing, вода городского участка р. Лососинки характеризуется средней и сильной токсичностью (Калинкина и др., 2013).

Таким образом, заболоченная водосборная территория оказывает неблагоприятное воздействие на всех изученных участках рек. Отрицательное влияние антропогенного фактора сказывается в основном на городских участках водотоков. В соответствии с комплексной экологической классификацией качества поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993), качество воды р. Лососинки и р. Неглинки соответствует загрязненным водам по большинству изученных химических показателей (таблица 3.19). Исключение составляют $Fe_{общ}$ и цветность воды, концентрации которых достигают класса загрязненных и грязных вод, соответственно. Также для $Fe_{общ}$ отмечается превышение ПДК_{рх} (таблица 3.18), причем по железу этот норматив превышен более чем в 10 раз, как на загородных, так и на городских участках рек. Если рассматривать загрязнение воды как результат хозяйственной деятельности человека, то нельзя оценивать изученные реки как загрязненные железом и трудноминерализуемым ОВ, косвенным показателем которого в классификации (Оксиюк и др., 1993) служит цветность воды, так как эти показатели имеют природное происхождение, отражая региональные геохимические особенности. Очевидно, что общепринятая экологическая классификация качества поверхностных вод суши по цветности и железу (Оксиюк и др., 1993), так же, как и ПДК_{рх} для железа, разработанные для водных объектов в широком географическом диапазоне, не имеют экологического смысла при применении их для оценки притоков Онежского озера (Теканова и др., 2021). В России, с ее климатическим и геологическим разнообразием, для многих загрязняющих веществ вряд ли возможно установить единые ПДК. Как известно, одной из основ для разработки ПДК должны служить фоновые концентрации химических веществ. В то же время, например, по данным Лозовика П. А. с соавторами (Лозовик и др., 2013) медианная природная концентрация общего железа в озерах Карелии – 0,35 мг/л, в реках – в среднем до 0,63 мг/л, при ПДК_{рх} в 0,1 мг/л. Геохимические особенности поверхностных вод Карелии

неизбежно возвращают к проблеме региональных ПДК, вопрос о разработке которых поднимается уже давно (Волков и др., 1996). В этом отношении чрезвычайно важными представляются разработки Лозовика П. А. и Платонова А. В (Лозовик, Платонов, 2005), где представлены варианты расчетов региональных ПДК. В частности, для химических веществ, фоновые региональные концентрации которых значительно выше общероссийских ПДК, региональные ПДК предлагается рассчитывать как общероссийские ПДК плюс фоновое содержание в регионе.

Особое внимание необходимо уделить высоким ПДК_{рх}, установленным для минерального фосфора (Теканова и др., 2021). Для олиготрофных вод они составляют 50 мкг/л. Однако в соответствии со всеми известными российскими и зарубежными экологическими шкалами трофности (Китаев, 2007) концентрация общего фосфора уже в 30–40 мкг/л является границей перехода водной экосистемы в эвтрофное состояние. В незагрязненных фосфором водоемах, к которым обычно относятся олиготрофные экосистемы, доля минерального фосфора составляет около 10 % от общего (Заличева, Волков, 1994). Поэтому при концентрации в водоеме $P_{мин}$ 50 мкг/л содержание общего фосфора может достигать около 500 мкг/л, что соответствует гиперэвтрофным водам. Таким образом, если медианные значения минерального фосфора на разных участках р. Лососинки и р. Неглинки не выходят за пределы олиготрофии в соответствии с ПДК_{рх}, то по экологическим трофическим классификациям (Китаев, 2007) они достигают эвтрофного уровня.

Резюмируя полученные химические данные, качество воды рек Лососинки и Неглинки и руч. Железного можно охарактеризовать как низкое из-за высоких показателей, связанных с региональными особенностями состава воды. При этом антропогенное влияние ухудшает качество речных вод, увеличивая загрязненность речной воды в городской черте.

Заключение к главе. Химический состав воды рек Лососинки и Неглинки формируется под воздействием региональных природных (заболоченная территория, порожистость русла, разгрузка подземных вод в долинах рек) и антропогенных (ливневые стоки и стоки с сельскохозяйственных угодий) факторов.

Анализ данных показал, что на всем своем протяжении химический состав рек отражает влияние водосборной заболоченной территории. Реки характеризуются наиболее высокими показателями цветности и гумусности воды среди изученных притоков Онежского озера, а также высоким содержанием железа, превышающим ПДК в 15–24 раза. На р. Неглинке отмечены пониженные значения рН на фоновом участке реки – наиболее подверженному влиянию водосборной территории, однако в городской черте речные воды нейтрализуются за счет разгрузки подземных вод.

Антропогенная нагрузка от точечных источников на городские реки оценивается как

высокая: объем ливневых стоков составляет около трети от общего объема стока каждой реки, а также отмечается высокое превышение ПДК_{рх} в ливневых стоках по загрязняющим веществам. Интенсивное загрязнение рек с городских территорий отражается на химическом составе их вод. Так, заметно увеличение большинства показателей на городских участках рек. В частности, для р. Неглинки увеличение биогенных элементов, легкоминерализуемого ОВ и нефтепродуктов было статистически выше на городском участке реки, где располагаются самые сильные источники загрязнения.

Для р. Лососинки доказана сезонная изменчивость химических показателей, в то время как их пространственная изменчивость не выражена за счет быстрого течения реки и бóльшего объема стока. Для р. Неглинки, наоборот, анализ данных показал пространственную неоднородность участков реки, связанную с влиянием болотных вод в верхнем ее течении, где обнаружены наименьшие величины рН, а также поступлением подземных вод, которые нейтрализуют воду на городских участках. На фоне резкого различия химического состава воды фоновой и городских участков р. Неглинки сезонная изменчивость показателей выражена слабо.

Резюмируя полученные химические данные, качество воды городских рек Лососинки и Неглинки можно охарактеризовать как низкое из-за высоких показателей, связанных с региональными особенностями состава воды. При этом антропогенное влияние увеличивает загрязненность речной воды в городской черте.

Химический состав воды руч. Железного, как и городских рек, формируется под воздействием регионального природного фактора, что влияет на качество его вод, которое можно охарактеризовать как низкое. Интересным представляется тот факт, что изучаемый участок русла руч. Железного, находящийся в лесном массиве, имел высокие значения таких показателей, как БПК₅ и содержание нефтепродуктов, которые обнаруживают загрязнение воды соответствующими веществами, несмотря на то, что ручей протекает в лесном массиве. Вероятно, существует еще некоторое антропогенное влияние, требующее детального изучения.

ГЛАВА 4. БАКТЕРИОПЛАНКТОН ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

Микроорганизмы, участвуя в глобальных биогеохимических циклах, относятся к основным компонентам природных экосистем (Салимовская-Родина, 1932; Родина, 1951; Разумов, Корш, 1960; Кузнецов, 1970; Дзюбан, 2002 и др.). Изменение разнообразия и состава микробного сообщества связано с нарушением физико-химических свойств воды (Wu et al., 2019). В свою очередь, бактерии, выделяя продукты жизнедеятельности, влияют на химический режим водоема, состояние водных сообществ и функционирование экосистемы в целом (Копылов, Косолапов, 2008). Наиболее эффективной микробиологической индикацией качества водной среды становится при одновременном изучении химического состава воды, который необходимо учитывать, принимая во внимание разнообразие способов функционирования бактерий. В условиях влияния заболоченной водосборной территории на экосистемы рек важной задачей становится изучение возможных связей между содержанием гумусовых веществ и количественными показателями бактериопланктона. Такой подход позволяет уточнить индикаторную роль бактерий при биомониторинге высокоцветных вод. Неотъемлемой частью настоящих микробиологических исследований стала санитарная оценка воды городских притоков ввиду активной рекреационной деятельности на водосборе изучаемых рек.

4.1. Пространственная и сезонная изменчивость бактериопланктона р. Лососинки

Результаты исследований 2014 г.

Пространственная изменчивость показателей бактериопланктона р. Лососинки в 2014 г. Несмотря на отсутствие статистических различий химических показателей вдоль русла р. Лососинки (раздел 3.2.1), медианные значения количественных показателей бактериопланктона были выше в русле реки на урбанизированной территории (таблица 4.1). Максимальный количественный градиент по численности бактериопланктона речной воды отмечался между загородным участком реки (ст. L-1) и городскими станциями – ст. L-2 и ст. L-3. Наибольшей разницей медианных значений между загородным и городскими участками характеризовались группы индикаторов фенольного загрязнения (ФОБ) и санитарно-микробиологических показателей (ОКБ и ОМЧ), в 5,6 и 4,4 раза соответственно. Численность СБ и ГБ увеличивалась на городском участке реки в 4,2 и 3,9 раза соответственно, количество УОБ возрастало вдвое. Изменения общей численности бактерий были выражены слабо (таблица 4.1).

Таблица 4.1 – Бактериопланктон р. Лососинки в период открытой воды в 2014 г.

Показатель	Загородный участок	Городской участок		
	ст. L-1	ст. L-2	ст. L-3	ст. L-4
ОЧБ, *10 ⁶ кл/мл	<u>1,43–2,86</u> 1,93 ± 0,33	<u>0,99–2,78</u> 1,71 ± 0,35	<u>1,66–3,22</u> 2,2 ± 0,36	<u>1,63–3,08</u> 2,07 ± 0,31
Средний объем клеток*, мкм ³	<u>0,004–3,6</u> 0,01 ± 0,004	<u>0,004–3,7</u> 0,12 ± 0,013	<u>0,004–2,35</u> 0,16 ± 0,014	<u>0,004–6,11</u> 0,17 ± 0,012
Биомасса бактерий*, мг/л	<u>0,43–0,76</u> 0,64	<u>0,38–1,25</u> 0,88	<u>0,43–0,95</u> 0,77	<u>0,29–1,32</u> 0,81
СБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,39–4,41</u> 1,21 ± 0,48	<u>0,96–8,37</u> 5,09 ± 1,73	<u>0,80–8,03</u> 5,08 ± 1,64	<u>0,88–7,15</u> 2,06 ± 1,63
ГБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,44–9,04</u> 2,17 ± 0,95	<u>1,38–10,44</u> 7,69 ± 2,39	<u>2,37–17,59</u> 9,41 ± 3,69	<u>2,02–16,15</u> 8,63 ± 3,51
ФОБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,19–2,57</u> 0,37 ± 0,36	<u>0,89–3,47</u> 1,16 ± 0,55	<u>0,49–5,21</u> 2,66 ± 1,01	<u>0,99–2,69</u> 1,94 ± 0,48
УОБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,02–0,87</u> 0,11 ± 0,06	<u>0,04–0,66</u> 0,22 ± 0,12	<u>0,05–0,79</u> 0,48 ± 0,16	<u>0,06–0,81</u> 0,15 ± 0,07
ОМЧ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,01–0,55</u> 0,15 ± 0,10	<u>0,32–7,88</u> 0,67 ± 0,53	<u>0,21–2,94</u> 0,60 ± 0,71	<u>0,20–3,06</u> 0,76 ± 0,56
ОКБ, *10 ³ КОЕ/л	<u>1,75–65</u> 11,71 ± 5,06	<u>22,52–690</u> 45,63 ± 65,74	<u>13,51–450</u> 67,50 ± 74,98	<u>28,83–380</u> 45,3 ± 52,36
* Объем клеток и биомасса бактерий измерялись три раза (весной, летом и осенью). В знаменателе приведены средние значения показателей. Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.				

В трансформации аммонийных соединений участвует группа нитрифицирующих бактерий (НБ) (Кузнецов, Дубинина, 1989), численность которых отличалась на участках реки за городом и в черте города. Так, на ст. L-1 их численность варьировала в пределах 10–100 кл/мл, а иногда их наличие и вовсе не определялось. На городском участке реки численность НБ была невысокой и не превышала 100 кл/мл, лишь единожды достигая 1 тыс. кл/мл.

Дисперсионный анализ Крускала–Уоллиса показал, что существует значительная разница в численности исследованных микроорганизмов в зависимости от места отбора проб. Значимым увеличением численности на городских участках реки характеризовались ОКБ, ОМЧ и ФОБ (таблица 4.2).

Таблица 4.2 – Уровень значимости различий между количественными показателями бактериопланктона на различных участках р. Лососинки в 2014 г. (критерий Крускала–Уоллиса)

Показатель	р-значение	Показатель	р-значение
ОЧБ	0,243	ГБ	0,051
ОКБ	0,022	ФОБ	0,020
ОМЧ	0,017	УОБ	0,570
СБ	0,120	НБ	0,051
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом (p < 0,05).			

Далее, с помощью U-критерия Манна–Уитни значимые различия были выявлены по всем показателям гетеротрофного бактериопланктона между ст. L–1 и каждой станцией в городской черте (ст. L–2, L–3, L–4). Различия микробиологических показателей между городскими станциями отсутствовали, что дало основание сравнивать не станции между собой, а отдельно массив данных загородного участка реки (ст. L–1) с общим массивом данных городского участка реки (ст. L–2, L–3, L–4). Анализ с использованием U-критерия Манна–Уитни доказал существенное превалирование численности гетеротрофного бактериопланктона на участке реки в черте города. Дополнительно был проведен парный тест Уилкоксона, который оказался наиболее информативным и выявил значимые отличия между численностью практически всех экологотрофических групп бактериопланктона для загородного и городского участков р. Лососинки (таблица 4.3).

Таблица 4.3 – Уровень значимости различий между количественными показателями бактериопланктона загородного и городского участков р. Лососинки в 2014 г. (парный тест Уилкоксона)

Показатель	р-значение		Показатель	р-значение
ОЧБ	0,735		ГБ	0,018
ОКБ	0,043		ФОБ	0,018
ОМЧ	0,018		УОБ	0,176
СБ	0,018		НБ	0,018
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$).				

В морфологическом составе сообщества в основном доминировали палочковидные формы бактерий. Доля палочек по медианным значениям составляла 63 % от ОЧБ на всех исследуемых участках реки. Постоянное их доминирование свидетельствует о влиянии антропогенного фактора, связанного с увеличением поступления органических веществ (Шорникова, 2008; Хмелевская, 2013; Токинова и др., 2014; Богданова, 2015).

В бактериальном сообществе в соответствии с линейными размерами клеток выделяли мелкие кокковидные бактерии (0,2–0,35 мкм), среднеразмерные кокки диаметром 0,35–0,45 мкм, крупные кокки (0,5–0,8 мкм), мелкие палочки (кокко-бациллы) (менее 2 мкм) и крупные палочки длиной более 2 мкм (Кузнецова, 2017). При транзите речной воды через г. Петрозаводск размерно-морфологическая структура бактериопланктона изменялась: доля мелких кокков снижалась и увеличивалась доля крупных кокков (рисунок 4.1). Такие изменения свидетельствуют об увеличении концентрации ОВ на территории города (Кузнецова, 2017; Кузнецова и др., 2020). Так, на городских станциях по сравнению с фоновой, отмечается некоторое увеличение БПК₅ (таблица 3.3). Однако на ст. L–2 доля мелких кокковых форм клеток немного увеличивается, чему могло способствовать поступление легкоминерализуемого

ОВ со сточными водами ливневой канализации, находящейся выше станции (рисунок 3.2), повлекшее за собой активацию клеток. В целом в бактериальном сообществе р. Лососинки преобладает доля мелких палочек (длиной < 2 мкм).

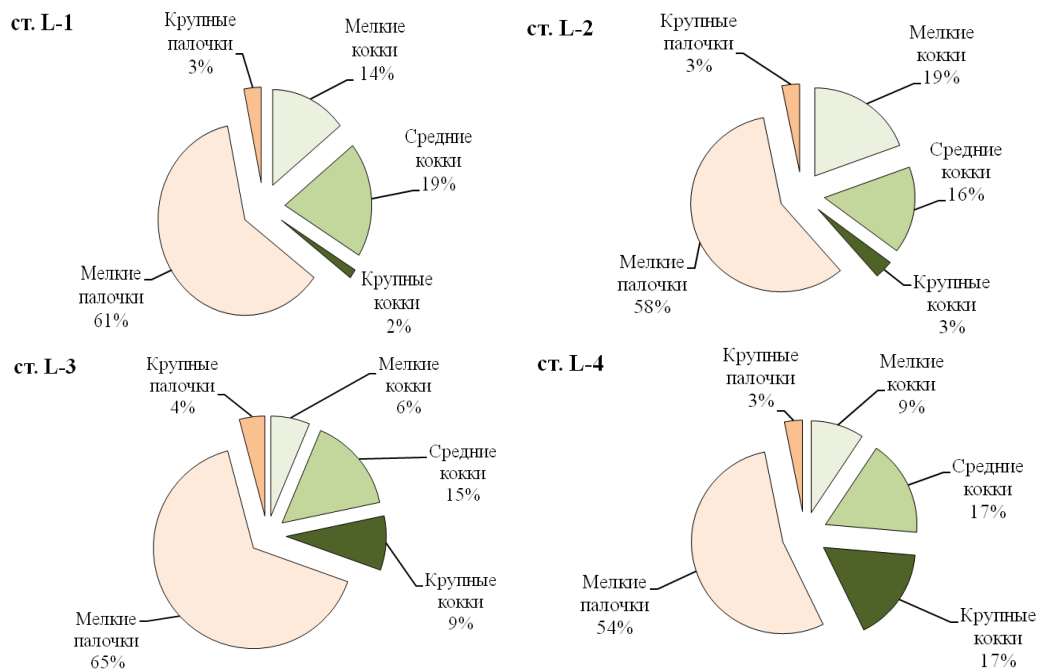


Рисунок 4.1 – Изменения размерно-морфологической структуры клеток бактериопланктона (%) вдоль по течению р. Лососинки в 2014 г.

Средние объемы бактериальных клеток составляли в среднем $0,13 \pm 0,01$ мкм³, $n = 1410$, и увеличивались от ст. L-1 к устью (таблица 4.1), что также свидетельствует об обогащении вод ОВ (Потаенко, 1979). Об увеличении ОВ к устью свидетельствуют показатели химического состава воды: БПК₅ и содержание нефтепродуктов (таблица 3.3). Диапазон изменения биомассы бактерий (ББ) в течение периода исследования составил 0,29–1,32 мг/л. ББ на городских участках реки по сравнению с загородным участком увеличивалась в среднем в 1,3 раза (таблица 4.1). Изменения ББ соответствовали изменениям объемов клеток бактерий.

Сезонная изменчивость показателей бактериопланктона р. Лососинки в 2014 г. На загородном участке р. Лососинки сезонная динамика количественных показателей бактериопланктона между собой была схожей. Сезонный ход ОЧБ и ОМЧ характеризовался двумя подъемами – в июне и августе. Двумя подъемами численности также характеризовались ФОБ и УОБ (рисунок 4.2), достигая максимальных значений в июне и ноябре (коэффициент корреляции Спирмена между УОБ и ФОБ составил 0,89). Сезонные изменения численности СБ и ГБ повторяли друг друга, имея три пика численности – в июне, августе и ноябре (коэффициент корреляции Спирмена между СБ и ГБ – 0,93). При этом наблюдался тренд увеличения численности к концу года. Численность НБ достигала максимума в августе. В целом на загородном участке реки наблюдалась закономерность увеличения эколого-трофических

групп бактериопланктона в раннелетний и позднелетний период (рисунок 4.2).

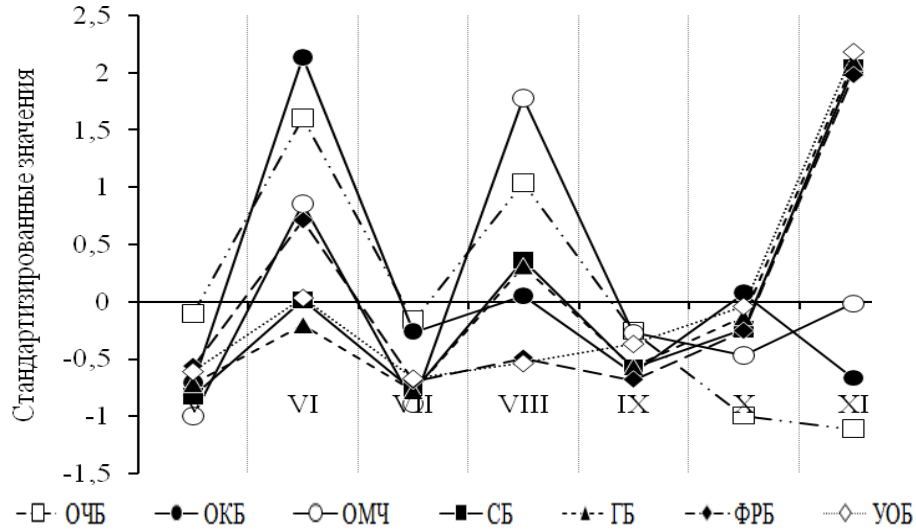


Рисунок 4.2 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на загородном участке р. Лососинки в 2014 г.

На городском участке реки численность СБ и ГБ, как и на фоновом участке, имела положительный тренд увеличения численности к концу сезона (коэффициент корреляции Спирмена между СБ и ГБ составил 0,82) (рисунок 4.3). Такая же картина наблюдалась в отношении ФОБ и УОБ (коэффициент корреляции Спирмена между УОБ и ФОБ – 0,89). Усредненные значения бактериопланктона городского участка реки достигали максимальных значений в летне-осенний период, что связано с поступлением аллохтонного ОВ с ливневыми стоками в осенний паводок.

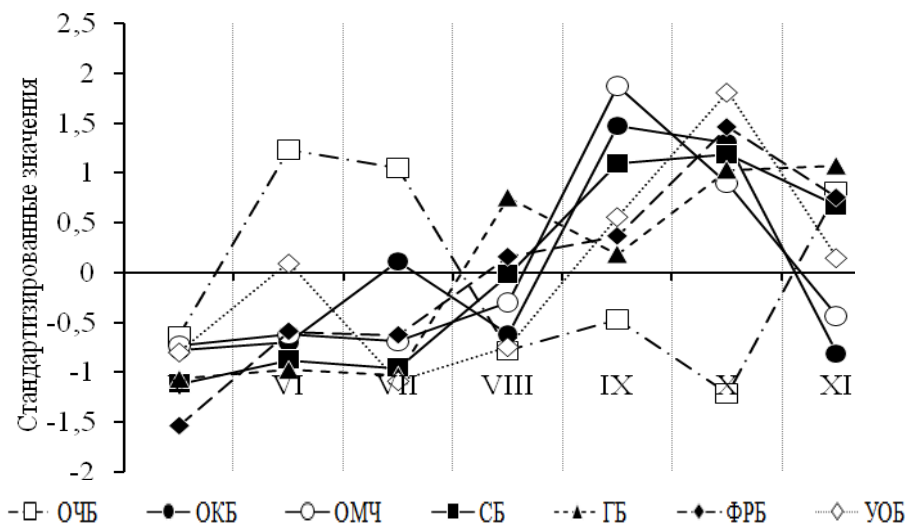


Рисунок 4.3 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на городском участке р. Лососинки в 2014 г.

В целом летний подъем численности бактерий мог обуславливаться максимальным прогревом воды (19 °С), осенний – влиянием паводковых вод, характеризующихся присутствием легкоминерализуемого ОВ и поступлением аллохтонных бактериальных сообществ. Схожая ситуация характерна для рек горно-таежной зоны Хабаровского края (Гаретова, 2005, 2008).

Сезонные изменения были характерны и для размерно-морфологической структуры бактериального сообщества (рисунок 4.4).

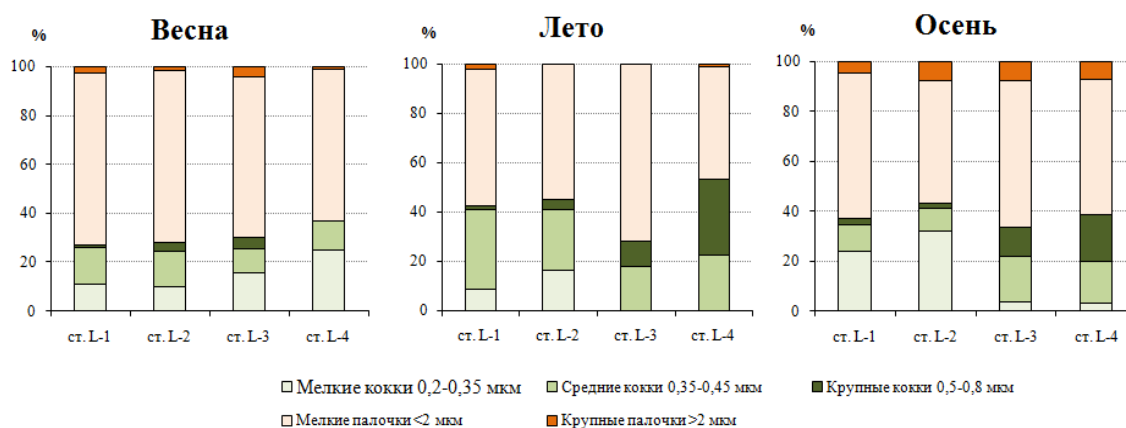


Рисунок 4.4 – Сезонные изменения размерной структуры клеток бактериопланктона вдоль по течению р. Лососинки в 2014 г.

Так, в летний период на городских станциях р. Лососинки почти отсутствовали мелкие кокки, что свидетельствует о поступлении ОВ в этот период, сопровождающемся укрупнением клеток, а, следовательно, и изменением их морфологии. Увеличение доли мелких кокковых и крупных палочковидных форм – наиболее активных компонентов бактериопланктона, имеющих более высокие скорости метаболических процессов (Копылов, Косолапов, 2008; Кузнецова и др., 2020), отмечается в осенний период, вероятно, за счет поступления в этот период различных ОВ с ливневыми (таблица 3.1, рисунок 3.2) и терригенным стоками.

Результаты исследований 2015 г.

Пространственная изменчивость показателей бактериопланктона р. Лососинки в 2015 г. В 2015 г. медианные значения изученных показателей бактериопланктона (таблица 4.4), как в 2014 г., так и в другие периоды исследований (Тимакова, 2013; Теканова и др., 2015), возрастали на городском участке реки (ст. L-2, L-3, L-4) по сравнению с загородным (ст. L-1). Максимальные величины наблюдались в нижнем течении на ст. L-3 и L-4, которые находятся под наибольшим влиянием ливневых сточных вод (рисунок 3.1). Больше других на городской территории по сравнению с загородным участком увеличивалось количество бактерий-индикаторов нефтяного (УОБ) и фекального (ОМЧ и ОКБ) загрязнения воды, в среднем в 9–18 раз. Количество СБ и ФОБ на городском участке реки возрастало в среднем в 3,5–5 раз, ОЧБ – в 1,4 раза.

Таблица 4.4 – Бактериопланктон р. Лососинки в период открытой воды в 2015 г.

Показатель	Загородный участок	Городской участок		
	ст. L-1	ст. L-2	ст. L-3	ст. L-4
ОЧБ, ×10 ⁶ кл/мл	<u>1,73–3,35</u> 2,36 ± 0,23	<u>1,75–3,77</u> 3,0 ± 0,45	<u>2,09–4,76</u> 3,5 ± 0,33	<u>2,3–4,68</u> 3,3 ± 0,35
Средний объем клетки*, мкм ³	<u>0,004–2,83</u> 0,24 ± 0,02	<u>0,004–3,75</u> 0,26 ± 0,02	<u>0,004–2,35</u> 0,16 ± 0,01	<u>0,01–2,04</u> 0,23 ± 0,015
Биомасса бактерий*, мг/л	<u>1,28–1,60</u> 1,43	<u>1,73–2,93</u> 2,35	<u>1,89–3,64</u> 2,64	<u>1,85–3,41</u> 2,51
СБ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>0,21–3,37</u> 0,64 ± 0,1	<u>0,64–5,21</u> 2,2 ± 0,86	<u>0,85–5,98</u> 4,24 ± 1,38	<u>1,18–6,05</u> 3,33 ± 0,75
ГБ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>1,45–4,68</u> 2,3 ± 0,62	<u>1,06–10,13</u> 6,3 ± 1,61	<u>4,94–20,00</u> 10,37 ± 1,94	<u>1,25–11,1</u> 7,81 ± 1,32
ФОб, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>0,14–2,03</u> 0,54 ± 0,48	<u>0,55–4,52</u> 1,42 ± 0,33	<u>0,53–5,91</u> 2,57 ± 0,39	<u>1,11–5,93</u> 2,77 ± 0,63
УОб, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>0,02–0,13</u> 0,07 ± 0,02	<u>0,2–1,36</u> 0,44 ± 0,07	<u>0,3–1,54</u> 0,79 ± 0,24	<u>0,2–1,2</u> 0,42 ± 0,19
ОМЧ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>0,03–0,21</u> 0,07 ± 0,02	<u>0,19–0,91</u> 0,34 ± 0,14	<u>0,16–1,18</u> 0,81 ± 0,27	<u>0,15–1,9</u> 0,79 ± 0,22
ОКБ, ×10 ³ КОЕ/л	<u>1,0–30,3</u> 2,95 ± 3,79	<u>22,44–203,3</u> 41,95 ± 9,23	<u>30,0–169,7</u> 60,32 ± 10,63	<u>28,1–217,7</u> 56,29 ± 9,27
* Объем клеток и биомасса бактерий измерялись три раза (весной, летом и осенью). В знаменателе приведены средние значения показателей. Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.				

Численность нитрифицирующих бактерий (НБ) на всем участке реки в зависимости от сезонных изменений варьировала от минимальных значений (менее 10 кл/мл) до 10³ кл/мл. На загородном участке реки численность НБ часто не превышала нескольких десятков кл/мл. На городских станциях численность НБ варьировала в пределах 10¹–10² кл/мл. Только в весенний паводок (в апреле) отмечалось увеличение численности НБ до 10³ кл/мл на всех станциях.

Непараметрический дисперсионный анализ Крускала–Уоллиса показал наличие статистической значимости между численностью эколого-трофических групп на разных участках отбора проб (таблица 4.5).

Таблица 4.5 – Уровень значимости различий между количественными показателями бактериопланктона на различных участках р. Лососинки в 2015 г. (критерий Крускала–Уоллиса)

Показатель	р-значение	Показатель	р-значение
ОЧБ	0,054	ГБ	0,002
ОКБ	0,001	ФОб	0,012
ОМЧ	0,001	УОб	0,000
СБ	0,015	НБ	0,174
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом (p < 0,05).			

При анализе данных за 2015 г. с использованием U-критерия Манна–Уитни значимое различие в численности эколого-трофических групп бактериопланктона между ст. L–2 и ст. L–4 и ст. L–3 и ст. L–4 отсутствовало. Отмечалось лишь значимое превалирование численности ГБ на ст. L–3 по сравнению со ст. L–2 ($p = 0,03$). С помощью парного теста Уилкоксона было доказано статистически значимое различие между всеми количественными показателями бактериопланктона загородного участка реки и усредненными данными для городского ее участка (таблица 4.6).

Таблица 4.6 – Уровень значимости различий между количественными показателями бактериопланктона загородного и городского участков р. Лососинки в 2015 г. (парный тест Уилкоксона)

Показатель	р-значение	Показатель	р-значение
ОЧБ	0,017	ГБ	0,012
ОКБ	0,012	ФОБ	0,012
ОМЧ	0,012	УОБ	0,012
СБ	0,012	НБ	0,043
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$).			

Сравнение общей численности и количественного развития некоторых эколого-трофических групп бактериопланктона в приустьевом участке реки (ст. L–4) и в прибрежной зоне Петрозаводской губы Онежского озера (ст. P30) (рисунок 2.6) в августе 2015 г. показало, что в озерной воде на расстоянии около 500 м от устья количество СБ, ФОБ и УОБ сокращается в 8–16 раз. ОЧБ снижается в 2 раза (таблица 4.7). Главными причинами такого снижения являются масштабное разбавление речных вод озерными в летнее время и хороший водообмен в заливе. Объем водных масс в заливе составляет $1,55 \text{ км}^3$, период водообмена – 1,6 месяца (Lozovik et al., 2019).

Таблица 4.7 – Количественные характеристики бактериопланктона приустьевого участка р. Лососинки и в Петрозаводской губе Онежского озера в августе 2015 г.

Показатель	Ст. L–4	Ст. P30 (Онежское озеро)
СБ, КОЕ/мл	1180	78
ГБ, КОЕ/мл	5220	266
ФОБ, КОЕ/мл	1230	157
УОБ, КОЕ/мл	270	27
ОЧБ, $\times 10^6$ кл/мл	2,72	1,26

На всех станциях отбора проб, как и в 2014 г., в сообществе доминировали палочковидные формы бактерий: на ст. L–1 их доля составляла 57 % от ОЧБ, в черте города – в среднем 66 %

от ОЧБ. Так, влияние антропогенного фактора сказывается в большей степени на городском участке русла, что подтверждается здесь большими значениями БПК₅ и содержанием нефтепродуктов (таблица 3.6).

Линейные размеры клеток бактериопланктона изменялись вдоль по течению за счет увеличения доли палочковидных форм (рисунок 4.5), характеризующих поступление ОВ на городских участках реки (таблица 3.6) и являющихся активным компонентом в процессах самоочищения (Разумов, 1962). В воде р. Лососинки в сообществе бактериопланктона преобладали мелкие палочки (длиной < 2 мкм).

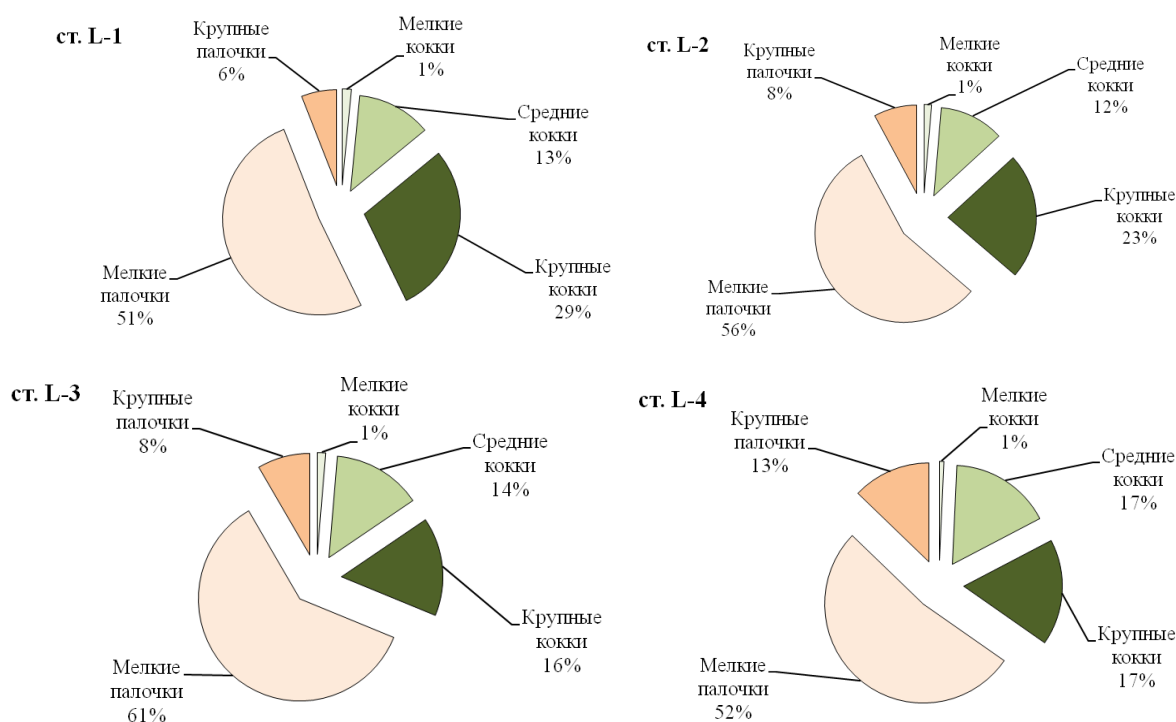


Рисунок 4.5 – Изменения размерно-морфологической структуры клеток бактериопланктона (%) вдоль по течению р. Лососинки в 2015 г.

Объем бактериальных клеток для всех станций р. Лососинки достигал в среднем $0,24 \pm 0,01$ мкм³ ($n = 1325$). Биомасса бактерий (ББ) изменялась в пределах 1,28–3,64 мг/л и в среднем составила 2,23 мг/л. На городских участках реки ББ по сравнению с загородным участком увеличивалась в среднем в 1,8 раза (таблица 4.4). Динамика ББ соответствовала динамике ОЧБ.

Сезонная изменчивость показателей бактериопланктона р. Лососинка в 2015 г. Динамика общей численности бактериопланктона и ФОБ в течение периода открытой воды в 2015 г. на городском участке р. Лососинки была схожей с их сезонными изменениями на загородном участке (Макарова et al., 2022). Изменения общей численности бактерий были выражены слабо. Возрастание количества ФОБ в воде отмечалось в апреле и ноябре

и определялось гидрологическим режимом реки (рисунки 4.6, 4.7). Подтверждена положительная корреляция между динамикой ФОБ и ГБ ($r = 0,86$, коэффициент корреляции Спирмена). Сезонная изменчивость количества бактерий-индикаторов загрязнения воды нефтепродуктами и ОВ, в том числе фекального происхождения, на городском отрезке реки существенно отличалась от загородного (ст. L-1). На загородном участке реки увеличения количества УОБ, ОМЧ и ОКБ не наблюдалось даже во время паводка (рисунок 4.6), что может косвенно указывать на отсутствие сильного загрязнения прибрежных территорий за пределами городской черты нефтепродуктами и ОВ фекального происхождения. Отмечены положительные корреляции между ОЧБ с ОКБ (коэффициент корреляции Спирмена составил $0,71$, $n = 8$), ОЧБ с ОМЧ ($r = 0,79$, $n = 8$), ОЧБ с СБ ($r = 0,75$, $n = 8$) на загородном участке реки.

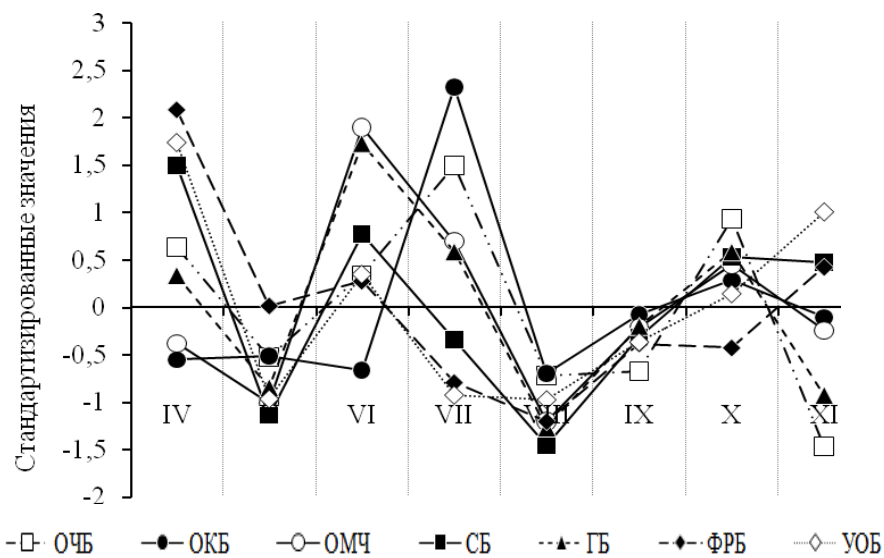


Рисунок 4.6 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на загородном участке р. Лососинки в 2015 г.

На городском участке реки максимальные величины УОБ отмечались весной и осенью во время паводка. Повышение ОКБ и ОМЧ наблюдалось летом и осенью, и не было связано с гидрологическим режимом реки либо с повышением температуры воды в летнюю межень (Makarova et al., 2022). Повышение численности СБ на загородном участке реки происходило в апреле и ноябре за счет поступления легкоминерализуемого ОВ и сапрофитных бактерий с паводковыми водами, а на городском участке реки – весной, летом и осенью (рисунки 4.6, 4.7). Как и в случае с ОМЧ и ОКБ, возрастание количества СБ летом и осенью не было связано с гидрологическим режимом реки. Временные изменения УОБ, ОМЧ, ОКБ и СБ на городском участке реки отражают влияние ливневой канализации и склонового стока с городской территории на формирование бактериального сообщества. На городском участке русла реки отмечены положительные корреляции СБ с ФОБ и УОБ (коэффициент корреляции Спирмена

составил 0,71 и 0,93 соответственно), ГБ с ОЧБ и ОМЧ (коэффициент корреляции Спирмена составил 0,81 и 0,88 соответственно).

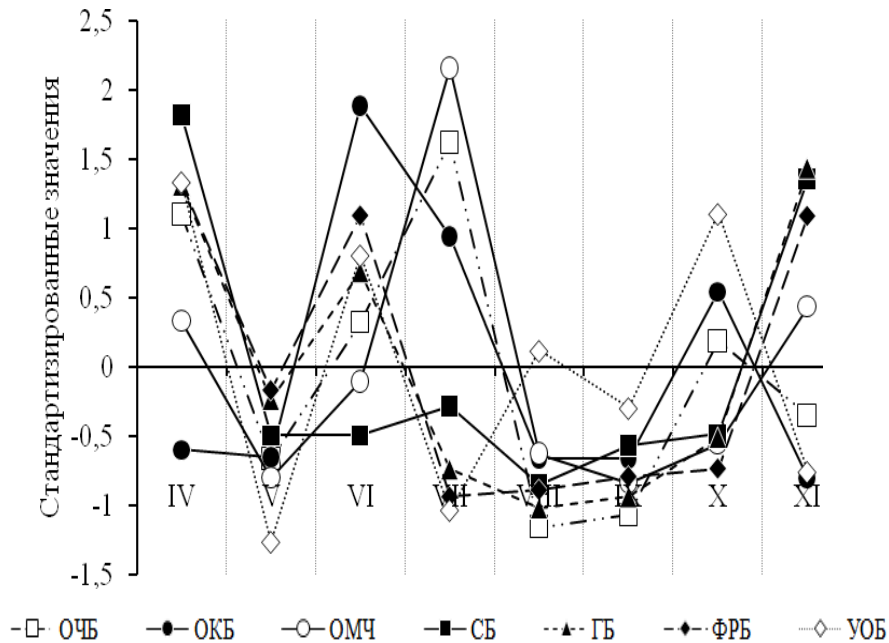


Рисунок 4.7 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на загородном участке р. Лососинки в 2015 г.

Сезонные изменения размерно-морфологической структуры клеток бактериопланктона в 2015 г. были выражены слабо (рисунок 4.8). В течение всего года на всех станциях отбора проб отмечалась малая доля мелких кокковых форм (0,2–0,35 мкм), что свидетельствует о повышенном уровне трофности водотока (Кузнецова, 2017). Среди кокков отмечалось частое превалирование менее приспособленных к конкурентной борьбе за ОВ и биогенные элементы среднеразмерных (диаметром 0,35–0,45 мкм) и крупных кокков (диаметром 0,45–0,8), что также ранее отмечалось для р. Завхан (Западная Монголия) (Кузнецова и др., 2020). Наиболее активные формы бактериопланктона – крупные палочки длиной ≥ 2 мкм – имели большую долю в весенний период, что вероятно, связано с большим поступлением ОВ в этот период. Содержание БПК₅ весной значительно превышала значения летнего и осеннего периодов ($p = 0,006$, U-критерий Манна–Уитни).

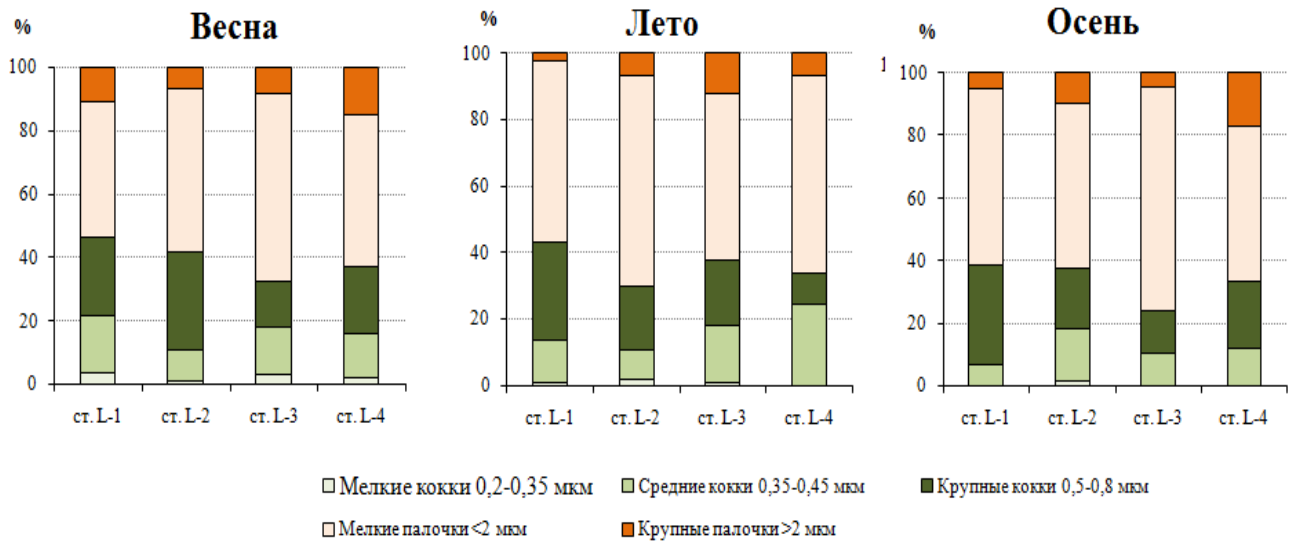


Рисунок 4.8 – Сезонные изменения размерной структуры клеток бактериопланктона (%) вдоль по течению р. Лососинки в 2015 г.

Многолетние изменения бактериопланктона р. Лососинки.

Сезонная динамика численности гетеротрофного бактериопланктона за многолетний период в устье р. Лососинки. При анализе многолетних данных учитывали сезонные изменения наиболее изученных групп бактерий: СБ и ГБ. Для построения траектории использовали литературные и архивные данные за период 1986–2003 гг. и собственные данные за 2011–2016 гг. на приустьевом участке р. Лососинки (ст. L-4). Все данные были привязаны к суткам с начала года и нанесены на один график для оценки их изменчивости. Среднемноголетнюю траекторию сезонной динамики изучаемых групп бактериопланктона вычисляли модифицированным методом скользящих средних (Сярки, 2013).

Как видно из рисунка 4.9, численность СБ увеличивалась в осенний период, что, вероятно, связано с паводковыми водами реки. Коэффициент корреляции Спирмена между сутками наблюдения и численностью СБ был статистически значимым ($r = 0,29$, $n = 85$) на приустьевом участке р. Лососинки.

Многолетняя динамика ГБ на приустьевом участке р. Лососинки также имеет тенденцию увеличения численности в осенний период (рисунок 4.10). Коэффициент корреляции Спирмена ($r = 0,32$, $n = 70$) между сутками наблюдения и количеством ГБ также был статистически значимым на приустьевом участке р. Лососинки.

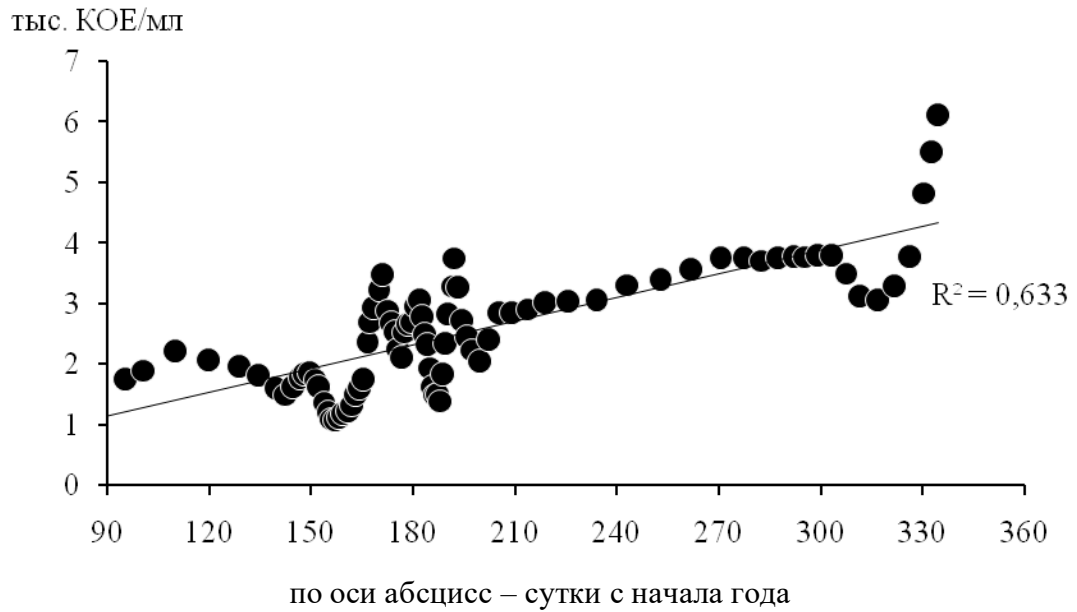


Рисунок 4.9 – Многолетняя сезонная динамика СБ в устье р. Лососинки

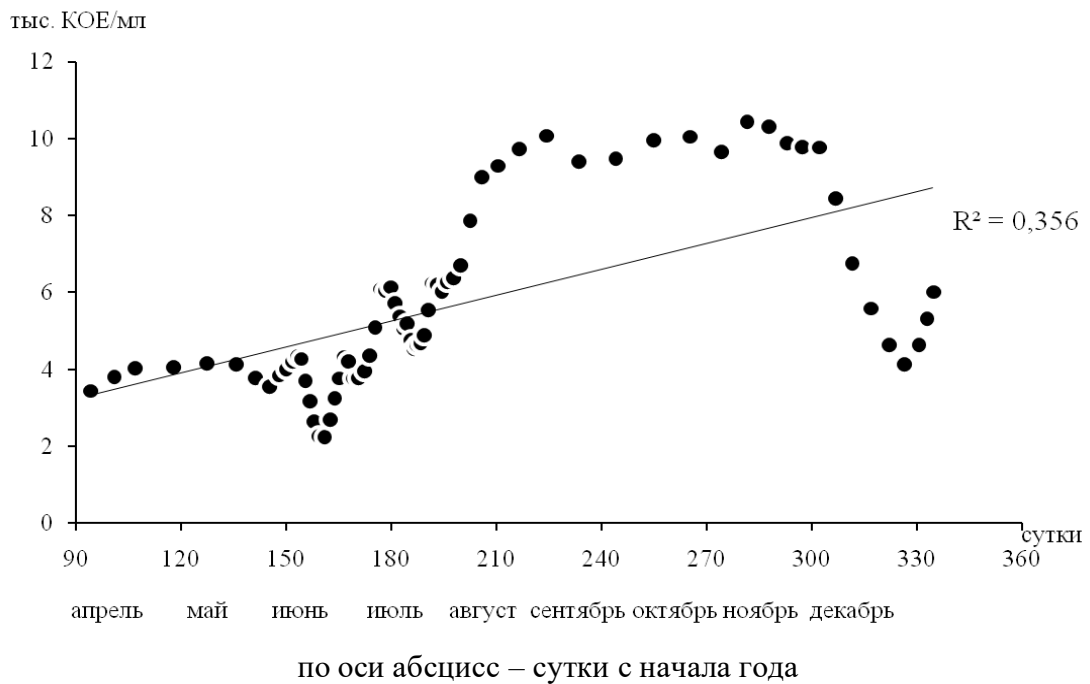


Рисунок 4.10 – Многолетняя сезонная динамика ГБ в устье р. Лососинки

Межгодовая изменчивость поступления гетеротрофного бактериопланктона в Петрозаводскую губу Онежского озера с водами р. Лососинки. Для анализа многолетней динамики численности функциональных групп бактериопланктона на приустьевом участке р. Лососинки (ст. L-4) учитывали пробы, отобранные в летний период (июнь–август) 1986–2016 гг.

Анализ данных показал, что на приустьевом участке р. Лососинки количественные показатели эколого-трофических групп бактериопланктона во временном аспекте имели

тенденцию к увеличению своей численности. Однако статистическое подтверждение имеют только тренды для ГБ (рисунок 4.11). Коэффициент корреляции Спирмена между годом наблюдений и поступлением ГБ в Петрозаводскую губу был статистически значимым ($r = 0,83$, $n = 8$).

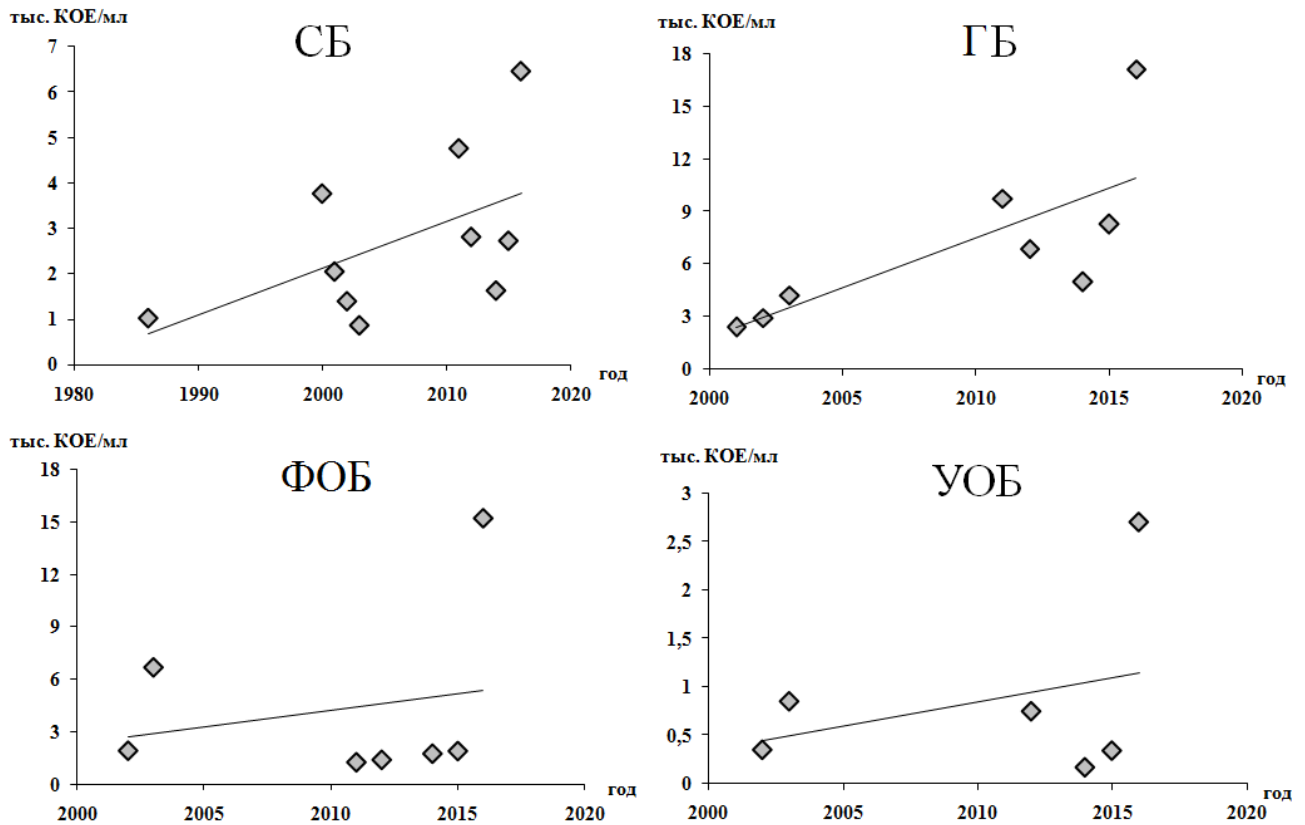


Рисунок 4.11 – Количественное развитие гетеротрофного бактериопланктона в приустьевом участке р. Лососинки за многолетний период с 1986 по 2016 гг.

Таким образом, анализ состояния бактериопланктона р. Лососинки позволил выявить значимое повышение показателей количественного развития бактерий в черте г. Петрозаводска по сравнению с загородным участком реки. В период исследований гидрологический режим обуславливал динамику численности бактерий. При этом на загородном участке р. Лососинки сезонная динамика количественных показателей бактериопланктона между собой была схожей. В морфологической структуре доминировали палочковидные формы бактерий, свидетельствующие о влиянии антропогенного фактора вдоль изучаемого участка русла р. Лососинки и о протекании процессов самоочищения. Среди палочек доминировали мелкие формы длиной < 2 мкм, которые в свою очередь могут изменять форму и увеличивать отношение площади поверхности к объему, тем самым повышая свою конкурентоспособность в сообществе за биогенные элементы и органические вещества (Кузнецова и др., 2020).

4.2. Пространственная и сезонная изменчивость бактериопланктона р. Неглинки

Результаты исследований 2014 г.

Пространственная изменчивость бактериопланктона р. Неглинки в 2014 г. Различия загородного и городского участков р. Неглинки проявляются не только в химическом составе воды (раздел 3.2.2), но и в количественном развитии бактериопланктона (таблица 4.8).

Таблица 4.8 – Бактериопланктон р. Неглинки в период открытой воды 2014 г.

Показатель	Загородный участок	Городской участок	
	ст. N-1	ст. N-2	ст. N-3
ОЧБ, $\times 10^6$ кл/мл	<u>0,6–4,02</u> $0,97 \pm 0,42$	<u>1,10–17,98</u> $5,70 \pm 2,75$	<u>0,85–5,26</u> $3,53 \pm 0,79$
Средний объем клетки*, мкм ³	<u>0,004–11,85</u> $0,07 \pm 0,006$	<u>0,004–2,27</u> $0,17 \pm 0,015$	<u>0,004–2,93</u> $0,09 \pm 0,016$
Биомасса бактерий*, мг/л	<u>0,12–1,12</u> 0,51	<u>0,37–10,18</u> 5,72	<u>0,31–11,44</u> 4,30
СБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	<u>0,15–3,96</u> $1,22 \pm 0,82$	<u>1,8–196</u> $70,6 \pm 53,78$	<u>6,1–27,9</u> $13,5 \pm 3,47$
ГБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	<u>0,18–10,64</u> $1,84 \pm 3,01$	<u>21,76–511</u> $73,6 \pm 100,4$	<u>7,1–42,8</u> $18,9 \pm 5,64$
ФОБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	<u>0,08–3,93</u> $1,15 \pm 1,06$	<u>8,96–149</u> $53,7 \pm 20,76$	<u>2,6–23</u> $9,8 \pm 5,39$
УОБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	<u>0,007–0,26</u> $0,12 \pm 0,06$	<u>0,5–5</u> $4,4 \pm 1,27$	<u>0,2–1,7</u> $0,7 \pm 0,29$
ОМЧ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	<u>0,01–1,23</u> $0,07 \pm 0,06$	<u>1,5–150,1</u> $40,5 \pm 37,71$	<u>1–16,3</u> $6,9 \pm 4,41$
ОКБ, $\times 10^3$ КОЕ/л	<u>0,33–389</u> 15 ± 21	<u>130–6400</u> 3545 ± 1486	<u>111–1464</u> 464 ± 267
* Объем клеток и биомасса бактерий измерялись три раза (весной, летом и осенью). В знаменателе приведены средние значения показателей. Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.			

Данные пространственного распределения количественных показателей бактериопланктона р. Неглинки указывают на резкое увеличение численности всех изучаемых микробных показателей в воде городских станций отбора проб (таблица 4.8). Максимальной численностью бактериопланктона характеризуется ст. N-2, которая в свою очередь находится под влиянием не только большего количества ливневых стоков, но и терригенного смыва с территории частного сектора города и железнодорожного депо. В приустьевом участке реки численность бактерий снижалась, что связано с уменьшением числа точечных источников загрязнения, осаждением загрязняющих веществ на дно реки на пологих участках, а также увеличением к устью порожистости реки и насыщением ее воды кислородом, что приводит к окислению этих загрязняющих веществ, а следовательно, и снижению уровня развития бактерий.

Увеличение численности на городской территории в 31–236 и 99–579 раз было отмечено

для ОКБ и ОМЧ, соответственно. Численность СБ и ГБ возрастала на городской территории в 11–58 и 10–40 раз, соответственно. Количество бактерий, характеризующих техногенное загрязнение (ФОБ и УОБ), также увеличивалось на городском участке реки в среднем в 7–42 раза. ОЧБ на городском участке русла р. Неглинки превышала значения загородного участка реки в 3,5–6 раз.

Распределение нитрифицирующих бактерий (НБ) в русле р. Неглинки зависело от станций отбора проб. На загородном участке реки численность НБ не достигала и минимальных значений 10^1 кл/мл. В черте города их численность была не менее 10^2 кл/мл, при этом на ст. N–2 их численность часто достигала значений в 10^3 кл/мл.

Непараметрический анализ U-критерия Манна–Уитни показал статистически значимые различия количественных показателей загородного участка реки относительно городских станций N–2 и N–3. При сравнении городских станций между собой было обнаружено, что ст. N–2 статистически значимо отличалась по численности бактерий от ст. N–3 лишь по показателям ОЧБ и ГБ (таблица 4.9).

Таблица 4.9 – Уровни значимости U-критерия Манна–Уитни между количественными показателями бактериопланктона загородного и городских участков р. Неглинки в 2014 г.

Показатель	Загородный / Городской		Городской участок
	ст. N–1 / ст. N–2	ст. N–1 / ст. N–3	ст. N–2 / ст. N–3
ОЧБ	0,006	0,110	0,035
ОКБ	0,004	0,006	0,142
ОМЧ	0,002	0,003	0,064
СБ	0,006	0,002	0,085
ГБ	0,002	0,004	0,013
ФОБ	0,002	0,004	0,064
УОБ	0,002	0,006	0,083
НБ	0,001	0,001	0,122
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$).			

На ст. N–1 в 2014 г. в микробном сообществе доминировали кокковые формы бактерий (55 % от ОЧБ), что свидетельствовало о чистоте этих вод (Кожова, 1989). В черте города их численность снижалась до 38 % от ОЧБ, указывая на сильное влияние антропогенного фактора на городском участке русла, связанное с увеличением поступления органических веществ (Шорникова, 2008; Хмелевская, 2013; Токинова и др., 2014), что подтверждается значимым увеличением на городском участке русла БПК₅ и нефтепродуктов (таблица 3.10).

Размерно-морфологическая структура клеток в р. Неглинке существенно различалась в зависимости от места отбора проб. Так, на загородном участке реки отмечалась высокая доля мелких кокков (рисунок 4.12), что характерно при низком содержании ОВ на данном участке русла. Однако в процентном соотношении преобладала доля мелких палочек. Обогащение воды

ОВ на срединном участке реки (таблица 3.9) способствовало увеличению доли крупных палочек (рисунок 4.12, ст. N–2). Снижение поступления различных ОВ к устью реки (раздел 3.1) способствовало снижению доли средних и крупных кокковых форм, а также крупных палочковидных форм. В целом на р. Неглинке отмечается невысокая доля менее конкурентоспособных за субстраты кокковых форм, свидетельствуя о наличии доступного трофического ресурса для таких активных форм, как мелкие кокки (0,2–0,35 мкм) и крупные палочки (> 2 мкм). На городских участках р. Неглинки преобладающей размерно-морфологической группой были мелкие палочки.

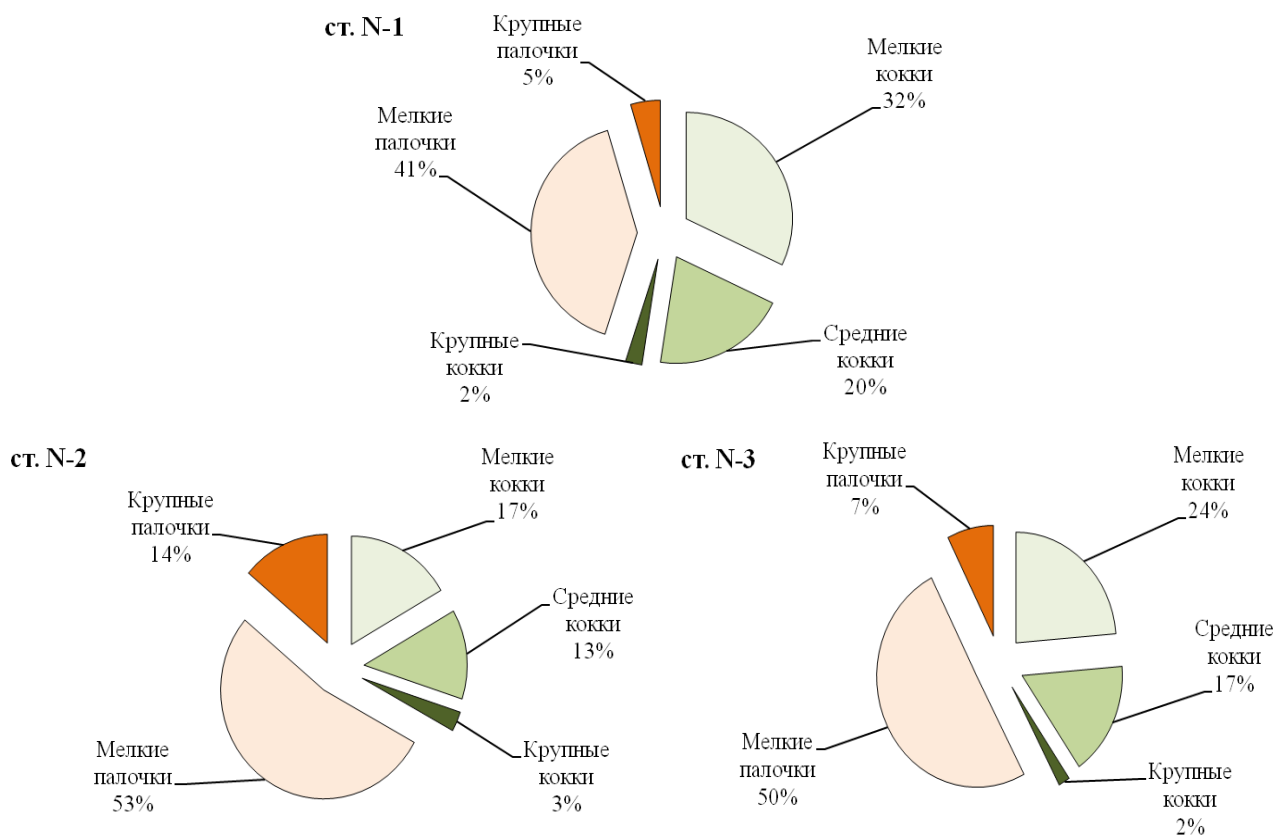


Рисунок 4.12 – Изменения размерно-морфологической структуры клеток бактериопланктона (%) вдоль по течению р. Неглинки в 2014 г.

Средние объемы клеток на загородном участке реки за изучаемый период составляли $0,07 \pm 0,006$ мкм³, $n = 394$. На ст. N–2 в среднем за сезон бактериальный клеточный объем составил $0,17 \pm 0,015$ мкм³, $n = 398$. На приустьевом участке реки средние объемы клеток снижались до $0,09 \pm 0,016$ мкм³, $n = 358$. Укрупнение бактерий, характеризующееся обогащением природных вод ОВ (Потаенко, 1979) и выражающееся в увеличении показателей БПК₅ и содержании нефтепродуктов (таблица 3.9), отмечено на ст. N–2. Увеличение биомассы бактериопланктона на городском участке реки (в среднем в 9,8 раза) происходит за счет увеличения ОЧБ (таблица 4.8). Однако на ст. N–2 по сравнению с загородным участком реки

происходит не только увеличение численности бактерий в 11 раз, но и увеличение размерной структуры клеток в 2,5 раза. В это время на ст. N-3, по сравнению с загородным участком реки, средние объемы клеток немногим увеличивались, а ОЧБ увеличивалась в 8,5 раза.

Сезонная изменчивость показателей бактериопланктона р. Неглинка в 2014 г.

Сезонная динамика количественных показателей была различна на всех трех участках реки. На ст. N-1 увеличение численности всех количественных показателей бактериопланктона было отмечено в августе (рисунок 4.13), когда температура воды достигла своего максимального значения за сезон (13 °С). Однако некоторые показатели (ОЧБ, ГБ, ФОБ, УОБ) имели второй пик численности, в октябре, который, вероятно, обуславливается притоком ОВ с терригенным стоком ввиду выпадения большого количества осадков (7,9 мм) за сутки до отбора проб.

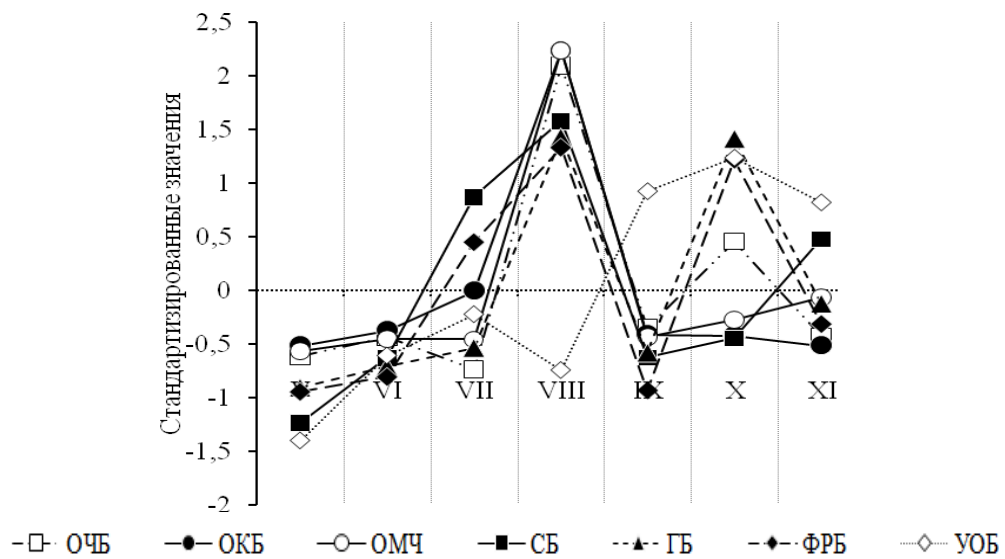


Рисунок 4.13 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на загородном участке р. Неглинка в 2014 г.

На участке реки в центре города (ст. N-2) ОКБ, ОМЧ и УОБ имели три пика численности – в июне, августе и ноябре (рисунок 4.14). Летние максимумы численности обуславливались повышенными температурами воды в этот период (13,5 и 14 °С соответственно) (раздел 2.2.2), а ноябрь характеризовался повышением стока реки (раздел 2.2.2), свидетельствующим об увеличении выпадения осадков в это время и, следовательно, об увеличении ливневого и терригенного стоков в общее русло реки. Схожие сезонные изменения были характерны для рек Хабаровского края (Гаретова, 2005). Численность ОКБ имела положительную корреляцию с ОЧБ, ОМЧ и УОБ (коэффициент корреляции Спирмена составил 0,86, 0,96 и 0,79 соответственно). Динамика СБ, ГБ, ФОБ характеризовалась двумя пиками численности – в августе и ноябре (коэффициент корреляции Спирмена СБ с ГБ и с ФОБ составил 0,86 и 0,82 соответственно), ОЧБ – в июне и ноябре.

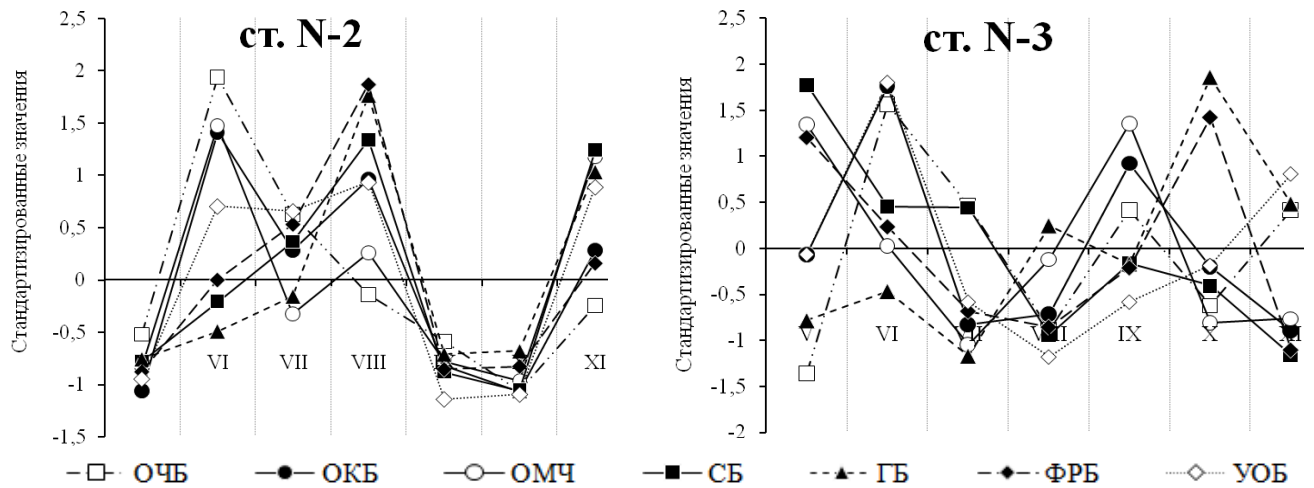


Рисунок 4.14 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на городском участке р. Неглинка в 2014 г.

В приустьевом участке р. Неглинка (ст. N-3) различные количественные показатели бактериопланктона имели различный сезонный характер – вероятно, на этом участке реки поступление ливневых вод выше станции отбора проб обуславливало количественное развитие физиологических групп бактериопланктона. Корреляций численных показателей между эколого-трофическими группами бактерий не установлено.

В сезонном аспекте размерно-морфологической структуры клеток на загородном участке реки (ст. N-1) наблюдалось снижение доли мелких кокков и увеличение доли палочковидных форм от весны к осени (рисунок 4.15), свидетельствуя о поступлении ОВ в речные воды с водосборной территории, что подтверждается некоторым увеличением поступления в реку от весны к осени нефтяных углеводородов. Доля среднеразмерных кокков – наименее конкурентоспособных клеток за потребление трофического ресурса, увеличивалась в летний период, указывая на меньшее поступление различных питательных веществ в речные воды в летнюю межень, что могло повлиять на процесс замедления метаболизма клеток. На ст. N-2 в летний период отмечается увеличение доли палочковидных форм. Осенью увеличивается доля крупных малоактивных крупноразмерных кокков (0,5–0,8 мкм). В приустьевом участке р. Неглинка (ст. N-3) весной отмечается преобладание кокковых форм бактерий (51 % от ОЧБ), заметно увеличивается доля мелких и крупных форм палочек в летний период, осенью увеличивается доля мелких кокков.

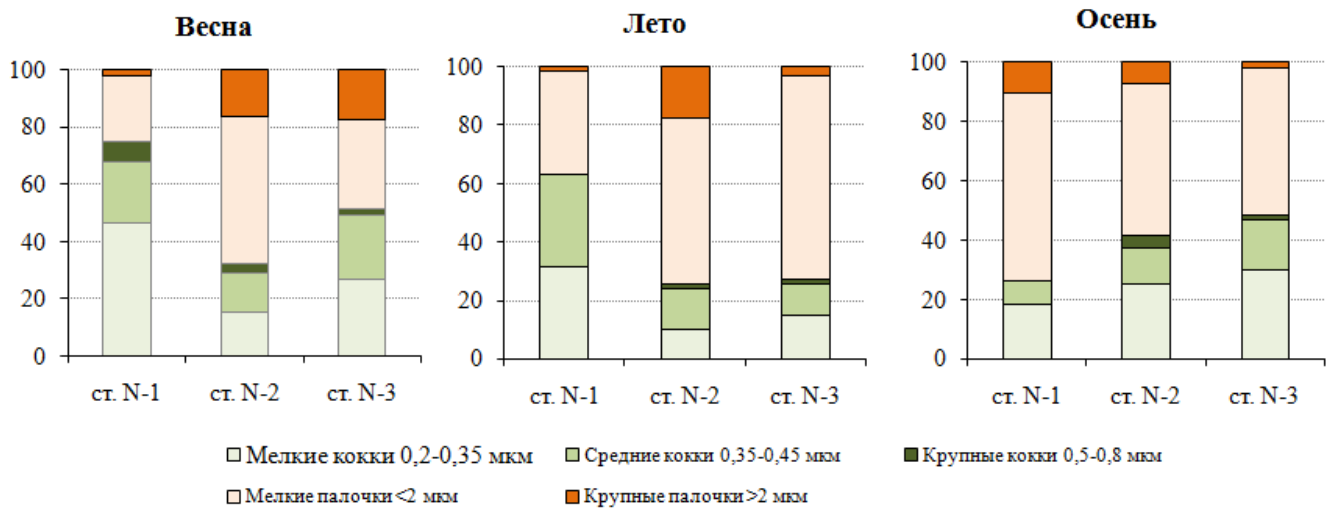


Рисунок 4.15 – Сезонные изменения размерной структуры клеток бактериопланктона (%) вдоль по течению р. Неглинки в 2014 г.

Средние показатели объема клеток на загородном участке реки достигали максимальных величин в летнюю межень, минимальных – в весеннее половодье. На ст. N-2 динамика изменения средних объемов клеток характеризовалась уменьшением их размеров от весны к осени, что подтверждается снижением показателей БПК₅. На приустьевом участке реки средние объемы клеток достигали максимальных значений в весенний период, минимальных – в летний.

Результаты исследований 2015 г.

Пространственная изменчивость бактериопланктона р. Неглинки в 2015 г. Анализ микробиологических показателей за 2014 г. показал, что на различных участках р. Неглинки численность бактерий в воде неодинакова. В 2015 г. наблюдалась схожая ситуация (таблица 4.10).

Пространственное распределение бактериопланктона в р. Неглинке в 2015 г. соответствует распределению 2014 г., когда минимальной численностью бактерий характеризовался загородный участок реки, в середине течения отмечались максимальные количественные показатели, снижающие свою численность к устью реки. Схожие данные пространственного распределения бактериопланктона были получены ранее – в летний период 2011–2012 гг., когда численность бактерий снижалась от ст. N-2 к ст. N-3 (Теканова и др., 2015).

Наибольшим увеличением численности на городской территории по сравнению с загородным участком реки характеризовались санитарно-микробиологические показатели (ОКБ и ОМЧ) и ГБ. Их численность по сравнению с загородным участком реки была выше в 56–443, 14–86 и 12–57 раз, на ст. N-3 и N-2, соответственно. Численность СБ, ФОБ и УОБ в черте города увеличивалась в 7–27, 8–45, 6–32 раза соответственно. Величина ОЧБ на городском участке русла р. Неглинки увеличивалась в среднем в 2 раза.

Таблица 4.10 – Бактериопланктон р. Неглинки в период открытой воды в 2015 г.

Показатель	Загородный участок	Городской участок	
	ст. N-1	ст. N-2	ст. N-3
ОЧБ, *10 ⁶ кл/мл	<u>0,42–2,54</u> 1,46 ± 0,29	<u>2,46–7,46</u> 3,49 ± 0,72	<u>1,57–5,84</u> 3,33 ± 0,68
Средний объем клетки*, мкм ³	<u>0,012–1,44</u> 0,15 ± 0,01	<u>0,004–2,63</u> 0,25 ± 0,03	<u>0,03–3,47</u> 0,28 ± 0,03
Биомасса бактерий*, мг/л	<u>0,31–0,33</u> 0,32	<u>1,08–1,46</u> 1,3	<u>1,13–2,95</u> 1,87
СБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,10–2,23</u> 0,77 ± 0,18	<u>3,00–196,2</u> 20,40 ± 7,02	<u>1,0–41,0</u> 5,05 ± 1,71
ГБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,6–4,59</u> 1,19 ± 0,17	<u>12–429</u> 67,8 ± 24,6	<u>8,85–92</u> 14,8 ± 2,95
ФОБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,10–2,00</u> 0,44 ± 0,19	<u>8,5–88,0</u> 19,85 ± 8,06	<u>0,44–26,0</u> 3,45 ± 2,1
УОБ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,05–0,55</u> 0,23 ± 0,05	<u>0,8–23,0</u> 7,2 ± 2,02	<u>0,14–21,0</u> 1,4 ± 0,47
ОМЧ, *10 ³ КОЕ/мл	<u>0,03–0,24</u> 0,07 ± 0,02	<u>0,10–45,9</u> 6,00 ± 9,31	<u>0,18–13,0</u> 1,0 ± 0,48
ОКБ, *10 ³ КОЕ/л	<u>0,78–40,67</u> 1,86 ± 4,62	<u>300,0–1324,3</u> 823,5 ± 139,6	<u>38,4–837,8</u> 103,6 ± 50,0
* Объем клеток и биомасса бактерий измерялись три раза (весной, летом и осенью). В знаменателе приведены средние значения показателей. Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.			

Развитие НБ на загородном участке реки зачастую было менее 10 КОЕ/мл и лишь дважды достигло 10³ КОЕ/мл (в июле и сентябре). На городских станциях численность НБ не снижалась ниже 10² кл/мл.

Статистическая значимость различий количественных показателей бактериопланктона определяли при помощи непараметрического анализа U-критерия Манна–Уитни (таблица 4.11). В 2015 г. численность бактерий различалась на всех станциях отбора проб.

Таблица 4.11 – Уровни значимости U-критерия Манна–Уитни между количественными показателями бактериопланктона загородного и городских участков р. Неглинки в 2015 г.

Показатели	Загородный / Городской		Городской участок
	ст. N-1 / ст. N-2	ст. N-1 / ст. N-3	ст. N-2 / ст. N-3
ОЧБ	0,001	0,006	0,401
ОКБ	0,001	0,001	0,016
ОМЧ	0,002	0,001	0,074
СБ	0,001	0,002	0,024
ГБ	0,001	0,001	0,018
ФОБ	0,001	0,009	0,009
УОБ	0,001	0,093	0,040
НБ	0,028	0,048	0,317
Примечание: жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом (p < 0,05).			

Сравнение общей численности и количественного развития некоторых эколого-трофических групп бактериопланктона в приустьевом участке р. Неглинки (N–3) и в прибрежной зоне Петрозаводской губы Онежского озера (ст. P22) (рисунок 2.9) в августе 2015 г. показало, что в озерной воде на расстоянии около 500 м от устья количество СБ, ГБ, ФОБ и УОБ сокращается в 19–34 раза. ОЧБ на ст. P22 в августе 2015 г. была сопоставима с ОЧБ речных вод (таблица 4.12). Главными причинами такого снижения являются масштабное разбавление речных вод озерными в летнее время и хороший водообмен (1,6 месяца) в заливе (Lozovik et al., 2019).

Таблица 4.12 – Количественные характеристики бактериопланктона приустьевого участка р. Неглинки и в Петрозаводской губе Онежского озера в августе 2015 г.

Показатель	Ст. N–3	Ст. P22 (Онежское озеро)
СБ, КОЕ/мл	2200	101
ГБ, КОЕ/мл	10800	316
ФОБ, КОЕ/мл	2900	137
УОБ, КОЕ/мл	1000	53
ОЧБ, $\times 10^6$ кл/мл	1,65	1,27

В 2015 г. на всех станциях отбора проб было отмечено доминирование палочковидных форм бактерий. На загородном участке реки, по сравнению с предыдущим 2014 г., их доля увеличилась до 51 % от ОЧБ, в черте города осталась прежней – в среднем 62 % от ОЧБ.

Размерно-морфологическая структура бактериопланктона на всех участках реки характеризовалась малой долей мелких кокковых и крупных палочковидных форм (рисунок 4.16), обладающих интенсивным метаболизмом, что могло служить ответом на снижение поступления легкоминерализуемого ОВ, определяемого по БПК₅ (таблицы 3.9 и 3.12). Отмечается также, по сравнению с 2014 г., увеличение доли крупных кокков и мелких палочек, чьи рост и деление клеток, как правило, происходят медленнее, ввиду меньшего отношения площади поверхности их клеток к объему (Кузнецова и др., 2020), что может свидетельствовать о неблагоприятных для бактерий условиях.

Средние объемы клеток увеличивались вдоль по течению (таблица 4.10). Так, на загородном участке реки средний объем клеток составил $0,15 \pm 0,01$ мкм³, $n = 335$. На ст. N–2 в среднем за сезон бактериальный клеточный объем увеличился до $0,25 \pm 0,003$ мкм³, $n = 332$. На приустьевом участке реки средние объемы клеток достигали $0,28 \pm 0,016$ мкм³, $n = 358$. Укрупнение бактерий вдоль по течению реки обуславливается обогащением природных вод ОВ на городской территории (таблица 3.12). Увеличение биомассы бактериопланктона на городском участке реки (в среднем в 5 раз) происходит как за счет увеличения средних объемов клеток, так и за счет ОЧБ (таблица 4.10).

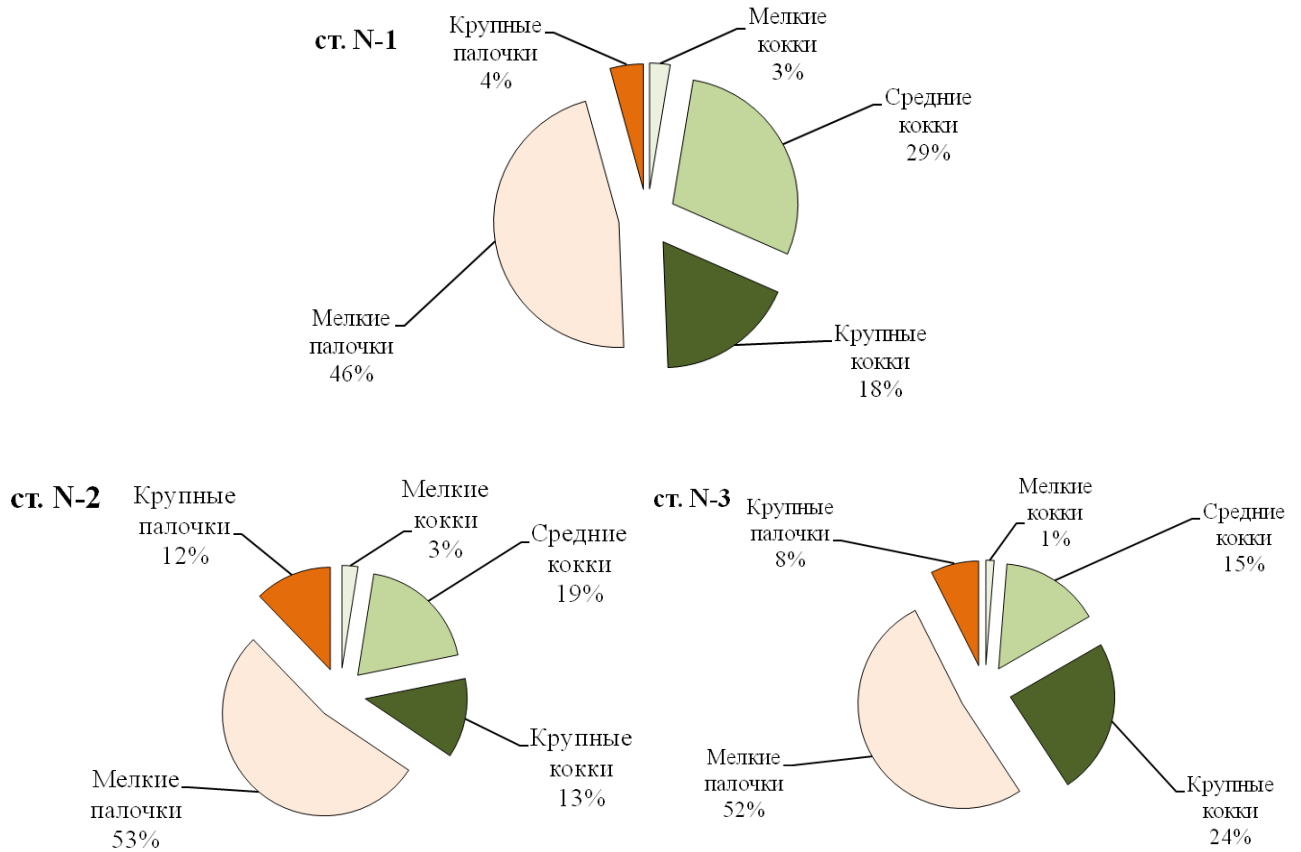


Рисунок 4.16 – Изменения размерно-морфологической структуры клеток бактериопланктона (%) вдоль по течению р. Неглинки в 2015 г.

Сезонная изменчивость показателей бактериопланктона р. Неглинки в 2015 г.

В 2015 г., как и в 2014 г., сезонная динамика количественных показателей бактериопланктона была различна на всех трех участках реки. Численность эколого-трофических групп бактерий на загородном участке р. Неглинки (ст. N-1) в сезонном аспекте характеризовалась двумя подъемами (рисунок 4.17). Санитарно-показательные микроорганизмы (ОКБ, ОМЧ) развивались активно в июле при максимальных значениях температуры воды (10 °С) и в сентябре за счет увеличения объемов выпадения жидких осадков (7 мм за двое суток) накануне отбора проб (коэффициент корреляции Спирмена между ОКБ и ОМЧ – 0,74). Численное развитие СБ и ГБ было максимальным в период увеличения расхода воды – в апреле и ноябре (коэффициент корреляции Спирмена между СБ и ГБ – 0,90), однако закономерность изменения численности бактерий с расходом воды статистически не значима. Для УОБ характерны два пика численности: максимальный – в апреле, и небольшое увеличение – в августе. Для ФОБ отмечены три пика численности: максимальный – в апреле, затем – в июле и в ноябре.

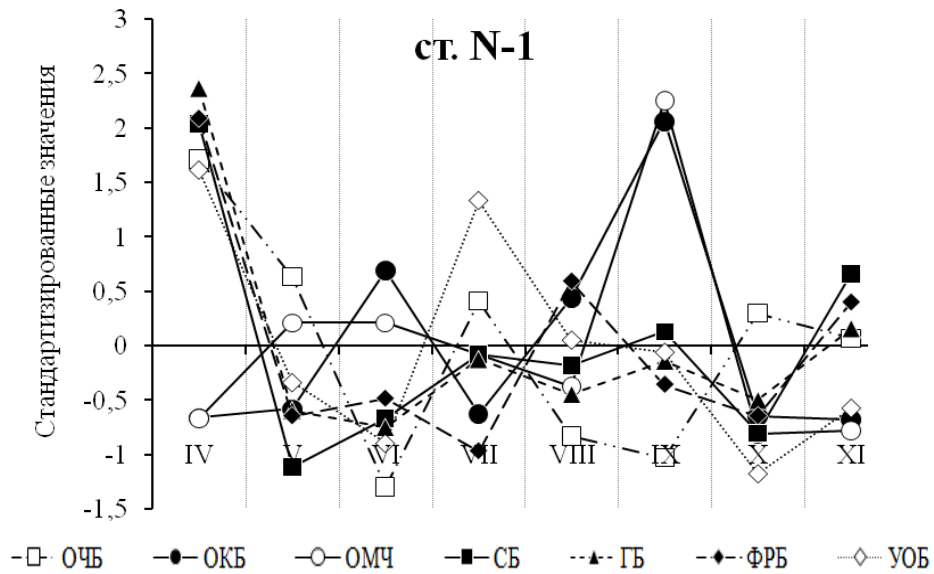


Рисунок 4.17 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на загородном участке р. Неглинки в 2015 г.

На ст. N-2 большинство изученных групп бактерий (ОМЧ, СБ, ГБ, УОБ) имели два пика численности – в июне, при максимально отмеченной температуре воды (12 °С), и сентябре (коэффициент корреляции Спирмена между СБ с ОМЧ, ГБ и УОБ составил 0,95, 0,98 и 0,79, соответственно) (рисунок 4.18). Развитие ОКБ повторяло свою динамику на ст. N-1, когда численность достигала максимальных величин в июле и сентябре. Три пика численности были характерны для ОЧБ и ФРБ: в апреле, июне, сентябре для ОЧБ и в апреле, августе и октябре для ФРБ. ОЧБ имела положительную корреляцию с эколого-трофическими группами бактерий, за исключением санитарно-показательных микроорганизмов (ОКБ, ОМЧ) и НБ.

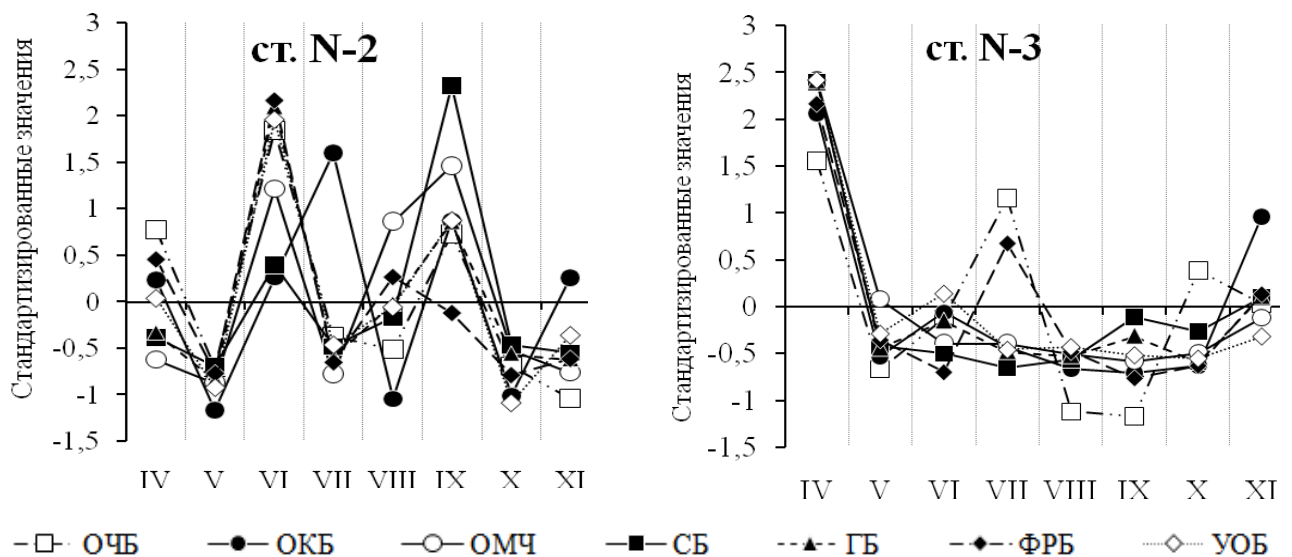


Рисунок 4.18 – Сезонная динамика численности эколого-трофических групп бактериопланктона (стандартизированные значения) на городском участке р. Неглинки в 2014 г.

В приустьевом участке реки (ст. N–3) наблюдалась связь развития бактерий с гидрологической ситуацией (расход воды). Так, ОКБ, ОМЧ, СБ, ГБ достигали высоких показателей в весенне-осеннее половодье (апрель, ноябрь), однако статистическую зависимость удалось установить только для ОМЧ и СБ (коэффициенты корреляции Спирмена $r = 0,72$ и $r = 0,81$ соответственно) (рисунок 4.18). Величина ОЧБ имела три подъема численности – в апреле, июле и октябре и положительно коррелировала с изменениями численности ОКБ и ФОБ (коэффициент корреляции Спирмена $r = 0,72$ с каждой из двух групп бактерий). Численность ФОБ достигала развития в апреле, июле и ноябре. Количественное развитие УОБ было высоким в апреле и июне и положительно коррелировало с развитием ОКБ и ОМЧ (коэффициент корреляции Спирмена составлял 0,74 и 0,77, соответственно).

Изменения в морфологической структуре в сезонном аспекте характеризовались снижением доли кокковых форм в летний период на всех участках р. Неглинки. Также на всех участках реки отмечается уменьшение доли мелких кокковых форм от весны к осени.

Сезонная динамика изменений размерно-морфологической структуры была схожей с таковой в 2014 г. Для загородного участка реки в 2015 г., как и в 2014 г., характерно преобладание в летний период среднеразмерных кокков и мелких палочковидных форм (рисунок 4.19), свидетельствующих о слабом протекании бактериальных процессов. На участке реки в центре города наблюдалось увеличение палочковидных форм бактерий летом и далее – осенью, при этом в осенний период увеличивалась доля крупных палочек и крупных кокков. Лишь в приустьевом участке наблюдалось снижение доли палочковидных форм к осени и преобладание среднеразмерных и крупных кокков.

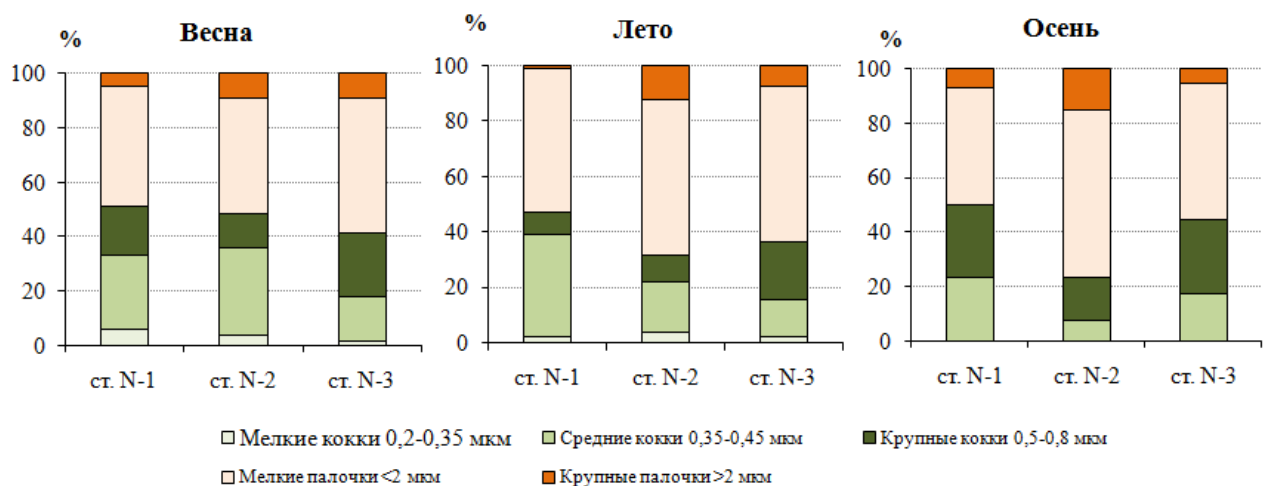


Рисунок 4.19 – Сезонные изменения размерной структуры клеток бактериопланктона (%) вдоль по течению р. Неглинки в 2015 г.

Средние объемы клеток бактерий характеризовались увеличением от весны к осени на ст. N–1 и ст. N–2. На приустьевом участке реки средние объемы клеток достигали максимальных значений в летний период, минимальных – в весенний.

Многолетние изменения бактериопланктона р. Неглинка.

Сезонная динамика численности гетеротрофного бактериопланктона за многолетний период в устье р. Неглинка. При анализе многолетних данных учитывали сезонные изменения наиболее изученных групп бактерий: СБ и ГБ. Для построения траектории использовали литературные и архивные данные за период 1986–2003 гг. и собственные данные за 2011–2016 гг. на приустьевом участке р. Неглинка (ст. N–3). Все данные были привязаны к суткам с начала года, нанесены на один график для оценки их изменчивости. Среднемноголетнюю траекторию сезонной динамики изучаемых групп бактериопланктона рассчитывали модифицированным методом скользящих средних (Сярки, 2013).

Как видно из рисунка 4.20, численность СБ достигала максимальных значений в период весенних паводков, также небольшой пик численности характерен для осеннего периода. Коэффициент корреляции Спирмена между сутками наблюдения и численностью СБ на приустьевом участке р. Неглинка был статистически незначимым ($r = 0,17$, $p > 0,05$, $n = 64$).

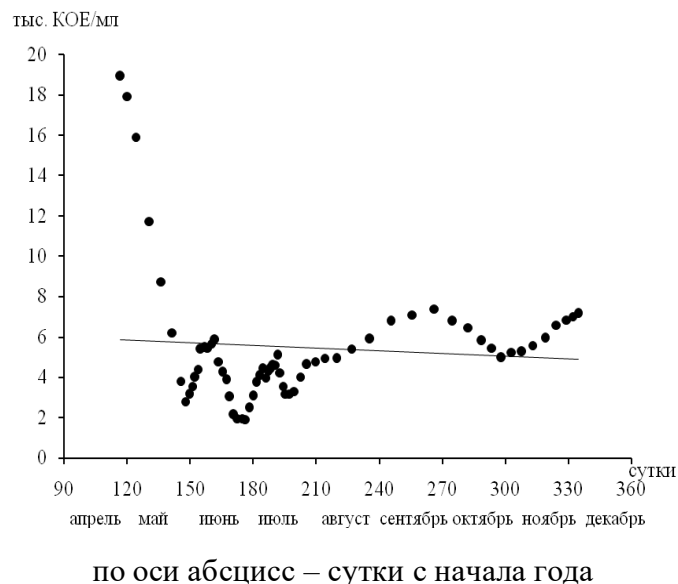


Рисунок 4.20 – Многолетняя сезонная динамика численности СБ в устье р. Неглинка

Динамика численности ГБ в многолетнем аспекте на приустьевом участке р. Неглинка характеризовалась двумя пиками – весной и осенью, что, вероятно, связано с паводковым режимом реки (рисунок 4.21). Коэффициент корреляции Спирмена между сутками наблюдения и численностью ГБ на ст. N–3 также был статистически незначимым ($r = 0,18$, $p > 0,05$, $n = 60$).

Межгодовая изменчивость поступления гетеротрофного бактериопланктона в Петрозаводскую губу Онежского озера с водами р. Неглинка. Для анализа многолетней динамики численности гетеротрофного бактериопланктона на приустьевых участках рек учитывали пробы, отобранные в период 1986–2016 гг. в летнее время (июнь–август).

На приустьевом участке р. Неглинка в межгодовом аспекте наблюдается некоторая тенденция к увеличению численности СБ в летний период (рисунок 4.22). Многолетняя

изменчивость численности ФОБ проявляет противоположную к СБ тенденцию количественного развития. Показатели численности ФОБ во временном аспекте характеризуются направленностью к снижению численности.

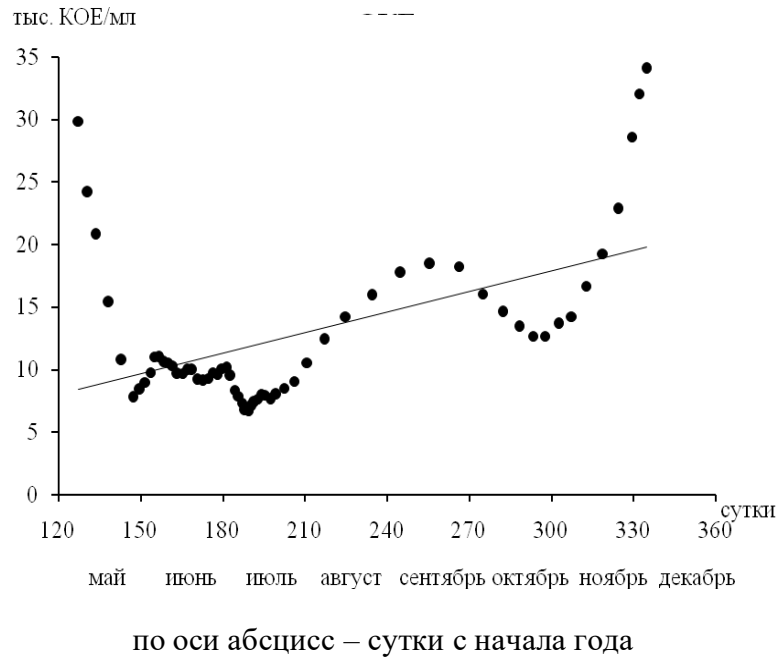


Рисунок 4.21 – Многолетняя сезонная динамика численности ГБ в устье р. Неглинки

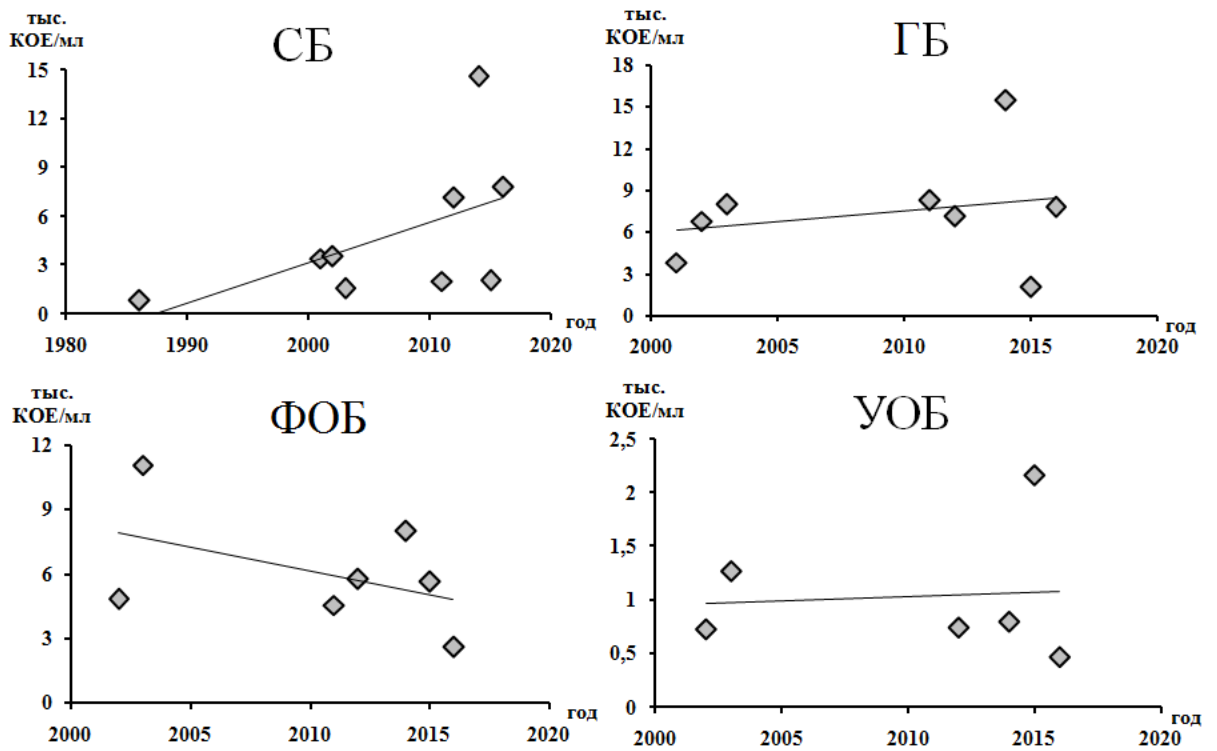


Рисунок 4.22 – Количественное развитие гетеротрофного бактериопланктона в приустьевом участке р. Неглинки за многолетний период с 1986 по 2016 гг.

Анализ количественного содержания бактерий в водах р. Неглинки позволил выявить значимое повышение показателей микробиоты в среднем ее течении. Снижение численности бактерий вниз по течению реки происходило за счет ряда факторов: уменьшения числа точечных источников загрязнения, осаждения загрязняющих веществ на дно, увеличения порожистости реки и насыщения ее воды кислородом, а также интенсивности бактериальных процессов. Развитие некоторых групп бактерий обуславливалось гидрологическим режимом. Так, на загородном участке реки отмечались статистически значимые изменения в сезонном аспекте ОКБ и УОБ. На городском участке русла сезонные изменения численности бактерий от сезона не зависели. При транзите р. Неглинки через территорию г. Петрозаводска в морфологической структуре начинали доминировать палочковидные формы бактерий, свидетельствующие о поступлении аллохтонного ОВ в речные воды. Среди палочек доминировали мелкие формы длиной < 2 мкм, которые в свою очередь могут изменять форму и увеличивать отношение площади поверхности к объему, тем самым повышая свою конкурентоспособность.

4.3. Бактериопланктон руч. Железного

Количественные характеристики бактериопланктона руч. Железного. Ручей Железный, несмотря на удаленность от города, имеет высокие значения бактериальных показателей (таблица 4.13).

Таблица 4.13 – Бактериопланктон руч. Железного в период открытой воды 2014–2015 гг.

Показатель	Данные за 2014 г.	Данные за 2015 г.
ОЧБ, ×10 ⁶ кл/мл	<u>1,52–4,76</u> 1,97 ± 0,15	<u>0,83–3,14</u> 1,64 ± 0,37
Средний объем клетки*, мкм ³	<u>0,004–2,90</u> 0,09 ± 0,01	<u>0,02–4,71</u> 0,20 ± 0,02
Биомасса бактерий*, мг/л	<u>0,56–4,22</u> 1,24 ± 0,19	<u>0,51–1,23</u> 0,57
СБ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>1,16–24,42</u> 1,98 ± 1,34	<u>0,32–5,36</u> 0,67 ± 0,18
ГБ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>1,29–27,87</u> 4,48 ± 1,91	<u>1,23–9,92</u> 2,77 ± 1,26
ФОБ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>0,43–22,74</u> 2,55 ± 0,56	<u>0,26–3,02</u> 1,18 ± 0,3
УОБ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>0,04–0,76</u> 0,14 ± 0,08	<u>0,07–0,28</u> 0,24 ± 0,05
ОМЧ, ×10 ³ КОЕ/мл	<u>0,08–5,28</u> 0,29 ± 0,11	<u>0,01–0,53</u> 0,05 ± 0,03
ОКБ, ×10 ³ КОЕ/л	<u>3,64–673</u> 28,5 ± 17,63	<u>0,2–42,0</u> 5,78 ± 3,02
* Объем клеток и биомасса бактерий в 2015 г. измерялись три раза (весной, летом и осенью). В знаменателе приведены средние значения показателей.		
Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.		

Медианное значение ОЧБ за 2014–2015 гг. на руч. Железном составило 1,84 млн кл/мл. Разница между минимальными и максимальными величинами за оба периода исследований незначительна – 2 раза.

Медианные значения численности СБ за время исследований составили 1,21 тыс. КОЕ/мл. Наибольшим представительством характеризовались ОКБ, медианная численность которых составляла 12,33 тыс. кл/л за оба года исследований, при этом в 2014 г. численность ОКБ была выше, чем в 2015 г., в среднем в 5 раз. Численность ОКБ и ОМЧ коррелировала между собой (коэффициент корреляции Спирмена составил 0,9 и 0,8 в 2014 и 2015 гг., соответственно).

Численности ФОБ и УОБ за 2014–2015 гг. достигали 1,58 и 0,21 тыс. КОЕ/мл соответственно. Доля УОБ от СБ варьировала в широких пределах, от 0,4 до 80 %, что могло свидетельствовать о поступлении нефтепродуктов с водосборной территории, что, вероятно, обусловлено наличием нескольких автодорог, пересекающих руч. Железный.

В целом, сравнивая численность изученных эколого-трофических групп бактериопланктона за оба года исследований в воде между фоновыми участками городских рек (ст. L–1 и ст. N–1) с изученной станцией руч. Железного, отмечено, что в руч. Железном численность бактерий выше в среднем в 1,5–2 раза. Лишь по численности ОКБ участок руч. Железного был сопоставим с загородным участком р. Неглинки.

Развитие нитрифицирующих бактерий (НБ) было различным в разные годы исследований. Так, в 2014 г. их наличие было выявлено в августе в количестве нескольких десятков в 1 мл, а в остальное время их развитие не фиксировалось (не достигало и 10^1 кл/мл). В 2015 г. высокие численные показатели НБ (10^3 кл/мл) были обнаружены в осенний период – в сентябре и ноябре, в остальные месяцы НБ не были обнаружены.

В целом в воде руч. Железного отмечено высокое содержание бактериальных показателей по сравнению с загородными участками рек Лососинки и Неглинки, что дает основание говорить о недостаточной изученности водосборной территории руч. Железного и возможном наличии дополнительных источников антропогенного загрязнения помимо автотрасс.

На изученном участке руч. Железного повсеместно отмечалось преобладание палочковидных форм бактерий: 68 % от ОЧБ – в 2014 г. и 61 % от ОЧБ – в 2015 г. Высокая доля палочковидных форм, вероятно, связана с поступлением в водоток трудноразлагаемого ОВ (Мамонтова, 1998).

В 2014 г. отмечается преобладание в бактериальном сообществе мелких кокковых и палочковидных форм (рисунок 4.23), свидетельствующих о возможном протекании активных бактериальных процессов, за счет присутствия легкоминерализуемого ОВ (таблица 3.15). В 2015 г. снижение поступления легкоминерализуемого ОВ и биогенных элементов (таблица 3.15) приводит к увеличению доли среднеразмерных и крупных кокков – наименее конкурентоспособных форм за органические субстраты (Кузнецова, 2017).

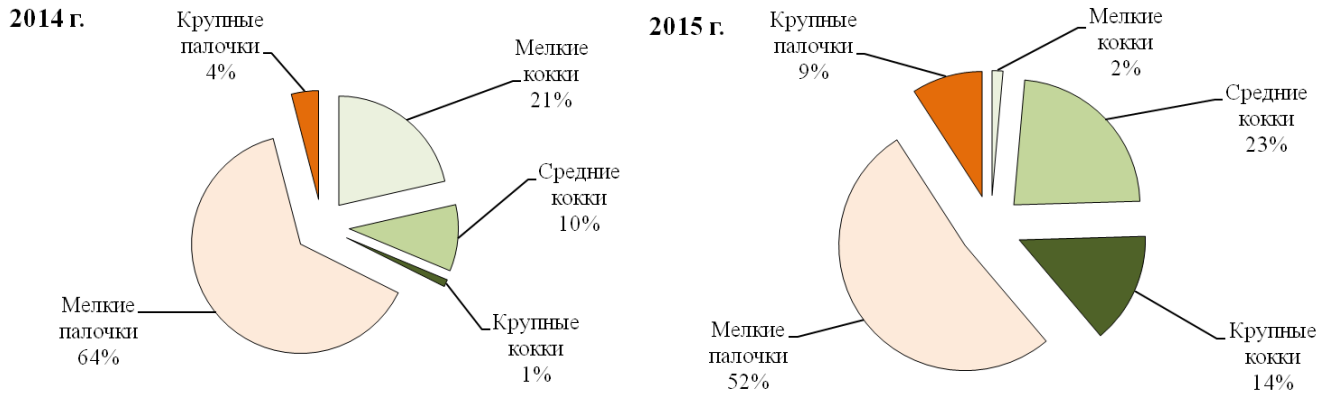


Рисунок 4.23 – Размерно-морфологическая структура клеток бактериопланктона (%) в руч. Железном в период открытой воды в разные годы исследований

Средние объемы клеток изменялись в зависимости от сезона и года отбора проб. Так, средние величины объема клеток в 2014 г. составляли $0,14 \pm 0,01$ мкм³, $n = 909$, достигая максимальных величин в летнюю межень, минимальных – в осенний паводок. В 2015 г. наименьшие размеры клеток были зафиксированы в летний период, весной средние клеточные объемы немногим отличались от летних значений, а осенью отмечались максимальные размеры. В среднем за сезон бактериальный клеточный объем составил $0,35 \pm 0,03$ мкм³, $n = 325$.

Биомасса бактерий (ББ) за 2014 г. составляла 1,24 мг/л и в 2015 г. – 0,57 мг/л. В 2014 г. ББ зависела от средних объемов клеток (коэффициент корреляции Спирмена $r = 0,9$), в 2015 г. снижение ББ связано с уменьшением численности бактерий (таблица 4.13).

Сезонная динамика микробиологических показателей руч. Железного. В 2014 г. статистически значимых различий изменения численности изучаемых групп бактериопланктона в сезонном аспекте не обнаружено. Сезонный ход развития бактериопланктона в 2014 г. характеризовался одним пиком численности: в июне – для ОЧБ, в августе – для изучаемых эколого-трофических (ГБ, ФОб, УОб) и санитарно-показательных групп бактериопланктона (ОКБ, ОмЧ). Двумя подъемами численности – в июне и августе – характеризовались только сапрофиты (рисунок 4.24).

В 2015 г. достоверные сезонные изменения были выявлены для санитарных показателей (ОКБ, ОмЧ) и ГБ и ФОб ($p = 0,05$, U-критерий Манна–Уитни), численность которых достигала максимальных значений в летний период. Большинство изученных групп бактериопланктона имело один подъем численности – в июле (рисунок 4.25). Двумя подъемами характеризовалась группа УОб – в апреле и июне–сентябре, три пика было отмечено для ОЧБ – в июне, августе и ноябре.

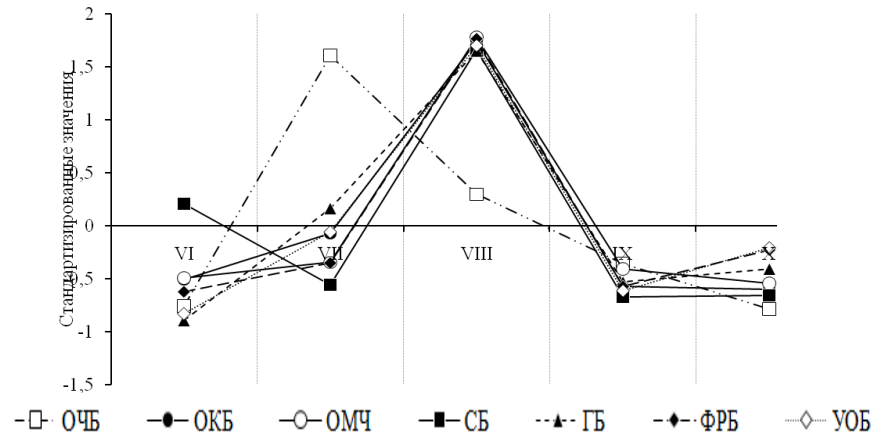


Рисунок 4.24 – Сезонная динамика бактериопланктона (стандартизированные значения) в 2014 г. на руч. Железном (ст. IC)

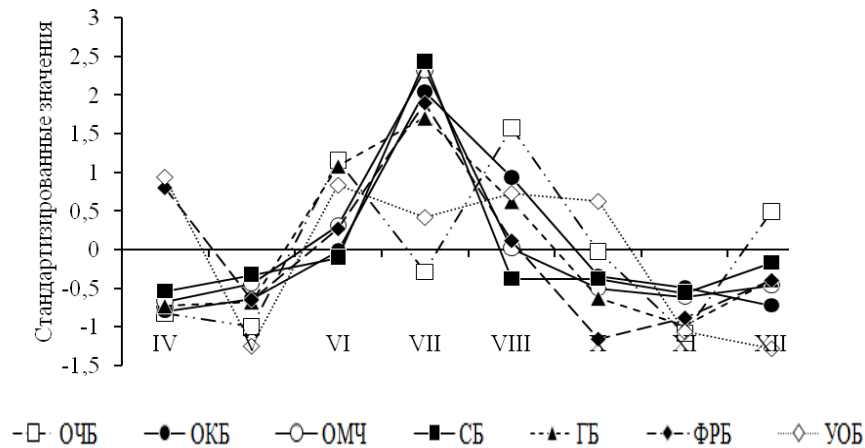


Рисунок 4.25 – Сезонная динамика бактериопланктона (стандартизированные значения) в 2015 г. на руч. Железном (ст. IC)

В 2014 г. сезонная динамика изменений размерно-морфологической структуры бактериопланктона характеризовалась увеличением доли кокков в осенний период до 48 % от ОЧБ, в то время как летом их доля составляла 27 % от ОЧБ. Осенью отмечалось увеличение мелких кокковых форм, обладающих высокими скоростями роста (рисунок 4.26).

В 2015 г. также отмечалось увеличение доли кокковых форм в осенний период – до 45 % от ОЧБ, по сравнению с весенними (40 % от ОЧБ) и летними (32 % от ОЧБ) показателями. Отмечалось постепенное снижение крупных палочек и кокков от весны к осени (рисунок 4.26). Весной и осенью увеличение доли кокковых форм происходило, главным образом, за счет увеличения численности среднеразмерных кокков с низкими скоростями метаболических процессов.

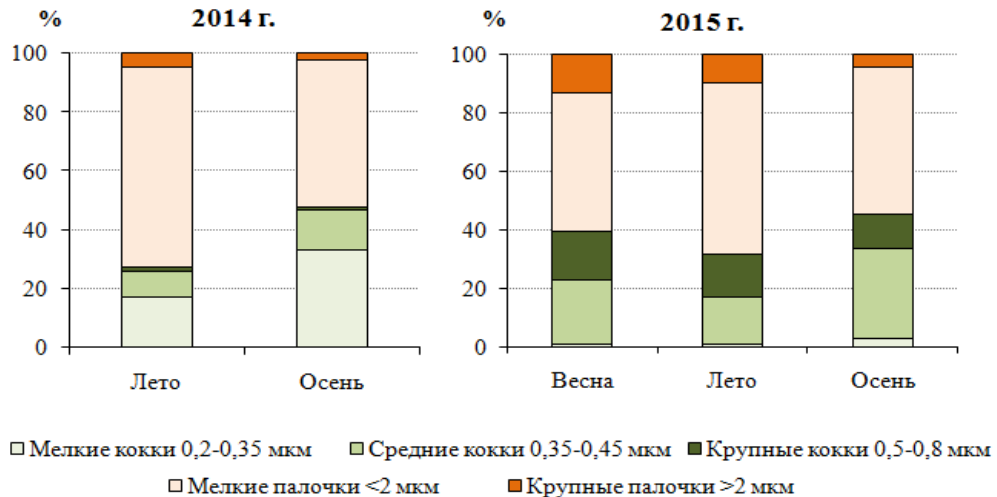


Рисунок 4.26 – Сезонные изменения размерной структуры клеток бактериопланктона (%) в руч. Железном в разные годы исследований

Средние объемы клеток бактерий в период июня–октября 2014 г. имели тенденцию к постепенному уменьшению, в 2015 г. наоборот – с весны к осени отмечалось их увеличение. Сезонные изменения ББ в 2014 г. характеризовались постепенным увеличением от июня к августу, в сентябре наблюдали резкое снижение ББ более чем в 3 раза, с последующим снижением в октябре. В 2015 г., когда изменение ББ производили раз в сезон, значения ББ имели максимальные величины в летний период, в то время как весенние и осенние показатели были ниже в 2 раза и сопоставимы между собой.

В целом анализ количественных данных бактериопланктона в воде руч. Железного показал, что водоток характеризуется высокой численностью эколого-трофических групп бактериопланктона. В воде руч. Железного отмечены высокие значения бактериальных показателей по сравнению с загородными участками рек г. Петрозаводска – Лососинкой и Неглинкой. Вероятно, такие высокие показатели бактериопланктона связаны с возможным существованием на водосборной территории помимо автомобильных дорог дополнительных источников антропогенного воздействия, что требует в дальнейшем более детального анализа ситуации на водосборе руч. Железного.

4.4. Количественные характеристики бактериопланктона притоков юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера в разные периоды

В сентябре 2014 г. исследовали р. Нелуксу, на водосборе которой находится городская свалка ТБО (раздел 2.2.4, рисунок 2.12). Данные микробиологических исследований вдоль русла реки представлены в таблице 4.14.

Таблица 4.14 – Показатели бактериопланктона на различных участках р. Нелуксы в 2014 г.

Участок реки	Номер станции	ОЧБ	СБ	ГБ	УОБ	ОМЧ	ОКБ
		$\times 10^6$ кл/мл	$\times 10^3$ КОЕ/мл			$\times 10^3$ КОЕ/л	
Фоновый участок	ст. 1	3,99	4,55	28,52	0,63	0,249	18,001
Среднее течение	ст. 2	2,2	2,36	17,93	0,51	0,165	28,608
Устье	ст. 3	1,96	2,94	10,68	0,91	0,18	44,905

Интересно, что в среднем течении р. Нелуксы (ст. 2) ОЧБ, а также численность СБ, ГБ, ОМЧ и УОБ оказались меньшими, чем на фоновой ст. 1. В приустьевом участке реки (ст. 3) отмечалось дальнейшее снижение ОЧБ и численности ГБ, в то время как количество СБ, условно-патогенных микроорганизмов (ОКБ) и УОБ возрастало по сравнению со ст. 2 в среднем течении (таблица 4.14). Лишь по количеству ОКБ исток р. Нелуксы (ст. 1) являлся наименее загрязненным. Наибольшая численность ОКБ обнаружена в нижнем течении реки (ст. 3). Дополнительным источником поступления доступного органического субстрата и условно-патогенных микроорганизмов на приустьевом участке р. Нелуксы может служить терригенный сток с расположенных ниже ст. 2 двух дачных кооперативов, «Виктория» и «Нелукса», а также детского лагеря отдыха. Также стоит учитывать, что отбор проб воды проходил в дождливую погоду, дожди шли и в предшествующие дни. Влияние терригенного стока на водную экосистему р. Нелуксы за счет малых размеров водотока с небольшим расходом воды может проявляться быстро и быть значительным.

В целом в воде устьевого участка р. Нелуксы, несмотря на неблагоприятную санитарно-бактериологическую обстановку и влияние свалки, количественное содержание различных физиологических групп бактериопланктона было ниже, чем в приустьевых участках городских рек в это время (таблица 4.15) (Теканова, Макарова, 2016), что связано с поступлением основного стока с территории полигона ТБО в другой приток Онежского озера – р. Сельгскую (Зобков и др., 2021).

Таблица 4.15 – Микробиологическая характеристика воды устьевых участков рек г. Петрозаводска в сентябре 2014 г. (Теканова, Макарова, 2016)

Показатель	Лососинка	Неглинка
ОЧБ, $\times 10^6$ кл/мл	1,63	1,96
ГБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	14,2	42,8
СБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	7,15	11,7
УОБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	0,81	0,7
ОМЧ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	3,06	2,5
ОКБ, $\times 10^3$ КОЕ/л	60,00	145,455

В 2015 г. для оценки возможного загрязнения Онежского озера были проведены микробиологические исследования приустьевых участков рек его юго-западного и северо-

западного побережья (таблица 4.16). Берега изучаемых рек являются в разной степени антропогенно освоенными и имеют разную степень нагрузки из-за деятельности объектов сельскохозяйственного назначения (раздел 3.1).

Таблица 4.16 – Бактериопланктон приустьевых участков притоков юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера в 2015 г.

Река	ОЧБ	ОКБ	ОМЧ	СБ	ГБ	ФОБ	УОБ
	$\times 10^6$ кл/мл	кл/л	$\times 10^3$ КОЕ/мл				
Нелукса	1,78	18 935	0,17	2,22	5,50	1,26	0,54
Орзег	1,76	7969	0,05	1,45	4,76	1,26	0,64
Деревянка	1,28	12 469	0,13	2,51	8,46	1,22	0,88
Пухта	2,81	5563	0,37	2,85	4,86	2,51	1,26
Шокша	2,41	7001	0,11	1,55	5,38	1,67	0,84
Большая Уя	2,32	5969	0,05	1,86	9,77	1,08	0,6
Лижма	1,94	3563	0,03	0,55	1,16	0,65	0,19

В период исследований величины эколого-трофических групп бактериопланктона на различных станциях изученных притоков сильно различались. Количество ОКБ ниже критического значения, равного 5000 КОЕ/л (СанПиН 1.2.3685-21), свидетельствовало о рекреационной возможности приустьевых участка только р. Лижмы.

Показатели техногенного загрязнения – ФОБ и УОБ – оказались повышенными в воде всех станций рек. Их численность была наибольшей в воде приустьевых участка р. Пухты. Наилучшая экологическая ситуация была выявлена на приустьевом участке р. Лижмы.

В 2016 г. на реках г. Медвежьегорска – Кумсе и Вичке, как и на петрозаводских водотоках, пробы воды отбирали за городом и в черте города (рисунок 2.13). Развитие бактериопланктона в реках характеризовалось увеличением численности бактерий к устью (таблица 4.17).

Таблица 4.17 – Бактериопланктон изучаемых рек г. Медвежьегорска в июне 2016 г.

Река	Участок отбора	ОЧБ	ОКБ	ОМЧ	СБ	ГБ	ФОБ	УОБ
		$\times 10^6$ кл/мл	кл/л	$\times 10^3$ КОЕ/мл				
Кумса	К-1	1,54	7778	0,02	0,25	0,52	0,51	0,03
	К-2	1,75	10 667	0,27	0,33	1,02	0,88	0,05
	К-3	2,33	12 581	0,15	0,65	2,06	1,40	0,19
Вичка	V-1	2,38	20 000	0,14	0,57	2,67	0,78	0,14
	V-2	3,17	24 516	0,23	0,76	3,15	1,41	–
	V-3	4,68	22 522	0,6	1,5	8,3	2,9	0,9
«–» Отсутствие данных.								

В большей степени в приустьевых участках обеих рек по сравнению с их загородными участками увеличивалась численность ГБ, ОМЧ и индикаторов присутствия фенольных соединений (ФОБ): для р. Кумсы – в 4, 7,5 и 3 раза соответственно, для р. Вички – в 3, 3,7 и 4

раза соответственно. Численность УОБ изменялась вдоль по течению в воде р. Кумсы и р. Вички в среднем в 6,4 раза. Количество СБ на обеих реках возрастало к устью в 2,6 раза. Общая численность бактерий на городских участках изменялась в 1,5 и 2 раза для рек Кумсы и Вички соответственно. При этом на всех участках обеих рек содержание в воде ОКБ было значительным и превышало допустимую для объектов рекреационного использования норму в 5000 КОЕ/л (СанПиН 1.2.3685-21).

В целом обе реки подвержены влиянию урбанизированной территории, что проявляется в увеличении численности бактерий, в том числе условно-патогенных (ОКБ), на участках рек в черте города. Увеличение численности бактериопланктона в реках, протекающих через урбанизированную территорию, закономерно и отмечается многими авторами (Биоиндикация..., 2007; Водотоки..., 2015; Копылов и др., 2015; Hauptmann et al., 2016; Wu et al., 2019; Акулова и др., 2022).

Резюмируя полученные данные по количественным показателям бактериопланктона притоков юго-западного, северо-западного и северного побережий Онежского озера, можно заключить, что поступление бактерий с изученными притоками в Онежское озеро не высоко, по сравнению с реками, протекающими по территории г. Петрозаводска.

Заключение к главе. Анализ данных бактериопланктона рек Лососинки и Неглинки позволил выявить статистически значимое увеличение изучаемых микробиологических показателей в черте г. Петрозаводска по сравнению с фоновыми участками рек. Так, в черте города ОЧБ увеличивается в 1,5–3 раза, СБ, ГБ, ФОБ – в среднем в 20 раз, УОБ – в 15 раз, санитарно-показательные микроорганизмы (ОКБ и ОМЧ) увеличивают численность в 132 раза.

В период исследований динамика численности бактерий обуславливалась как температурным режимом, так и поступлением ливневых стоков и терригенного смыва за счет выпадения осадков накануне отборов. Однако в большинстве случаев из-за высокой изменчивости микробиологических показателей статистическая значимость с природными факторами отсутствовала.

Многолетние сезонные данные по численности СБ и ГБ в приустьевом участке р. Лососинки свидетельствуют об увеличении численности этих групп бактерий к концу года, а в приустьевом участке р. Неглинки характеризуются нелинейными изменениями: наибольший пик численности для данных групп бактерий характерен в весеннее половодье (апрель–май), небольшое их количественное развитие отмечается в осенний паводок (сентябрь) и к концу календарного года (декабрь).

Анализ многолетних данных с 1986 по 2016 гг. за летний период показал, что на приустьевом участке р. Лососинки количественные показатели СБ, ГБ, ФОБ и УОБ во временном аспекте имеют тенденцию увеличения своей численности, однако статистическое

подтверждение увеличения численности имеют только ГБ. На приустьевом участке р. Неглинка количественные показатели СБ во временном аспекте имеют тенденцию увеличения своей численности, а ФОБ имеют направленность к снижению своих количественных показателей, при этом обе группы бактерий не имеют статистического подтверждения. Изменение численности ГБ и УОБ в приустьевом участке р. Неглинка во временном аспекте не происходит.

За период исследований 2014–2015 гг. установлено, что наибольшее количество гетеротрофных бактерий привносит в Петрозаводскую губу Онежского озера р. Неглинка, нежели р. Лососинка (таблицы 3.3, 3.6, 3.9, 3.12). Высокая численность санитарно-показательных микроорганизмов в обеих реках дает основание утверждать: прибрежная зона в месте впадения рек не соответствует нормативам рекреации, где часто купаются жители города. Особенно дает повод для тревоги тот факт, что речные воды Неглинки поступают в Петрозаводскую губу вблизи городского водозабора.

Таким образом, антропогенное влияние г. Петрозаводска на реки, протекающие по его территории, огромно – они принимают в себя ливневые стоки города и выносят их в Петрозаводскую губу Онежского озера.

Анализ количественного содержания бактерий в воде руч. Железного показал, что водоток характеризуется высокой численностью гетеротрофных бактерий. Для руч. Железного были характерны синхронные изменения с одним пиком численности бактерий в летний период, что связано с отсутствием антропогенной нагрузки и основным влиянием природных факторов. Особенно сезонные изменения были отмечены для условно-патогенных микроорганизмов (ОКБ), ОМЧ, ГБ и ФОБ, численность которых достигала максимальных значений в летний период. Активное развитие эколого-трофических групп бактерий характеризовало руч. Железный как загрязненный фенольными и нефтяными углеводородами, а также условно-патогенными микроорганизмами. В целом в воде руч. Железного отмечено высокое содержание бактериальных показателей по сравнению с фоновыми участками урбанизированных рек Лососинки и Неглинки.

ГЛАВА 5. ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПЛАНКТОНА ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В 2014 г.

Свет, температура и течение являются основными факторами, контролирующими обменные процессы в проточных экосистемах (Fisher et al., 1982; Bott et al., 1985; Uehlinger et al., 2000). Но зафиксировать скорость фотосинтеза и деструкции в речных системах не так легко, поскольку в связи с быстрым течением рек полугорного типа, формы фитопланктона встречаются в небольших количествах. Кроме того, скорость фотосинтеза будет зависеть от сообществ макрофитов, перифитона и привносимого ОВ с водосборной территории (Богатов, Федоровский, 2017). Продукционно-деструкционные процессы планктонных сообществ на реках Лососинке, Неглинке и руч. Железном исследовали в период открытой воды в 2014 г.

5.1. Продукционно-деструкционные показатели в воде р. Лососинки

Величина скорости фотосинтеза в воде р. Лососинки на станциях отбора проб с быстрым течением была схожа, в то время как на плесовом участке реки (ст. L-3) с замедленным течением, отсутствием перекаатов и затенения пологом деревьев, скорость фотосинтеза увеличивалась вдвое (таблица 5.1).

Таблица 5.1 – Первичная продукция, деструкция и их соотношение в воде р. Лососинки в 2014 г.

Показатель	Загородный участок	Городской участок		
	ст. L-1	ст. L-2	ст. L-3	ст. L-4
Фотосинтез (A), мкг С/л·сут	<u>8–86</u> 36 ± 16	<u>4–170</u> 36 ± 38	<u>8–508</u> 81 ± 66	<u>19–94</u> 37 ± 17
Деструкция (R), мкг С/л·сут	<u>6–126</u> 38 ± 17	<u>21–224</u> 98 ± 46	<u>10–245</u> 111 ± 62	<u>4–126</u> 62 ± 26
A/R	<u>0,2–2,6</u> 1,1 ± 0,3	<u>0,1–1,7</u> 0,6 ± 0,2	<u>0,4–2,3</u> 0,9 ± 0,3	<u>0,5–5,1</u> 0,6 ± 0,1
(A) Первичная продукция. (R) Деструкция. Примечание: над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.				

Деструкция ОВ в воде р. Лососинки была слабой. На загородном и приустьевом участках реки процесс деструкции ОВ был сопоставим, а на ст. L-2 и L-3 становился интенсивнее (таблица 5.1), что обуславливается обогащением речной воды аллохтонным ОВ, поступающим с ливневыми стоками (раздел 3.1).

Непараметрический анализ W-критерия Уилкоксона доказал значимое различие скорости фотосинтеза между плесовым участком реки ст. L-3 и приустьевым ст. L-4 ($p = 0,046$), что связано с лучшими условиями развития фитопланктона на ст. L-3. Также было установлено значимое различие скорости деструкции между быстротекущими участками реки – ст. L-2

и ст. L-4 ($p = 0,028$), что, вероятно, характеризуется поступлением бóльшего количества загрязняющих веществ выше ст. L-2.

Максимальная скорость фотосинтеза в русле реки наблюдалась в летний период при увеличении температуры воды (рисунок 5.1). К концу вегетационного сезона процесс фотосинтеза снижался и достигал наименьших величин, что связано со снижением температуры воды и уменьшением продолжительности светового дня. Статистическое подтверждение влияния температурного фактора на скорость фотосинтеза установлено для ст. L-3 и ст. L-4 (коэффициент корреляции Спирмена составил 0,93 для обеих станций). Сезонная динамика величины фотосинтеза в русле реки была схожей как на загородном ст. L-1 участке реки, так и на городском участке ст. L-2. Повышенные значения фотосинтеза на фоновом участке реки могут быть связаны как с температурой воды, так и с наличием фитопланктонных организмов, поступающих из озера Лососинного, являющимся истоком р. Лососинки.

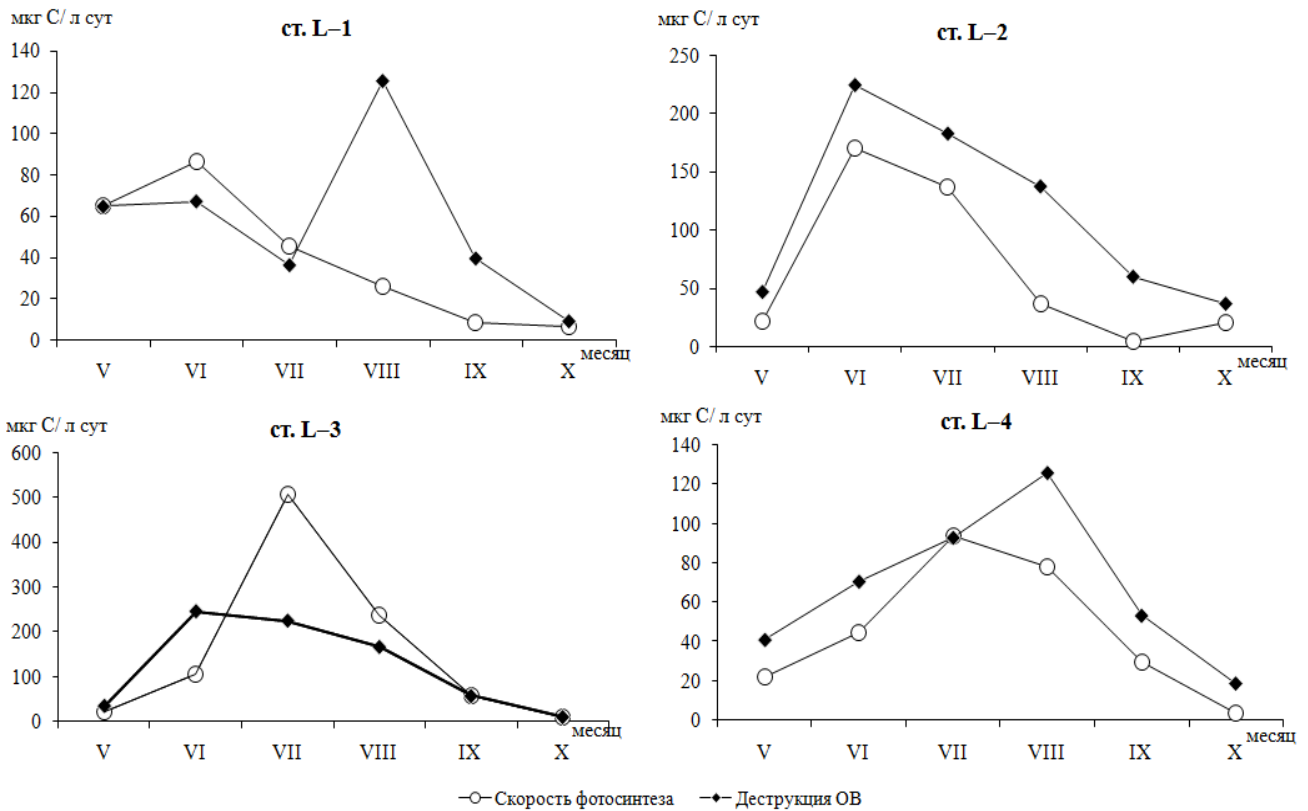


Рисунок 5.1 – Сезонная динамика изменения скорости фотосинтеза и деструкции на р. Лососинке в 2014 г.

Сезонная изменчивость величин деструкции ОВ была схожей для загородного (ст. L-1) и приустьевого (ст. L-4) участков реки, где отмечались максимальные величины в августе, и ст. L-2 и ст. L-3 с максимальными величинами деструкции в июне (рисунок 5.1). Однако статистическое подтверждение синхронности изменения деструкции ОВ на различных станциях отсутствует ($p > 0,05$).

Скорости фотосинтеза и деструкции в воде р. Лососинки положительно коррелировали между собой на городских станциях: коэффициент корреляции Спирмена для городских участков составил $r = 0,83$, $r = 0,83$, $r = 0,94$ для ст. L-2, ст. L-3 и ст. L-4 соответственно.

Биотический баланс (A/R) за время исследования на загородном (ст. L-1) и плесовом (ст. L-3) участках реки был положительным в летний период, что определяется превышением интенсивности фотосинтеза над величиной деструкции ОВ (рисунок 5.1). На городской территории биотический баланс резко отрицательный (таблица 5.1), что характерно при поступлении в русло реки аллохтонного ОВ с ливневыми стоками города и терригенного стока (Горбунов, 1975; Бульон, Сиротский, 2015). Также данная ситуация может свидетельствовать о гетеротрофном характере функционирования речной экосистемы (Теканова, Тимакова, 2006). Класс качества воды по соотношению A/R на загородном (ст. L-1) и плесовом (ст. L-3) участках реки соответствует чистым водам, на ст. L-2 и ст. L-4 – загрязненным (Оксиюк и др., 1993). Согласно классификации Винберга Г. Г. (1960), по скорости фотосинтеза ст. L-1 и ст. L-4 относятся к малопродуктивным, а ст. L-2 и ст. L-3 – к мезотрофным.

5.2. Продукционно-деструкционные показатели в воде р. Неглинка

На р. Неглинке скорость фотосинтеза на загородном участке (ст. N-1) реки почти повсеместно находилась за пределами чувствительности метода определения. Такая слабая активность фотосинтеза зависела от совокупности внешних факторов: малого количества фитопланктона, низкой температуры воды (рисунок 2.8), высокой цветности (таблица 3.9), нахождения участка русла под пологом лесных деревьев. В серединном участке русла (ст. N-2) процесс фотосинтеза протекал немногим интенсивнее, чем на фоновом участке, и наибольших значений достигал в устье реки (ст. N-3) (таблица 5.2). В целом гидрологический режим и морфология реки препятствуют развитию фитопланктона, что сказывается на низких скоростях фотосинтеза.

Таблица 5.2 – Первичная продукция, деструкция и их соотношение в воде р. Неглинка в 2014 г.

Показатель	Загородный участок		Городской участок	
	ст. N-1	ст. N-2	ст. N-2	ст. N-3
Фотосинтез (A), мкг С/л·сут	<u>15–46 (2)</u> * 31	<u>14–240 (4)</u> 21	<u>14–240 (4)</u> 21	<u>19–523 (4)</u> 83
Деструкция (R), мкг С/л·сут	<u>28–237 (5)</u> 55 ± 12	<u>10–1479 (6)</u> 194 ± 105	<u>10–1479 (6)</u> 194 ± 105	<u>14–291 (5)</u> 61 ± 21
A/R	<u>0,04–1,65 (3)</u> 0,22	<u>0,06–0,16 (4)</u> 0,09	<u>0,06–0,16 (4)</u> 0,09	<u>0,07–38 (4)</u> 0,36
(A) Первичная продукция. (R) Деструкция. Примечание: в скобках указано число проб; над чертой – диапазон значений, под чертой – медиана и ее ошибка.				

Деструкция ОВ на загородном участке реки протекала слабее, чем на городском участке русла. Наибольшей величины деструкция ОВ достигает на ст. N–2, где выше станции отбора проб наблюдается постоянное поступление легкоминерализуемого ОВ с ливневыми стоками города (раздел 3.1).

Статистическая разница между станциями отбора проб р. Неглинка по показателям скорости фотосинтеза и деструкции ОВ отсутствует ($p > 0,05$, критерий Манна–Уитни).

Сезонная динамика скорости фотосинтеза на загородном участке реки характеризовалась двумя значениями, находившимися в пределах чувствительности метода определения: в августе при максимальном увеличении температуры воды ($13\text{ }^{\circ}\text{C}$) – $15\text{ мкг С/л}\cdot\text{сут}$; и в октябре, достигая $14\text{ мкг С/л}\cdot\text{сут}$ (рисунок 5.2). На городском участке реки скорость фотосинтеза находилась за пределами чувствительности метода определения: в мае – на обеих станциях, в июле – на ст. N–3 и в октябре – на ст. N–2. Городские станции характеризовались одним подъемом величины скорости фотосинтеза – в июне (рисунок 5.2). Статистическая зависимость между показателями скорости фотосинтеза и температурой воды установлена только на ст. N–2 ($r = 0,83$, коэффициент корреляции Спирмена).

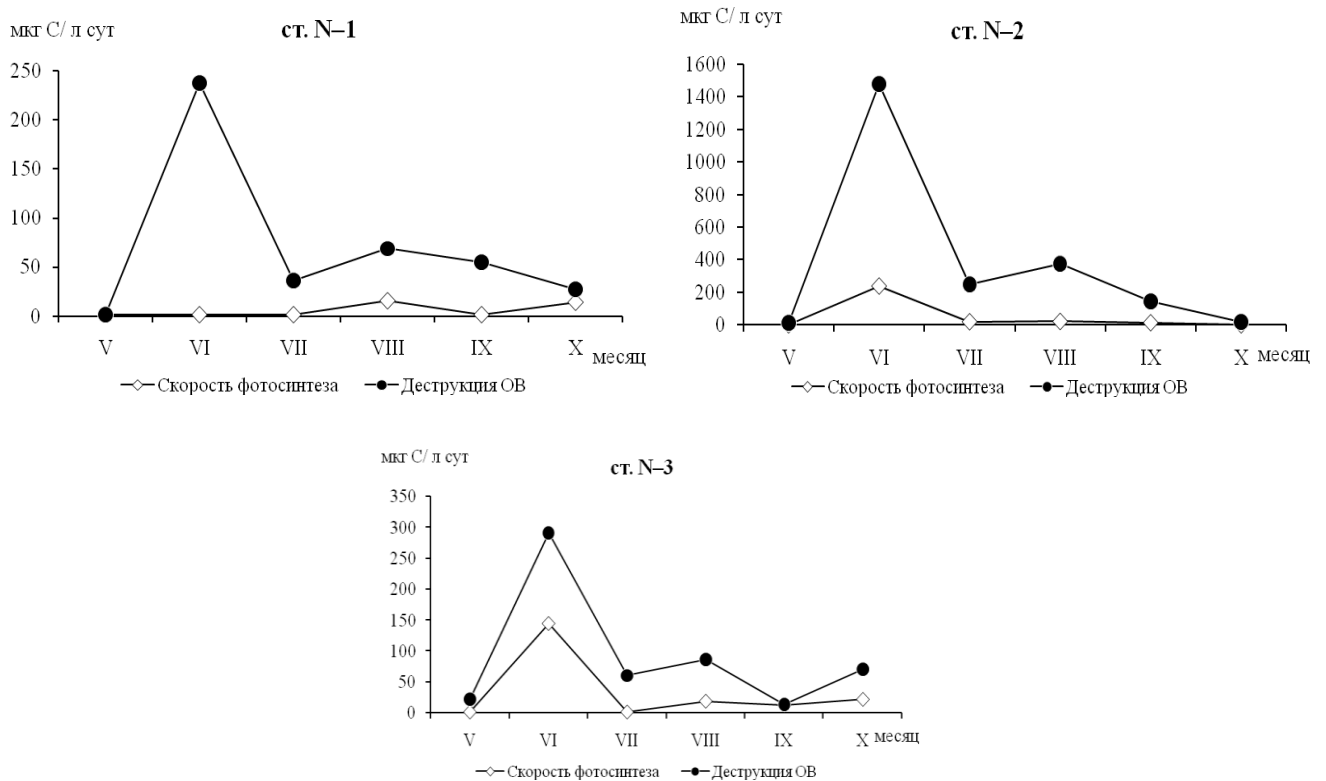


Рисунок 5.2 – Сезонная динамика скорости фотосинтеза и деструкции на р. Неглинке в 2014 г.

Величина деструкции ОВ на загородном участке реки (ст. N–1) в мае находилась за пределами чувствительности метода определения (рисунок 5.2). Максимальных значений деструкция достигала при максимально отмеченной температуре воды на этом участке русла –

в июне (11 °С), что свидетельствует о влиянии температурного фактора на интенсивность разрушения ОВ гетеротрофным звеном ($r = 0,94$, коэффициент корреляции Спирмена). На городском участке русла были отмечены два подъема величины деструкции (рисунок 5.2): в июне и августе, из-за максимальных значений температуры воды в это время, однако статистически значимая зависимость деструкции ОВ от температуры воды отмечена лишь на ст. N–2 ($r = 0,89$, коэффициент корреляции Спирмена).

Скорости фотосинтеза и деструкции положительно коррелировали между собой только на ст. N–2 ($r = 0,94$, коэффициент корреляции Спирмена)

Биотический баланс (A/R) на всех станциях отбора проб р. Неглинки был резко отрицательный, так как за вегетационный сезон наблюдалось постоянное превышение величины деструкции над величиной фотосинтеза (таблица 5.2). Класс качества воды по соотношению A/R на всем протяжении реки соответствует грязным водам (Оксиюк и др., 1993). Согласно классификации Винберга Г. Г. (1960), по скорости фотосинтеза загородный участок р. Неглинки (ст. N–1), вода которого имеет пониженные значения рН, является малопродуктивным, участок реки в центре города (ст. N–2) также относится к малопродуктивным, приустьевой участок реки соответствует мезотрофным водам.

5.3. Продукционно-деструкционные показатели в воде руч. Железного

Пробы воды на руч. Железном на продукционно-деструкционные показатели отбирали раз в две-три недели.

Процессы фотосинтеза и деструкция ОВ протекали очень слабо. Скорость фотосинтеза изменялась от 7 до 66 мкг С/л сут, медиана 14 мкг С/л сут. Деструкция ОВ варьировала в пределах 43–293 мкг С/л сут, медиана 101 мкг С/л сут.

Сезонная динамика скорости фотосинтеза характеризовалась увеличением в июне и октябре, что могло быть связано с развитием альгофлоры в этот период. Деструкция ОВ имела три пика численности – в июне, июле и августе (рисунок 5.3). В динамике продукционно-деструкционных показателей не выявлено никаких статистических зависимостей между изменением фотосинтеза и деструкции с температурой и расходом воды.

Биотический баланс на руч. Железном был резко отрицательным, что связано, вероятно, с протеканием реки в лесном массиве, где уровень освещенности невелик. Величина A/R изменялась в пределах 0,009–0,75 (медиана 0,23) и определяла воды руч. Железного как удовлетворительно чистые – грязные (Оксиюк и др., 1993). Вода руч. Железного по величине фотосинтеза характеризует его как малопродуктивный водоток (Винберг, 1960).

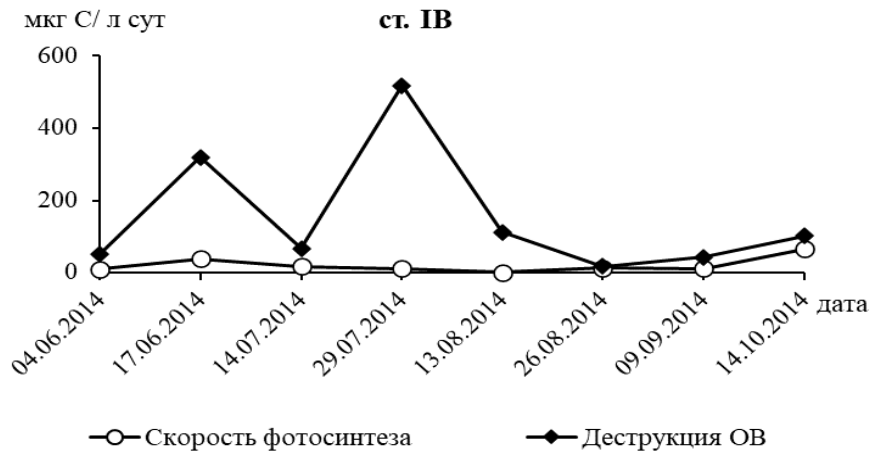


Рисунок 5.3 – Сезонная динамика изменения скорости фотосинтеза и деструкции ОВ на руч. Железном в 2014 г.

Заключение к главе. Скорость фотосинтеза в изученных реках Лососинке, Неглинке и руч. Железном характеризовалась низкими величинами или находилась за пределами чувствительности метода определения. Процесс фотосинтеза, в первую очередь, ограничивался малым количеством фитопланктона, что позволяло отнести участки реки с быстротекущей водой к низкопродуктивным. Наибольшие величины фотосинтеза отмечались на плесовом участке р. Лососинки, где отмечается замедленное течение и отсутствие полога деревьев, ранее препятствующего развитию фитопланктона.

Скорость деструкции ОВ также была невысокой, однако превышала процессы фотосинтеза, что свидетельствует о поступлении как аллохтонного ОВ с ливневыми стоками города, так и терригенного стока.

Биотический баланс резко отрицательный на р. Неглинке и руч. Железном за счет постоянного превышения величин деструкции над первичной продукцией. На р. Лососинке на некоторых участках отмечается положительный биотический баланс, связанный с преобладанием продукционных процессов над деструкционными. В целом отрицательный биотический баланс свойственен изученным притокам. Так, для водоемов с отрицательным биотическим балансом характерно большое поступление аллохтонных ОВ с водосборной территории (Бульон, Сиротский, 2015), большая проточность, а также высокая цветность воды, связанная с поступлением гумусовых веществ (Бульон, 2016).

В малых реках развитие фито- и зоопланктона ограничивается рядом факторов (небольшие глубины, взмучивание, течение и др.), их системы, как правило, функционируют по принципу «микробной петли» (Копылов и др., 2006). Поэтому биоиндикация качества воды по показателям бактериопланктона является более надежной, а наличие у бактерий различных способов обмена веществ (эколого-трофические группы) позволяет дифференцировать виды загрязнения по развитию отдельных эколого-трофических групп (Биоиндикация..., 2007; Гаретова, Левшина, 2007; Lear et al., 2009 и др.).

ГЛАВА 6. МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА С УЧЕТОМ ИХ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ

6.1. Проблемы оценки качества воды в связи с многофакторным воздействием на водные объекты

Главной задачей диссертационной работы являлась экологическая оценка качества воды различных станций на притоках Онежского озера, в разной степени подверженных антропогенному воздействию, на фоне влияния на притоки региональных факторов, а именно, поступления с водосбора большого количества гумусовых веществ. Биомониторинг водных экосистем является важнейшим инструментом контроля экологической ситуации и сохранения качества природных вод. В настоящее время существует много различных классификаторов качества воды водоемов и индексов качества воды как отечественных, так и зарубежных, опирающихся на данные химических и гидробиологических исследований (Былинкина и др., 1962; Драчев, 1964; Horton, 1965; Брагинский, 1975, 1985; ГОСТ 17.1.3.07-82; Оксьюк и др., 1993; Canadian Water ..., CCME, 2001; P 52.24.309-2004; Standard Methods..., АРНА, 2005; IS:10500, 2012; Guidelines..., WHO, 2012; Деревенская, 2015; Шорникова, 2019; Mukatea et al., 2019; Об утверждении..., 2023). Однако их постоянно пересматривают и совершенствуют (государственные стандарты, СанПиНы, ГОСТы, модели индексов качества воды (WQI и IWQI), нормативы ВОЗ, ЕС и других стран).

Важным аспектом классификаций являются критерии и принципы, которые определяют их специфику (Исаченко, Исаченко, 1993). В основном все классификаторы качества воды можно разделить на две группы: 1) устанавливающие нормативы для здоровья населения и среды обитания человека (различные СанПиНы, CCME WQI, IWQI) – санитарная оценка качества вод; 2) определяющие здоровье биоты и ее среды обитания (экологические классификаторы качества воды) – экологическая оценка качества вод (Оксьюк и др., 1993; Об утверждении..., 2023). Большинство комплексных химических классификаторов, как отечественные (Об утверждении..., 2023), так и зарубежные (ВОЗ, ЕС) используют сравнение химических показателей с ПДК. Для большинства методов гидробиологического контроля характерны два основных принципа (Шитиков и др., 2005): продукционно-энергетический, основанный на концепции использования вещества и энергии различными трофическими уровнями (например, Бульон, 2017; Алимов и др., 2009), и принцип, основывающийся на индексах биоразнообразия сообщества и видового богатства (например, индексы Шеннона–Уивера (Shannon, Weaver, 1949) и Пиелу (Одум, 1986), коэффициент Сьеренсена и Сьеренсена–Чекановского (Коросов, 2007)).

В настоящее время актуальной является проблема, связанная с улучшением системы управления водным хозяйством, в том числе, с введением контрольно-надзорной деятельности. К сожалению, российское законодательство не готово к реформированию подходов к оценке качества вод, что связано, главным образом, с несовершенством научно-методической базы, основанной на системе ПДК и интегральных индексах (Веницианов и др., 2018). В такой ситуации становится проблематичным в полной мере оценить влияние антропогенной деятельности, чтобы усилить меры по отношению к нарушителям и принять управленческие решения о грамотном восстановлении экосистем водоемов (Веницианов и др., 2018; Шорникова, 2019). При системе контроля за качеством поверхностных вод многие авторы отмечают необходимость принимать во внимание особенности водных объектов: их географическое расположение, климатическую зону, индивидуальную уникальность (Двуреченская, Булычева, 2015; Веницианов и др., 2018; Ермолаева и др., 2018; Зинченко и др., 2018; Барина, 2020). В таких условиях в мониторинге водных объектов появляется необходимость использовать показатели, отражающие ущерб, причиненный человеком, и являющиеся, в свою очередь, нечувствительными к пространственным или временным изменениям природных свойств водного объекта (Norris, Hawkins, 2000). Эти знания необходимы для более точной оценки последствий влияния на водные объекты человеческой деятельности и последующего улучшения экологической ситуации на водоеме. Это возможно, в свою очередь, при условии рассмотрения действия на водные объекты всего спектра факторов – природных и антропогенных, а также возможных эффектов их взаимодействия. Изложенные подходы о необходимости учета влияния природных и антропогенных факторов на экосистемы водоемов были использованы в наших исследованиях.

6.2. Особенности воздействия гумусовых веществ на водные организмы

В связи с тем, что притоки Онежского озера характеризуются высокой заболоченностью водосборов, важно учитывать то многообразное воздействие гумусовых веществ, которое испытывают гидробионты. Хотя необходимо отметить, что большинство классификаторов рассматривают влияние на водоемы антропогенного фактора без учета действия региональных факторов (Драчев, 1964). Так, на севере гумидной зоны, и, в частности, в карельском регионе, водоемы испытывают специфическое влияние водосборной территории. Вследствие высокой заболоченности водосборов, речные воды характеризуются повышенным содержанием гумусовых веществ, что, в свою очередь, обуславливает, высокую цветность их воды и высокое содержание железа, а также кислую реакцию среды. Эти факторы негативно воздействуют на биоту и продуктивность водных экосистем (Теканова и др., 2018; James, 1991a, b; Arvola et al., 2014).

Гумусовые вещества, как один из главных специфических показателей химического состава воды озер и рек карельского региона, могут оказывать на биоту сложное разнонаправленное воздействие. Одним из положительных влияний гумусовых веществ на биоту является их комплексообразование. Известно, что комплексообразующая способность гумусовых веществ с тяжелыми металлами (Pb, Cd, Cu, Zn) нейтрализует токсический эффект последних (Феоктистов и др., 1991; Даувальтер, 2006). Однако доказано и обратное воздействие. Имеются данные о негативном влиянии Al и Fe, которые поступают в водоем с гумусовыми веществами, на мембранные структуры личинок ручейников *Hydropsyche contubernalis* (Regerand et al., 2005). Также в гумифицированных закисленных водоемах происходит активная биоаккумуляция металлов (Hg, Cd, Pb, Al) в организмах рыб за счет низкой концентрации кальция в кислых водах (Моисеенко, Гашкина, 2010; Моисеенко, 2015; Слуковский и др., 2016). Сорбция и совместное осаждение металлов оксидами Fe в гумифицированных водах снижают биодоступность и токсичность переносимых водой металлов, но могут увеличить поступление металлов в пищу и привести к токсическим эффектам в пищевой цепи. На клеточном уровне Fe действует как механизм детоксикации, а также как агент дегенерации клеток, индуцируя образование свободных гидроксильных радикалов (Vuori, 1995).

Высокое содержание гумусовых веществ в воде характеризуется и увеличением ее цветности, которая также проявляется в разнонаправленном влиянии на биоту. Так, с увеличением до определенного уровня цветности воды продукция бентосных водорослей и их биомасса снижаются, а продукция планктонных водорослей и их биомасса увеличиваются (Vasconcelos et al., 2016). Некоторые исследования показали, что первичная продукция может снижаться с увеличением ослабления света при возрастании цветности воды (Seekell et al., 2015). Кроме того, снижение прозрачности воды может приводить у многих хищных рыб к снижению способности к поиску пищи (Gregory, Northcote, 1993; Harvey, White, 2008).

В контексте наших исследований важно было рассмотреть влияние гумусовых веществ на бактериопланктон. Обзор литературных данных также свидетельствует о противоречивом влиянии и разнонаправленном действии гумусовых веществ на водные микроорганизмы. Являясь основными деструкторами гумусовых веществ в водных экосистемах, гетеротрофные бактерии способны трансформировать их в свою биомассу и реминерализировать в неорганический углерод (Kisand et al., 2008). Известно, что биомасса гетеротрофных бактерий может возрастать в присутствии гуминовых веществ (Tranvik, Höfle, 1987), однако гуминовые вещества, в свою очередь, могут снижать активность бактерий в пресной воде за счет хелатирования микроэлементов и влияния на P-цикл (Jones et al., 1988). Также доказано (Visser, 1985), что низкие концентрации гумусовых веществ могут сильно стимулировать, а высокие

концентрации подавлять развитие микроорганизмов. Так, при концентрации растворенного органического углерода – прямого показателя присутствия гумусовых веществ – более 20 мг С/л, количественные показатели бактерий снижаются, что объясняется увеличением в воде токсичных органических соединений, таких, как фенолы (James, 1991a, b). Кроме того, было отмечено, что токсический эффект растворенного органического углерода в темных водах усиливается в осенний период при снижении рН воды. К неспецифическим эффектам гумусовых веществ на микробиоценозы относят как физическое, так и химическое раздражение мембран, стимуляцию и изменения биотрансформации ферментов, стимуляцию белков-шаперонов, защиту от окислительного стресса (Steinberg et al., 2006).

Благодаря процессу фотодеградации (особенно в результате действия коротковолнового излучения), гуминовые вещества в поверхностном слое воды легче поддаются бактериальной деструкции (Jones, 1992). Однако этот процесс может протекать как с положительными, так и отрицательными последствиями для бактерий. С одной стороны, в процессе фотодеградации высвобождаются биодоступные низкомолекулярные органические соединения и неорганические питательные вещества, стимулирующие прирост бактериопланктона (Geller, 1986; Amador et al., 1989; Granéli et al., 1996; Bertilson, Tranvik, 2000; Osburn et al., 2001; Scully et al., 2003a, b; Paul et al., 2004; Steinberg, 2014; Porcal et al., 2015). С другой стороны, солнечный свет может повреждать микроорганизмы за счет высвобождения ряда активных форм кислорода (например, перекиси водорода (H_2O_2) и супероксида (O_2^-)), подавляющих их рост и развитие (Cooper et al., 1989; Hudson et al., 2003; Scully et al., 2003 a, b; Wolf et al., 2016). Также микроорганизмы могут подавляться высвобождаемыми во время фотодеградации свободными радикалами (Steinberg, 2014). Таким образом, в гумифицированных озерах биомасса и продукция бактериопланктона могут равняться или превышать биомассу и продукцию фитопланктона даже в эуфотической зоне летом (Tranvik, 1989; Hessen, 1992; Nürnberg, Shaw, 1998). В целом специалисты сходятся во мнении, что гумусовые вещества в значительной степени прямо или косвенно влияют на развитие бактерий в озерах, реках и болотах с высокоцветной водой (Visser, 1985; Tranvik, Höfle, 1987; Tranvik, 1988; Tranvik, Sieburth, 1989; Tranvik, 1990).

6.3. Структура связей между химическими и микробиологическими показателями воды притоков Онежского озера

Как было показано выше, увеличение поступления гумусовых веществ в водные экосистемы оказывает на биоту сильное специфическое воздействие, в связи с чем нами была предпринята попытка дифференцированно оценить влияние заболоченной водосборной

территории и ливневых стоков на качество воды изучаемых притоков Онежского озера по химическим и микробиологическим показателям. Была поставлена задача рассмотреть, влияние какого фактора отражают показатели бактериопланктона. С целью решения этой задачи был применен метод главных компонент РСА для оценки связей между микробиологическими и химическими показателями речных вод (Макарова и др., 2023).

Основой для этого анализа послужили химические данные по 17 станциям 12 притоков Онежского озера за 2015 г. В анализ данных также вошли данные по микробиологическим показателям рек г. Медвежьегорска (Кумса и Вичка), полученным за летний период 2016 г. В качестве исходной матрицы была составлена таблица химических данных всех изученных станций изучаемых притоков Онежского озера. Для сохранения числа сезонных наблюдений в анализе РСА не были использованы те показатели, которые не были изучены во все сезоны. Так, из исходной матрицы для применения РСА были исключены данные по общему железу, минеральному фосфору и нефтепродуктам.

По результатам компонентного анализа, три первые главные компоненты отразили вместе 74 % общей изменчивости признаков, что отражает высокую зависимость между изученными показателями (таблица 6.1).

Таблица 6.1 – Распределение факторных нагрузок в главные компоненты при изучении связей между химическими и микробиологическими показателями притоков Онежского озера в 2015 г.

Исходные показатели	Первая главная компонента	Вторая главная компонента	Третья главная компонента
Содержание кислорода	0,5	0,4	-0,1
pH воды	-0,1	0,8	0,5
Цветность	0,2	-0,7	-0,6
ХПК	0,1	-0,7	0,5
БПК ₅	-0,8	0,1	-0,1
Взвешенное вещество	-0,3	0,2	-0,5
Общий фосфор	0,2	-0,3	0,8
ОЧБ	-0,7	0,4	0,0
ОКБ	-0,7	0,0	-0,1
ОМЧ	-0,9	-0,1	0,1
СБ	-1,0	-0,1	0,1
ГБ	-1,0	-0,1	0,1
ФОБ	-1,0	-0,1	0,1
УОБ	-1,0	-0,1	0,1
Доля в общей дисперсии, %	46	15	13
Примечание: жирным шрифтом выделены нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0,05$) в значения главных компонент.			

Первая главная компонента (ГК-1) отражает обсемененность бактериями изученных участков рек, которая связана с влиянием антропогенного фактора, характеризующимся, в свою очередь, поступлением легкоминерализуемого ОВ (БПК₅). Вторая главная компонента (ГК-2)

отражает только влияние заболоченной водосборной территории на водотоки, представленное показателями цветности, рН и ХПК, которые вошли в ГК–2 со значимыми факторными нагрузками. При этом ни одна группа бактерий не внесла значимого вклада в ГК–2, что доказывает отсутствие прямого влияния заболоченного водосбора, а именно – большого поступления гумусовых ОВ, на количественные показатели бактериопланктона. В третью главную компоненту (ГК–3) со значимым вкладом вошел один показатель – содержание общего фосфора. Этот элемент поступает в реки, в основном, с ливневыми водами. Кроме того, фосфор может поступать в водоемы с гумусовым веществом в форме железосвязанного фосфора (Лозовик, 2006). Принимая во внимание, что показатели содержания фосфора и цветность вошли в ГК–3 с противоположными знаками, можно считать, что соединения фосфора в речных водах имеют антропогенное происхождение.

Ординация изученных проб воды, отобранных с различных станций разных притоков Онежского озера, представлена на рисунке 6.1. Станции отбора проб распределились вдоль оси ГК–1 от максимального содержания бактерий к минимальному (слева направо). Выделяются городские станции р. Неглинки (ст. N–2 и ст. N–3), что характеризуется максимальными по абсолютному значению величинами на этих станциях. Загородный участок р. Неглинки (ст. N–1), имеющий выраженные природные особенности карельского региона, и приустьевой участок р. Орзегги (ст. Or) имеют невысокую численность эколого-трофических групп бактерий и характеризуются меньшими величинами БПК₅ (рисунок 6.1, А).

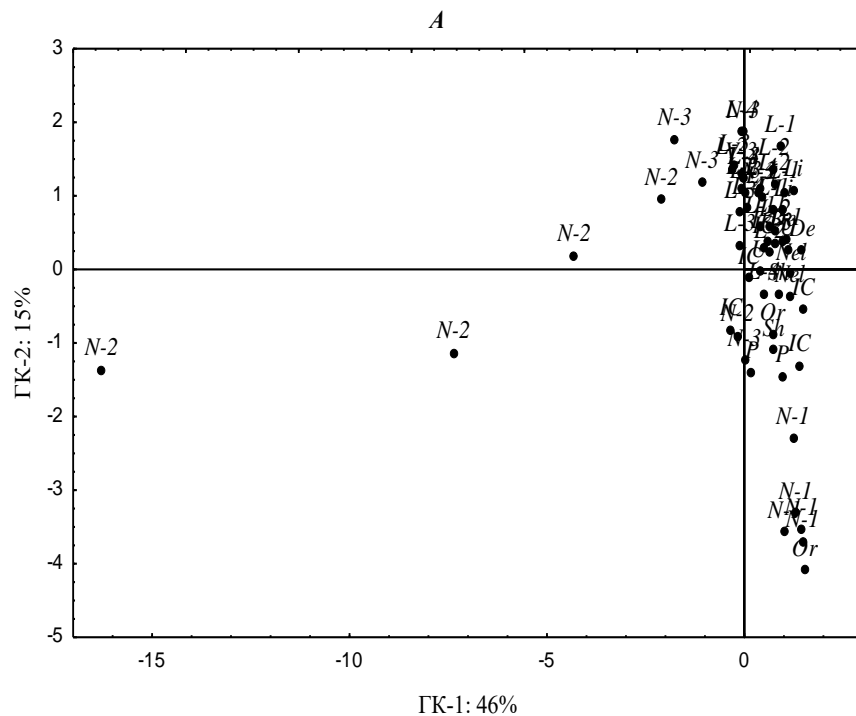


Рисунок 6.1, А – Ординационная диаграмма распределения станций отбора проб притоков Онежского озера по ГК–1 и ГК–2 за 2015 г.

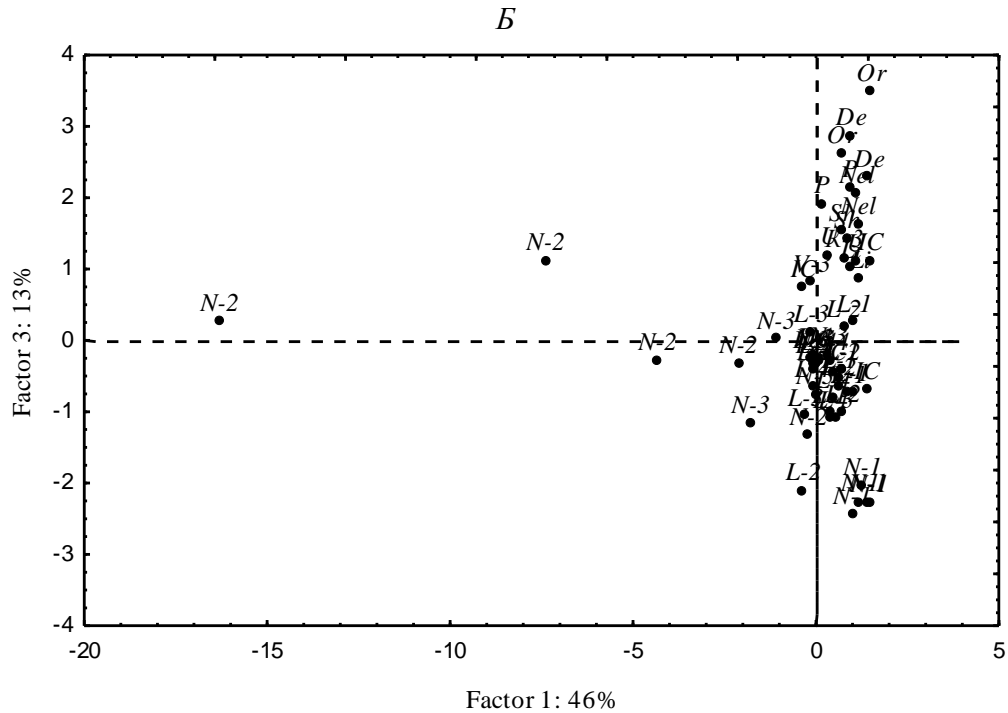


Рисунок 6.1, Б – Ординационная диаграмма распределения станций отбора проб притоков Онежского озера по ГК–1 и ГК–3 за 2015 г.

Схожее распределение станций отбора проб было отмечено вдоль относительно осей ГК–1 и ГК–3. Наибольшим содержанием фосфора характеризовались воды притоков юго-западного побережья Онежского озера, наименьшим – загородный участок р. Неглинки (рисунок 6.1, Б).

Для проверки гипотезы о том, что микробиологические показатели определяются влиянием, главным образом, антропогенного фактора, был проведен корреляционный анализ для изучения связей между исходными микробиологическими данными с величиной БПК₅ (основной показатель влияния антропогенных источников загрязнения) (Макарова и др., 2023). Показатель БПК₅ и микробиологические показатели положительно коррелировали между собой ($p < 0,05$, коэффициент корреляции Спирмена) (таблица 6.2), что свидетельствует о зависимости численности бактерий от влияния антропогенного фактора.

Таблица 6.2 – Коэффициенты корреляции Спирмена исходных микробиологических данных и данных БПК₅, имеющих достоверный вклад в ГК–1

Показатели	ОЧБ	ОКБ	ОМЧ	СБ	ГБ	ФОБ	УОБ
ОЧБ							
ОКБ	0,62						
ОМЧ	0,69	0,87					
СБ	0,57	0,67	0,75				
ГБ	0,64	0,73	0,75	0,84			
ФОБ	0,60	0,63	0,70	0,77	0,74		
УОБ	0,46	0,60	0,66	0,70	0,71	0,69	
БПК ₅	0,48	0,62	0,65	0,56	0,61	0,57	0,49

В целом анализ РСА позволил доказать, что развитие бактериопланктона в реках зависит в большей степени не от влияния заболоченной водосборной территории, а от влияния антропогенного фактора, представленного легкоминерализуемым ОВ, определяемым по величине БПК₅.

6.4. Оценка качества воды притоков Онежского озера по микробиологическим показателям с учетом геохимических особенностей водосборов

Настоящее исследование показало, что при проведении экологического мониторинга притоков Онежского озера необходимо учитывать воздействие не только антропогенного фактора, представленного ливневыми стоками, смывами с городской территории и частного сектора, поступление загрязняющих веществ из донных отложений, а также влияние заболоченной водосборной территории (повышенная цветность воды и содержание общего железа, пониженные значения рН).

Применимость микробиологической индикации к оценке качества речных вод была проверена путем сравнения микробиологических результатов с данными анализа химического состава вод. Для этих целей использовали комплексную экологическую классификацию качества поверхностных вод суши (Оксиюк и др., 1993). Поскольку для притоков Онежского озера характерен высокий природный фон по некоторым показателям химического состава (цветность воды, рН, общее железо, ПО, ХПК) (раздел 3.3), эти показатели были исключены из оценки качества воды (Макарова и др., 2023). В анализ вошли химические показатели, отражающие влияние только антропогенной нагрузки: БПК₅, содержание нефтепродуктов, взвешенных веществ, $P_{\text{общ}}$ и $P_{\text{мин}}$, насыщение воды кислородом. Из микробиологических показателей были использованы показатели ОЧБ, СБ и ОКБ.

Класс качества воды рассчитывался как средняя по группе химических показателей, и отдельно – по группе микробиологических показателей. Станции изученных притоков ранжировались от максимального класса качества по микробиологическим показателям к минимальному (рисунок 6.2). Таким образом, были установлены наиболее загрязненные участки рек по двум группам изученных показателей: городские участки рек Лососинки и Неглинки показали наибольшую загрязненность и по химическим, и по микробиологическим показателям. Наиболее чистой оказалась приустьевая станция р. Лижмы.

Коэффициент корреляции Спирмена между баллами классов качества вод, рассчитанными по химическим и микробиологическим показателям, составил 0,6 и был значимым ($p < 0,05$). Таким образом, проведенный анализ подтверждает применимость общепринятых классификаций для оценки качества вод высокоцветных притоков, находящихся под антропогенным влиянием, по микробиологическим показателям (Макарова и др., 2023).

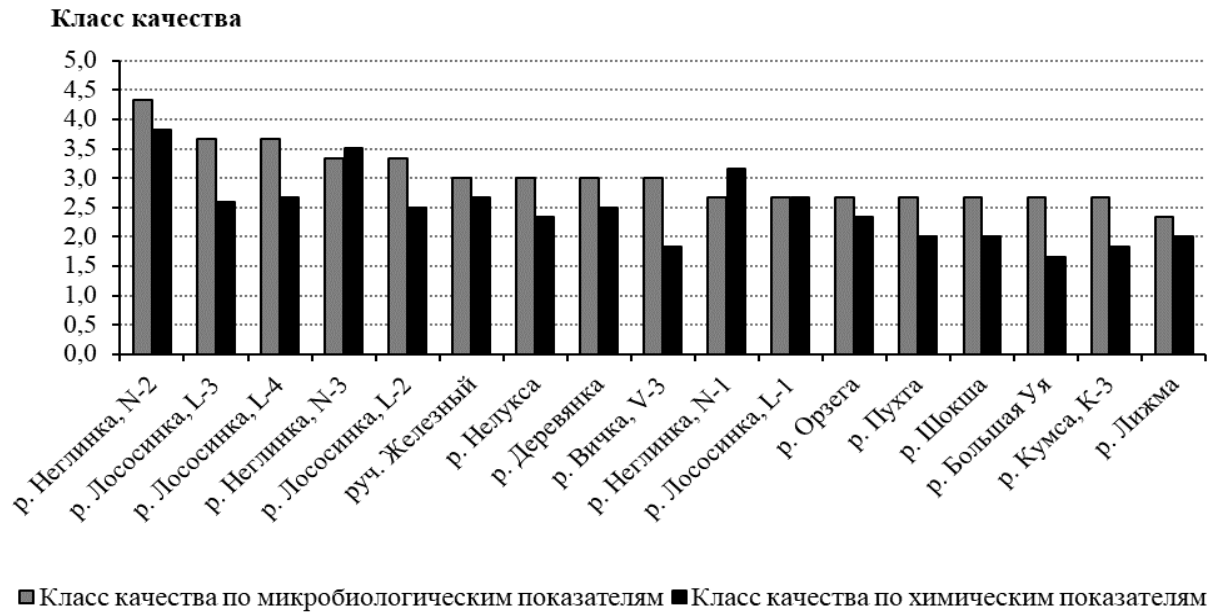


Рисунок 6.2 – Диаграмма классов качества воды на различных станциях по микробиологическим и химическим показателям

Для характеристики экологической ситуации на побережье Онежского озера была создана карта качества воды исследуемых притоков по химическим и микробиологическим показателям согласно комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши (Оксиук и др., 1993) (рисунок 6.3).

Как видно из рисунка 6.3, наилучшая ситуация по усредненным данным химических и микробиологических показателей установлена для северо-западного притока Онежского озера – р. Лижмы. Для северных (реки Кумса и Вичка) и большинства юго-западных притоков Онежского озера средняя оценка по химическим показателям соответствовала классу чистых вод, а усредненная микробиологическая оценка соответствовала 3 классу качества вод – удовлетворительно чистым. Завышенная микробиологическая оценка качества воды на всех притоках обусловлена высокой численностью ОКБ, что связано с расположением на побережьях изученных рек дачных поселений, кооперативов и турбаз, где главным источником санитарной микрофлоры является сток с территорий, где находятся выгребные ямы. Река Деревянка и руч. Железный имеют по химическим показателям 3 класс качества – удовлетворительной чистоты за счет повышенных показателей фосфора и нефтепродуктов – для р. Деревянки, и БПК₅ и нефтепродуктов – для руч. Железного.

Все участки р. Лососинки и фоновый участок р. Неглинка по химическим показателям соответствовали 3 классу качества – удовлетворительно чистым водам, а городские участки р. Неглинка характеризовались как загрязненные, из-за высокого содержания БПК₅, общего и минерального фосфора, а также нефтепродуктов. Микробиологические показатели характеризовали фоновые участки р. Лососинки (ст. L-1) и р. Неглинка (ст. N-1), а также срединный участок р. Лососинки (ст. L-2) и приустьевой участок р. Неглинка (ст. N-3)

как удовлетворительно чистые, а речные воды на срединном участке р. Неглинки (ст. N–2) и нижнем течении р. Лососинки (ст. L–3 и ст. L–4) – как загрязненные (по высоким показателям ОКБ и СБ).

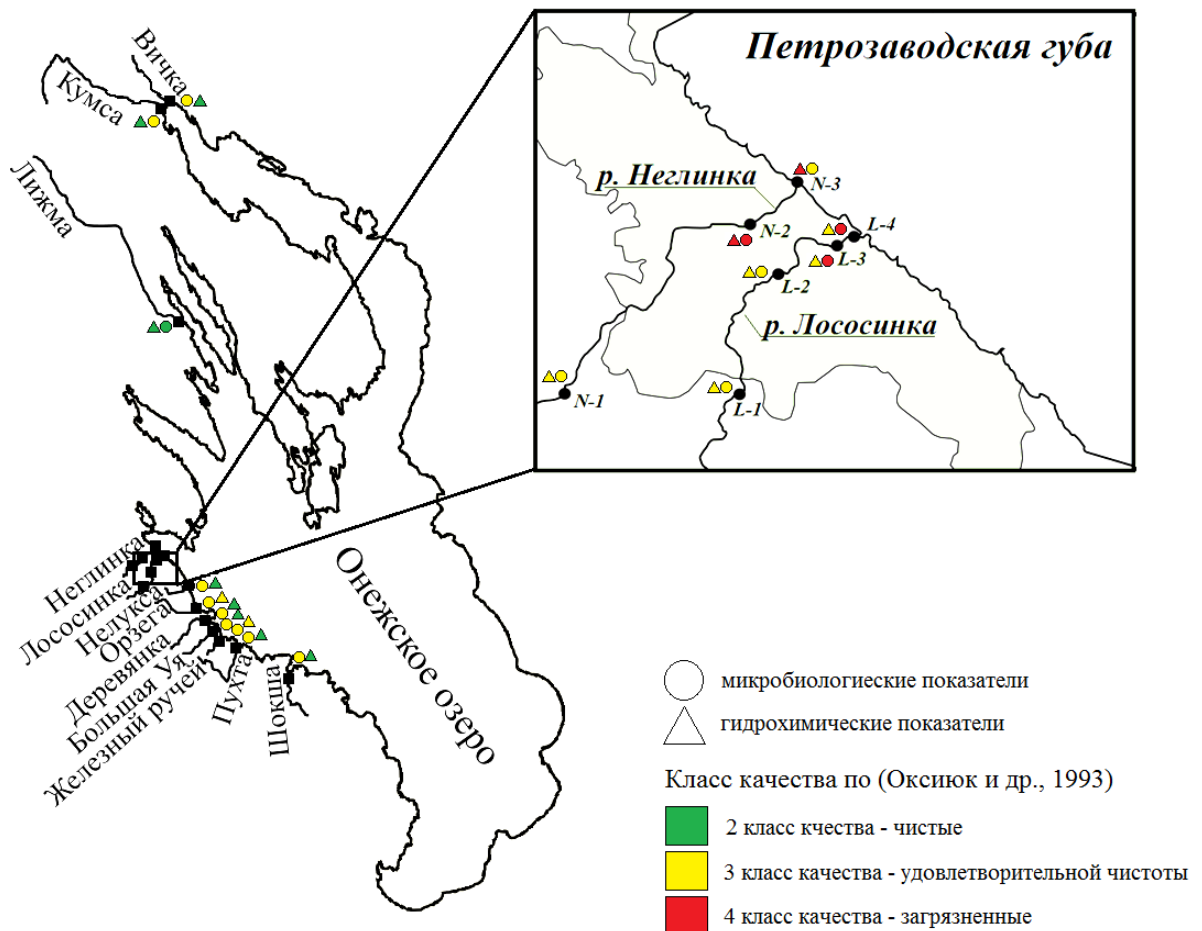


Рисунок 6.3 – Карта-схема экологического состояния притоков Онежского озера в 2015 г. по гидрохимическим и микробиологическим показателям согласно классификации Оксьюк О. П. с соавторами (1993)

Таким образом, городские реки требуют мер по улучшению ситуации, поскольку их берега служат рекреационной зоной для населения г. Петрозаводска.

Тот факт, что на численность бактериопланктона в реках влияет, главным образом, антропогенный фактор, позволило нам применить общепринятые классификации для оценки качества воды в притоках Онежского озера по микробиологическим показателям.

Оценку качества воды по микробиологическим показателям для притоков Онежского озера выполняли на примере данных, используемых в разделе 6.3.

При использовании показателей ОЧБ и СБ комплексная экологическая классификация поверхностных вод суши Оксьюк О. П. с соавторами (1993) показала, что наиболее информативными оказались данные по СБ. Сходные результаты по ОЧБ были получены при применении классификации по ГОСТ 17.1.3.07-82 по сравнению с комплексной классификацией (таблица 6.3).

Таблица 6.3 – Оценка качества воды изученных притоков Онежского озера за июль 2015 г. по показателям ОЧБ и СБ по различным классификаторам

Река	Участок реки	ОЧБ	ГОСТ 17.1.3.07-82*	Оксиюк и др. (1993)**	СБ	ГОСТ 17.1.3.07-82	Оксиюк и др. (1993)
Лососинка	L-1	3,35	3***	2***	0,88	2	2
	город	4,30	3	3	2,74	2	3
Неглинка	N-1	1,62	2	2	0,8	2	2
	N-2	3,61	3	2	16,75	4	5
	N-3	5,21	3	3	1,0	2	2
Железный руч.	IV	1,52	2	2	3,71	2	3
Кумса	K-1	1,54	2	2	0,25	1	2
	K-2	1,75	2	2	0,33	1	2
	K-3	2,33	2	2	0,65	2	2
Вичка	V-1	2,38	2	2	0,57	2	2
	V-2	3,17	3	2	0,76	2	2
	V-3	4,68	3	3	1,5	2	3
Нелукса	Устье	1,68	2	2	0,7	2	2
Орзega	Устье	2,04	2	2	1,74	2	3
Деревянка	Устье	1,07	1	2	3,08	2	3
Пухта	Устье	2,87	3	2	3,54	2	3
Шокша	Устье	2,32	2	2	0,68	2	2
Большая Уя	Устье	2,97	3	2	1,14	2	3
Лижма	Устье	1,81	2	2	0,73	2	2
<p>* Классификация качества воды (ГОСТ 17.1.3.07-82): 1 – очень чистые, 2 – чистая, 3 – умеренно загрязненная, 4 – загрязненная, 5 – грязная.</p> <p>** Экологическая классификация качества вод (Оксиюк и др., 1993): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная.</p> <p>*** Класс качества приведен с учетом пересчета на коэффициент пересчета для эпифлуоресцентного метода.</p>							

Кроме того, санитарное качество воды водотоков определяли согласно сапробиологической оценке (доле СБ от ОЧБ) (Романенко, 1985) (таблица 6.4). Оказалось, что при применении данного показателя (СБ / ОЧБ, %) были получены результаты, противоречащие предшествующим данным (таблица 6.3). Так, например, согласно комплексной экологической классификации Окснюк О. П. с соавторами по показателям ОЧБ и СБ приустьевой участок р. Лижмы характеризовался высоким качеством воды, в то время как по показателю СБ / ОЧБ вода на данном участке реки была оценена как слабо загрязненная (таблицы 6.3, 6.4). То же касается и приустьевых участков рек Нелуксы, Деревянки, Пухты, руч. Железного и загородного участка р. Неглинка (ст. N–1).

Таблица 6.4 – Сапробиологическая оценка качества воды изученных притоков Онежского озера за июль 2015 г.

Река	Участок реки	СБ / ОЧБ, %	Качество воды
Лососинка	L–1	0,026*	Чистая
	Город	0,066	Слабо загрязненная
Неглинка	N–1	0,049	Слабо загрязненная
	N–2	0,464	Грязная
	N–3	0,019	Чистая
Железный руч.	IV	0,352	Грязная
Кумса	K–1	0,016	Чистая
	K–2	0,019	Чистая
	K–3	0,028	Чистая
Вичка	V–1	0,024	Чистая
	V–2	0,024	Чистая
	V–3	0,032	Слабо загрязненная
Нелукса	Устье	0,042	Слабо загрязненная
Орзегга	Устье	0,085	Слабо загрязненная
Деревянка	Устье	0,288	Загрязненная
Пухта	Устье	0,123	Загрязненная
Шокша	Устье	0,029	Чистая
Большая Уя	Устье	0,038	Слабо загрязненная
Лижма	Устье	0,040	Слабо загрязненная

* Коэффициент рассчитан с учетом пересчета для эпифлуоресцентного метода.

При экологической оценке водотоков по санитарно-бактериологическим показателям использовали классификацию Окснюк О. П. с соавторами (1993) по данным ОКБ, а по численности ОМЧ рассчитывали коэффициент самоочищения воды (K_c), определяемого по соотношению СБ / ОМЧ (МУК 4.2.1884-04). По полученным данным показатель самоочищения воды был самым высоким в устьях рек Орзегги, Деревянки и Большой Уи. Наименьшие величины K_c , не превышающие критического значения, равного 4, были характерны для городских участков рек Лососинки, Неглинка (ст. N–3), Кумсы (ст. K–2) и Вички (таблица 6.5), что указывает на незавершенность процессов самоочищения, а также на возможное наличие потенциально патогенных микроорганизмов.

Таблица 6.5 – Оценка качества воды изученных притоков Онежского озера по санитарно-бактериологическим показателям за июль 2015 г.

Река	Участок реки	К _с	ОКБ, тыс. кл/л	Класс качества воды по Оксийок и др. (1993)*
Лососинка	L-1	4,2	20,0	4
	Город	3,4	196,9	5
Неглинка	N-1	10,0	1,5	2
	N-2	8,8	1324,3	5
	N-3	1,0	117,1	5
Железный руч.	IV	10,1	42,0	4
Кумса	K-1	15,6	7,8	3
	K-2	1,2	10,7	3
	K-3	4,3	12,6	4
Вичка	V-1	4,1	20,0	4
	V-2	3,3	24,5	4
	V-3	2,5	22,5	4
Нелукса	Устье	7,0	5,6	3
Орзega	Устье	29,0	8,9	3
Деревянка	Устье	19,3	16,4	4
Пухта	Устье	5,3	6,6	3
Шокша	Устье	4,5	10,6	3
Большая Уя	Устье	19,0	4,9	3
Лижма	Устье	14,6	4,7	3
* Экологическая классификация качества вод (Оксийок и др., 1993): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная.				

Комплексная экологическая классификация (Оксийок и др., 1993) по показателям ОКБ по качеству воды выделяет реки г. Петрозаводска как самые грязные (таблица 6.5), что противоречит полученным в этот период данным по ОЧБ и СБ (таблица 6.3), согласно этой же классификации.

В соответствии с требованиями к составу и свойствам воды водных объектов рекреационного водопользования (СанПиН 1.2.3685-21), в черте населенных мест количество ОКБ не должно превышать 500 КОЕ/100 мл. К сожалению, многие притоки, на берегах которых расположены городские пляжи и парки отдыха, не соответствуют правилам СанПиН. Только вода рек Лижмы, Большой Уи, Нелуксы и фонового участка р. Неглинка (ст. N-1) соответствовали требованиям рекреационного водопользования (таблица 6.5).

Оценить техногенное воздействие на водные экосистемы, а именно выявить наличие нефтяных углеводородов, представляется возможным по количеству содержания в воде ФОБ и УОБ. Согласно некоторым классификаторам (Разумов, Корш, 1960; Руководство..., 1992), численность ФОБ и УОБ не должна превышать более 10^2 – 10^3 КОЕ/мл, а также количество УОБ в незагрязненных водоемах должно находиться в пределах 0,05–5,0 % от СБ. По классификации Виноградова с соавторами (2001) численность ФОБ и УОБ определяют класс загрязнения воды фенольными соединениями и нефтяными углеводородами, соответственно (таблица 1.8).

Согласно величинам, характеризующим долю УОБ от СБ (таблица 6.6), наиболее чистыми участками являются загородный участок р. Лососинки (ст. L-1) и руч. Железный. Однако по классификации Виноградова Г. А. с соавторами (2001) руч. Железный является загрязненным нефтепродуктами водотоком (4 класс качества). Имеющая высокую долю УОБ вода на станции N-1 (63 %) и станциях р. Кумсы (12–29 %), по классификации Виноградова Г. А. с соавторами (2001), имеет 3 класс качества (удовлетворительной чистоты), что соответствует состоянию загородного участка р. Лососинки (ст. L-1).

Таблица 6.6 – Оценка качества воды изученных притоков Онежского озера по присутствию углеводородокисляющих (УОБ) и фенолоокисляющих (ФОБ) микроорганизмов

Река	Участок реки	УОБ/СБ, %	УОБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	Класс качества по (Виноградов и др., 2001)	ФОБ, $\times 10^3$ КОЕ/мл	Класс качества по (Виноградов и др., 2001)
Лососинка	L-1	3	0,03	3*	0,14	3
	Город	11	0,28	4	1,39	4
Неглинка	N-1	63	0,05	3	0,10	2
	N-2	32	5,35	5	12,20	5
	N-3	80	0,80	4	13,00	5
Железный руч.	IV	4	0,23	4	3,02	4
Кумса	K-1	12	0,03	3	0,51	3
	K-2	15	0,05	3	0,88	3
	K-3	29	0,19	4	1,40	4
Вичка	V-1	25	0,14	4	0,78	3
	V-2	66	0,50	4	1,41	4
	V-3	60	0,90	4	2,90	4
Нелукса	Устье	100	0,70	4	0,20	3
Орзегга	Устье	56	0,98	4	1,27	4
Деревянка	Устье	44	1,37	5	1,12	4
Пухта	Устье	60	2,13	5	3,59	4
Шокша	Устье	100	0,68	4	1,73	4
Большая Уя	Устье	79	0,90	4	1,24	4
Лижма	Устье	30	0,22	4	0,95	3
* Экологическая классификация качества пресных вод (на примере р. Которосль) (Виноградов и др., 2001): 2 – чистая, 3 – удовлетворительной чистоты, 4 – загрязненная, 5 – грязная.						

Высокое содержание фенолов в воде карельских рек, связанное с поступлением гумусовых веществ с водосборной заболоченной территории, должно обуславливать и высокие численности ФОБ, развивающихся при наличии фенолов в среде. Однако вода на ст. N-1, характеризующаяся как высокогумифицированная (раздел 3.2.2), имела слабое развитие ФОБ и по классификации (Виноградов и др., 2001) соответствовала 2 классу качества (чистая)

(таблица 6.6). Интересно, что в воде рек Хабаровского края, характеризующихся как средне- и высокогумусные, количественное развитие ФОБ было невысоким и находилось в пределах 10–130 КОЕ/мл (Гаретова, Левшина, 2007). В целом, фоновое содержание фенолов в реках может сопровождаться минимальными численностями ФОБ (Пакулина, Платонова, 2019). В нижнем течении рек увеличение ФОБ связано с поступлением ливневых и терригенных стоков с селитебной территории. Отсутствующие данные по содержанию фенолов в воде также помогли бы раскрыть проблему количественной оценки развития ФОБ.

6.5. Мероприятия по оптимизации нарушенной природной среды района исследования

Полученные данные о низком качестве воды притоков урбанизированных территорий свидетельствуют о необходимости принятия неотложных мер по улучшению экологической ситуации на водосборах городских притоков Онежского озера. В первую очередь необходима очистка постоянных ливневых стоков, что возможно решить, зациклив ливневые стоки в центральную канализационную систему. При длительном загрязнении городских рек необходимо проведение комплексных мероприятий, которые включают в себя как профилактические мероприятия (на водосборной территории), так и восстановительные / оздоровительные (непосредственно в реках) (Йоргенсен, 1985; Апарина, Звягинцев, 2014 и др.). К профилактическим мероприятиям можно отнести: повышение степени очистки сточных вод, предотвращение загрязнения поверхностным стоком с территории населенных мест, ограничение рекреационной нагрузки, гидротехнические мероприятия, установление и соблюдение режима водоохраных зон и т.п. (Edmonson, 1966, 1970, 1972; Chalkia, Kehayias, 2013; Gołdyn et al., 2014).

При профилактических работах в первую очередь необходимо ликвидировать источники загрязнения. Немаловажна очистка водосборной территории и самих рек от крупногабаритного мусора, который ежегодно накапливается в ходе антропогенного воздействия (рисунок 6.4). Также поступлению загрязняющих веществ с берегов может препятствовать «габионное берегоукрепление», выполняющее барьерную функцию (Сидаков, Бандурин, 2021).

Основными точечными источниками загрязнения рек Лососинки и Неглинки являются ливневые стоки г. Петрозаводска, которые составляют треть от общего объема каждой реки и приносят загрязняющие вещества, содержание которых превышает ПДК более чем в 300 раз. В условиях г. Петрозаводска наилучшим вариантом, на наш взгляд, стала бы очистка стоков путем установки фильтров для улавливания загрязняющих веществ. Так, на одном из стоков, впадающем непосредственно в Петрозаводскую губу Онежского озера, в рамках проекта PeatStop была установлена система фильтрации для улавливания нефтепродуктов

с отстаиванием воды, автоматической системой сбора нефтепродуктов и фильтром с сорбционными фильтрующими элементами (Поташов, 2020; KA10020 PeatStop, 2024).



Рисунок 6.4 – Накопление крупногабаритного мусора в р. Лососинке

Рассеянным источником загрязнения является склоновый сток города, и большую опасность здесь представляют застройки частного сектора, территории которого затапливаются в весеннее половодье и обогащают речные воды ОКБ. Согласно п. 16 Водного кодекса Российской Федерации (2023), хозяйственная деятельность в пределах водоохранных зон не запрещена, а ограничена. Поэтому частные дома необходимо оборудовать сооружениями, обеспечивающими охрану водных объектов от различных загрязнений, в том числе микроорганизмов. Решить эту задачу возможно при наличии на каждом участке сооружений для сбора отходов с использованием технологии сухих туалетов (Global Dry Toilet Association of Finland).

К рассеянным источникам загрязнения также относится склоновый сток с дорожных покрытий, приносящий в реки нефтепродукты. Снизить поступление нефтепродуктов возможно с помощью установки специальных очистных сооружений для автомобильных дорог и мостов, включающих физико-химический метод фильтрации и сорбции для удаления нефтесодержащих и иных загрязнений (Экостандарт, 2024). Допустимо воспользоваться и внедрениями систем управления ливневыми водами (Мусаханова и др., 2021). Например, возможно применение проницаемых пористых покрытий тротуаров и дорог, как инфильтрационных систем, через которые вода просачивается в грунты, снижая свое количество на поверхности (Дергунова, Пиксайкина, 2018). В свой черед вопрос терригенного стока, который случается во время дождей и ливней, возможно решить благодаря зеленым насаждениям, которые используют ливневый сток как необходимый ресурс. Некоторые авторы (Зайкова, Феофанова, 2022) предлагают использование биофильтрационного склона,

представленного склоновым участком с растительностью, биодренажных канав – искусственных низменностей, покрытых растительностью и служащих для накопления и фильтрации дождевых стоков, а также дождевых садов – пониженных участков в ландшафте, где собирается дождевая вода, которая впитывается в землю, поглощая на 30–40 % больше стоковых вод, чем типичный газон.

Наиболее радикальными являются оздоровительные или восстановительные мероприятия. К ним можно отнести, например, удаление слоя донных отложений, создание биоплато из высших водных растений и др. (Andersson et al., 1973; Шамардина, 1975; Йоргенсен, 1985; Горелов, 2015; Наумова и др., 2015).

В донных отложениях рек Лососинки и Неглинки накапливаются тяжелые металлы, нефтепродукты и другие загрязняющие вещества, которые оказывают неблагоприятное воздействие на биоту (накопление тяжелых металлов бентосом, различные заболевания рыб) (Лукина, Беличева, 2013; Slukovskii, Polyakova, 2017). Решить данный вопрос возможно путем изъятия донных отложений, осуществляемый гидромеханизированным методом при помощи земснарядов (Зыков, 2005; Бухарицин и др., 2017). Данный метод уже апробирован на реках Санкт-Петербурга, Ростова-на-Дону, Екатеринбурга (Бакаева и др., 2013; Максимова, Нестеров, 2014; Сидаков, Бандурин, 2021). Однако существует риск вторичного загрязнения речных вод из донных отложений после изъятия последних (Бакаева и др., 2013; Сидаков, Бандурин, 2021). Возможно применение метода обезвреживания донных отложений от тяжелых металлов при их обработке кальциевыми материалами и импульсной магнитной обработке (Чекренев, 2009).

При восстановительных мероприятиях на антропогенно нарушенных участках водоема часто приоритет дается макрофитам, которые в первую очередь служат буферными зонами для снижения рисков загрязнения поверхностных вод. Данные мероприятия пользуются спросом как в России, так и за рубежом (Koetsier, McArthur, 2000; Horvath, 2004; Наумова и др., 2015; Eigemann et al., 2016; Казмирук, 2024). Известно, что макрофиты способны перехватывать и микропластик в 22–76 % случаев (Казмирук, 2020). В исследованиях Казмирука В. Д. (2024) показано, что наличие видов-концентраторов и деконцентраторов в водотоках и водоемах может способствовать затуханию и осаждению взвешенных веществ в воде, накоплению и удержанию значительного количества биогенных элементов и тяжелых металлов их донных отложений. В связи с такой водоохранной функцией высшей водной растительности возникает необходимость частичного изъятия накопившихся органических илов и расчистки мелководий от макрофитов (Казмирук, 2024). Необходимо осуществлять элиминацию фитомассы макрофитов из водных экосистем в осенний период их вегетации, так как именно в это время макрофиты максимально аккумулируют данные токсиканты и временно выводят их из водоемов и водотоков (Соловых и др., 2016).

Заключение к главе. Обобщенные нами данные по химическим и микробиологическим показателям свидетельствуют, что наиболее загрязненными являются реки г. Петрозаводска – Лососинка и Неглинка, и особенно на участках в черте города. Влияние природного регионального фактора обуславливает в верхних участках реки пониженные значения рН (в среднем 6,1) и высокие показатели цветности (187 град), которые снижают качество воды. В городской черте повышаются значения рН (7,2) и снижается цветность (120 град.), однако увеличивается влияние антропогенного фактора (в среднем для обеих рек: БПК₅ – 2,6 мг О₂/л, Р_{общ} – 82 мкг Р/л; Р_{мин} – 73 мкг Р/л, содержание нефтепродуктов – 0,1 мг/л). Загородные участки реки по микробиологическим и химическим показателям характеризуются как удовлетворительно чистые. Городские участки р. Лососинки по химическим показателям соответствовали удовлетворительно чистым водам, по микробиологическим – загрязненным (главным образом за счет большого поступления условно-патогенных микроорганизмов). Городские участки р. Неглинки по химическим и микробиологическим показателям характеризовались как загрязненные за счет поступления большого количества легкоминерализуемого ОВ (БПК₅ – 3,8 мг О₂/л), фосфора (Р_{мин} – 153 мкг Р/л) и нефтепродуктов (0,1 мг/л), а также присутствия условно-патогенных микроорганизмов (ОКБ в среднем достигало 940 тыс. КОЕ/л).

Притоки юго-западного побережья, в том числе руч. Железный характеризовались нейтральными рН воды (в среднем 7,0), повышенными показателями цветности (145 град.), и повышенной антропогенной нагрузкой (БПК₅ – 1,55 мг О₂/л, Р_{общ} – 43 мкг Р/л; Р_{мин} – 15 мкг Р/л). По гидрохимическим показателям соответствовали чистым водам, за исключением р. Деревянки и руч. Железного, воды которых характеризовались как удовлетворительно чистые. По микробиологическим показателям воды всех изученных рек юго-западного побережья характеризовались как удовлетворительно чистые.

Северо-западный приток Онежского озера – р. Лижма – выделялась наиболее благоприятной экологической ситуацией, имела низкую цветность воды (20 град), нейтральные значения рН (7,45) и слабое влияние антропогенного фактора (БПК₅ – 0,63 мг О₂/л, Р_{общ} – 12 мкг Р/л; Р_{мин} – 1 мкг Р/л). По микробиологическим показателям и показателям химического состава воды определялась как чистая.

Северные притоки Онежского озера – реки Кумса и Вичка, характеризующиеся пониженными показателями цветности (50–80 град), нейтральными значениями рН (7,3), и невысокой антропогенной нагрузкой (в среднем для обеих рек БПК₅ – 1,44 мг О₂/л, Р_{общ} – 16,5 мкг Р/л; Р_{мин} – 2,5 мкг Р/л), по показателям химического состава воды относились к чистым водам, по микробиологическим показателям – водам удовлетворительной чистоты, из-за присутствия в воде высоких численностей ОКБ.

Таким образом, при изучении влияния природного и антропогенного факторов на притоки Онежского озера, удалось осуществить комплексную оценку экологического состояния высокогумусных рек по гидрохимическим и микробиологическим показателям совместно, что послужит основой для экологического мониторинга притоков Онежского озера.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Экологическая ситуация на малых притоках Онежского озера до настоящего времени оставалась неизученной. Нашими сезонными исследованиями впервые показано, что наибольшей загрязненностью характеризуются реки Лососинка и Неглинка, протекающие по территории г. Петрозаводска, где проживает более 260 000 человек. Загрязненные воды этих притоков поступают в Петрозаводскую губу Онежского озера и могут ухудшать качество ее воды, которая используется для питьевого водоснабжения г. Петрозаводска. В связи с этим биоиндикация качества воды и оценка экологической ситуации на притоках Онежского озера являются весьма актуальными.

Основные проблемы биоиндикационных исследований состояния притоков Онежского озера были связаны с геохимическими особенностями их водосборных территорий. Высокая заболоченность водосборов определяет поступление в реки большого количества гумусовых веществ и связанных с ними микроэлементов, например, железа. Поскольку гумусовые вещества имеют кислотную природу, их присутствие в речных водах определяет пониженные значения рН воды. Сложность поставленных задач была связана с тем, что биоиндикацию антропогенного воздействия на притоки Онежского озера необходимо было выполнить с учетом особенностей геохимической обстановки – присутствия в воде комплекса веществ (гуминовые и фульвокислоты, железо, пониженная концентрация водородных ионов), которые сами по себе оказывают угнетающее воздействие на гидробионтов.

В ходе наших исследований было выявлено, что показатели химического состава речных вод, свидетельствующие о влиянии заболоченных водосборов, не связаны с показателями состава воды, отражающими действие на реки антропогенного фактора (концентрация нефтепродуктов, взвешенных веществ, БПК₅ и др.) – как в пространственном, так и сезонном аспектах, что свидетельствует об относительно независимом влиянии на экосистемы рек двух групп факторов – природных и антропогенных. Это позволило решить задачи определения качества воды притоков Онежского озера с применением дифференцированной оценки влияния комплекса факторов. С этой целью были рассчитаны индексы качества речной воды отдельно: во-первых, с использованием цветности воды, содержания железа и рН (природные факторы); во-вторых, по показателям БПК₅, содержания кислорода, нефтепродуктов, взвешенных веществ и др. (антропогенные факторы). Оказалось, что при такой дифференцированной оценке прояснились зоны влияния антропогенного фактора, воздействие которого на загородных участках рек оказалось незначительным, а проявляется в пределах городской территории, где происходит поступление загрязняющих веществ с ливневым и склоновым стоками.

Биоиндикация качества воды притоков Онежского озера с использованием микробиологических показателей оказалась весьма информативной для выявления зон действия именно антропогенных факторов. В воде рек Лососинки и Неглинки на городских участках обнаружены высокие концентрации патогенных бактерий, определяемые по количеству общих колиформных бактерий и общему микробному числу, что свидетельствует о неблагоприятной санитарной ситуации в черте г. Петрозаводска. Кроме того, в воде рек выявлены высокие концентрации фенолоксиляющих и углеводородоксиляющих бактерий, что указывает на интенсивное загрязнение техногенного характера, определяемого смывами с городской территории, которые поступают в реки и далее в Петрозаводскую губу Онежского озера. О высоком загрязнении речных вод в черте города Петрозаводска свидетельствовали также функциональные и морфологические показатели бактерий. В целом, ситуация на притоках, протекающих по территории г. Петрозаводска, в соответствии с санитарными нормами, непригодна для рекреации и опасна для использования в хозяйственно-бытовых целях.

Особенный интерес представляют результаты микробиологической индикации притока Онежского озера – руч. Железного, на котором отсутствуют прямые выпуски сточных или ливневых вод. Тем не менее, на этом притоке были обнаружены весьма высокие показатели численности эколого-трофических групп бактериопланктона, что указывает на возможность существования источников загрязнения и необходимость дальнейшего анализа ситуации на водосборе руч. Железного.

Таким образом, для более точной оценки экологической ситуации на реках Карелии необходимо применение дифференцированного подхода, который предполагает расчет индексов качества воды отдельно: по химическим показателям, отражающим, с одной стороны, влияние природных факторов, а с другой стороны, антропогенных источников загрязнения. Микробиологическая индикация качества воды в притоках Онежского озера является важнейшим средством контроля экологической ситуации и должна проводиться круглогодично.

Выводы:

1. Региональные особенности химического состава воды на всех станциях изученных притоков Онежского озера связаны с повышенной заболоченностью (10–13 %) их водосборов и определяют высокие показатели цветности воды (110–290 град), содержания железа (1,4–2,4 мг/л) и пониженные значения pH (до 4,8). На городских участках рек выявлена высокая антропогенная нагрузка, связанная с поступлением ливневых стоков г. Петрозаводска (30 % от объема речных вод) и высокими концентрациями в них загрязняющих веществ. Содержание органического вещества, определяемого по БПК₅, в ливневых стоках превышает ПДК в 1,2–94,3 раз, взвешенных веществ – в 1,2–132 раз, нефтепродуктов – в 1,9–78,6 раз.

2. Количественные показатели бактериопланктона характеризовались значимыми различиями на загородных и городских участках рек Лососинки и Неглилки. Сезонная динамика численности бактерий-индикаторов нефтяного загрязнения, санитарного состояния, сапробности на городских участках рек Лососинки и Неглилки слабо связана с гидрологическим и температурным режимом рек и отражает влияние стока загрязняющих веществ с городской территории. В составе бактериопланктона городских участков увеличивалась доля крупных палочковидных форм, характеризующихся интенсивным метаболизмом и свидетельствующих о поступлении легкоминерализуемых органических веществ.

3. Для рек Лососинки, Неглилки и ручья Железного характерен отрицательный биотический баланс (отношение продукции к деструкции 0,1–0,9), который свидетельствует о гетеротрофном типе функционирования речных экосистем и протекании процессов самоочищения.

4. Бактериопланктон является приоритетным экспрессным биоиндикатором экологического состояния малых рек полугорного типа по сравнению с другими планктонными формами и позволяет выявить загрязнение вод легкоминерализуемым органическим веществом, фенольными соединениями и нефтепродуктами. Установлено, что городские участки рек Лососинки и Неглилки характеризуются высокими показателями численности общих колиформных бактерий (53,2–492 тыс. КОЕ/л) и общего микробного числа (0,6–5,95 тыс. КОЕ/мл), что свидетельствует о высокой антропогенной нагрузке и потенциальной санитарной опасности речных вод для населения г. Петрозаводска.

5. Количественные показатели эколого-трофических групп изученных рек, протекающих по урбанизированным территориям, обусловлены поступлением органических веществ антропогенного происхождения, что позволяет применять микробиологические показатели для оценки экологической ситуации в высокогумусных притоках Онежского озера.

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

- ББ – биомасса бактерий
ОКБ – общие колиформные бактерии
ХПК – химическое потребление кислорода
ГБ – гетеротрофные бактерии
НБ – нитрифицирующие бактерии
ОВ – органическое вещество
ОМЧ – общее микробное число
ОЧБ – общая численность бактерий
ПДК – предельно допустимая концентрация
ПО – перманганатная окисляемость
РОВ – растворенные органические вещества
СБ – сапрофитные бактерии
УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязнения воды
УОБ – углеводородоокисляющие бактерии
ФОБ – фенол окисляющие бактерии
ЦВ – цветность
С_{орг} – органический углерод
Fe_{общ} – железо общее
P_{общ} – фосфор общий
P_{мин} – фосфор минеральный

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Автоматизированная информационная система государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО). Состояние поверхностных вод / Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации; Федеральное агентство водных ресурсов. – URL: <http://gmvo.skniivh.ru> (дата обращения: 01.02.2019).
2. Акулова А. Ю. Сезонная динамика численности метаболически активного бактериопланктона на участках реки Москвы с разным уровнем биогенной нагрузки / А. Ю. Акулова, И. В. Мошарова, К. П. Хазанова, Л. И. Голдобина // Экология родного края: проблемы и пути их решения: материалы XVII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Киров, 26–27 апреля 2022 г. – Киров: Вятский государственный университет, 2022. – Кн. 2. – С. 80–82.
3. Алекин, О. А. Руководство по химическому анализу вод суши / О. А. Алекин, А. Д. Семенов, Б. А. Скопинцев. – 3-е изд. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 269 с.
4. Алимов, А. Ф. Ресурсный потенциал видов, сообществ и экосистем континентальных водоемов / А. Ф. Алимов, В. В. Бульон, С. М. Голубков // Успехи современной биологии. – 2009. – Т. 129, № 6. – С. 516–527.
5. Апарина, Н. И. Защита компонентов природной среды при реабилитации городских водоемов на примере пруда Планового института / Н. И. Апарина, Н. А. Звягинцев // Студенческая наука. Исследования в области архитектуры, строительства и охраны окружающей среды: тезисы докладов 33-й Межвузовской студенческой научно-технической конференции по материалам научно-исследовательской работы студентов в 2013 году. Самара, 26–27 марта 2014 г. – Самара: [б. и.], 2014. – С. 204–205.
6. Бакаева, Е. Н. Биологические подходы к оценке экотоксикологического состояния водных экосистем / Е. Н. Бакаева, А. М. Никаноров // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 2015. – № 1 (185). – С. 72–83.
7. Бакаева, Е. Н. Гидробионты в оценке качества вод суши / Е. Н. Бакаева, А. М. Никаноров. – М.: Наука, 2006. – 237 с.
8. Бакаева, Е. Н. Оценка качества вод малых рек бассейнов Северского Донца и Тузлова по биотическим индексам / Е. Н. Бакаева, М. Н. Тарадайко // Водные биоресурсы и среда обитания. – 2021. – Т. 4, № 1. – С. 7–18.
9. Бакаева, Е. Н. Токсичность вод и донных отложений урбанизированного участка реки Темерник (г. Ростов-на-Дону, ЮФО) / Е. Н. Бакаева, Н. А. Игнатова, Г. Г. Черникова, Д. А. Рудь // Современные проблемы науки и образования. – 2013. – № 2. – Номер статьи 288. – 8 с. – URL: <https://s.science-education.ru/pdf/2013/2/288.pdf> (дата обращения: 26.05.2024).

10. Балаганский, А. Ф. Ресурсы речного стока и водный баланс Онежского озера / А. Ф. Балаганский, В. А. Карпечко, А. В. Литвиненко, Ю. А. Сало // Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. – С. 31–38.
11. Барина, С. С. О необходимости разработки региональных баз данных биоиндикаторов состояния водных объектов / С. С. Барина // Водные биоресурсы и среда обитания. – 2020. – Т. 3, № 2. – С. 7–16.
12. Барышев, И. А. Влияние городских стоков на бентосных беспозвоночных пороговых участков р. Лососинка (Карелия) / И. А. Барышев, В. В. Хренников, В. К. Лузгин // Биология внутренних вод. – 2001. – № 4. – С. 73–78.
13. Барышев, И. А. Макрозообентос рек Восточной Фенноскандии / И. А. Барышев. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2023. – 334 с.
14. Беличева, Л. А. Оценка современного экологического состояния и рекреационного потенциала урбанизированных водотоков г. Петрозаводска / Л. А. Беличева, В. П. Бусарова // Водная среда и природно-территориальные комплексы: исследование, использование, охрана: материалы IV Школы-конференции молодых ученых с международным участием. Петрозаводск, 26–28 августа 2011 г. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. – С. 94–99.
15. Биоиндикация экологического состояния равнинных рек: монография; под ред. О. В. Бухарина, Г. С. Розенберга. – М.: Наука, 2007. – 403 с.
16. Богатов, В. В. Основы речной гидрологии и гидробиологии / В. В. Богатов, А. С. Федоровский. – Владивосток: Дальнаука, 2017. – 384 с.
17. Богданова, О. Ю. Таксономический состав микробного населения литорали Кольского залива / О. Ю. Богданова // Евразийский Союз Ученых. – 2015. – № 4 (13), ч. 10. – С. 8–11.
18. Бородулина, Г. Источники децентрализованного водоснабжения (родники и колодцы) / Г. Бородулина // Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества; ред. Н. Филатов, А. Литвиненко, А. Сяркиоя, Р. Порттукиви, Т. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006. – С. 161–166.
19. Бородулина, Г. С. Подземные воды / Г. С. Бородулина // Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 31–42.
20. Бородулина, Г. С. Роль высокоуглеродистых (шунгитсодержащих) пород в формировании состава подземных вод Онежской структуры / Г. С. Бородулина, С. А. Светов,

И. В. Токарев, М. А. Левичев // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2020. – № 9. – С. 72–87.

21. Бородулина, Г. С. Эколого-геохимическая характеристика подземных вод Карелии / Г. С. Бородулина, М. А. Богачев, Г. Л. Чесалина, Е. А. Перская, И. С. Сельшева // Водные ресурсы европейского Севера России: итоги и перспективы исследований: материалы юбилейной конференции, посвященной 15-летию Института водных проблем Севера. Петрозаводск, 19–20 сентября 2006 г. – Петрозаводск: [б. и.], 2006. – С. 294–312.

22. Брагинский, Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности / Л. П. Брагинский // Гидробиологический журнал. – 1985. – Т. 21, № 6. – С. 65–74.

23. Брагинский, Л. П. Экологические подходы к исследованию механизмов действия токсикантов в водной среде / Л. П. Брагинский // Формирование и контроль качества поверхностных вод: сборник статей. – Киев: Наукова думка, 1975. – Вып. 1. – С. 5–15.

24. Бульон В. В. Биотический баланс озера Байкал: сравнение результатов моделирования и натурных наблюдений / В. В. Бульон // Доклады Академии наук. – 2016. – Т. 468, № 5. – С. 594–597.

25. Бульон, В. В. Биологическая продуктивность Богучанского водохранилища: моделирование и прогноз / В. В. Бульон, С. Е. Сиротский // Известия Российской академии наук. Серия биологическая. – 2015. – № 4. – С. 431–440.

26. Бульон, В. В. Два варианта балансовой модели для прогноза биопродуктивности водных экосистем / В. В. Бульон // Водные ресурсы. – 2017. – Т. 44, № 6. – С. 641–652.

27. Бухарицин, П. И. Реальная производительность – главнейшая оценка эффективности любой техники и технологии при производстве дноуглубительных работ / П. И. Бухарицин, Н. В. Русанов, В. Н. Саинова // Научный альманах. – 2017. – № 10-2 (36). – С. 17–25.

28. Былинкина А. А. О приемах графического изображения аналитических данных о состоянии водоема / А. А. Былинкина, С. М. Драчев, А. И. Ицкова // 16-е Гидрохимическое совещание: тезисы докладов. Новочеркасск, 05–08 мая 1962 г. – Новочеркасск: [б. и.], 1962. – С. 8–15.

29. Варшал, Г. М. Геохимическая роль гумусовых кислот в миграции элементов / Г. М. Варшал, Т. К. Велюханова, И. Я. Кошечева // Гуминовые вещества в биосфере: сборник статей. – М.: Наука, 1993. – С. 97–116.

30. Васильева, Е. П. Химический состав донных отложений приустьевых участков рек Онежского озера / Е. П. Васильева // Притоки Онежского озера. Оперативно-информационные материалы. – Петрозаводск: КФ АН СССР, 1988. – С. 9–11.

31. Веницианов Е. В. Современные проблемы оценки, регулирования и мониторинга качества поверхностных вод / Е. В. Веницианов, Г. В. Аджиенко, А. А. Возняк, М. А. Чиганова // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2018. – № 1. – С. 47–59.
32. Винберг, Г. Г. Первичная продукция водоемов / Г. Г. Винберг. – Минск: Изд-во АН БССР, 1960. – 329 с.
33. Виноградов, А. П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А. П. Виноградов // Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555–571.
34. Виноградов, Г. А. Разработка региональной классификации качества вод на основе мониторинга р. Которосль и ее притоков / Г. А. Виноградов, Г. П. Жариков, Н. А. Березина, Н. А. Лаптева, Н. П. Клайн, С. А. Курбатова, А. С. Маврин // Экологические проблемы Верхней Волги: монография. – Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. – Гл. 7, ч. 2. – С. 210–221.
35. Вислянская, И. Г. Фитопланктон притоков Онежского озера / И. Г. Вислянская // Притоки Онежского озера: сборник статей; науч. ред. З. С. Кауфман. – Петрозаводск: Карельский научный центр АН СССР, 1990. – С. 44–63.
36. Водный кодекс Российской Федерации от 03 июня 2006 г. № 74-ФЗ (ред. от 25 декабря 2023 г.) (с изм. и доп., вступ. в силу с 30.12.2023) // Гарант.ру: информационно-правовой портал. – URL: <https://base.garant.ru/12147594/?ysclid=1x4v9dlhka490140462> (дата обращения: 25.05.2024).
37. Водотоки острова Сахалин: жизнь в текучей воде / В. С. Лабай, Л. А. Живоглядова, А. В. Полтева, И. В. Мотылькова, Н. В. Коновалов, Д. С. Заварзин, Л. Н. Баранчук-Червонный, А. В. Кордюков, Д. С. Даирова, В. Д. Никитин, А. А. Живоглядов, Н. К. Заварзина, С. Н. Сафронов. – Южно-Сахалинск: Сахалинский областной краеведческий музей, 2015. – 236 с. – (Естественная история Сахалина и Курильских островов).
38. Волков, И. В. Есть ли экологический смысл у системы общедолевых рыбохозяйственных ПДК? / И. В. Волков, И. Н. Заличева, Н. К. Шустова, Т. Б. Ильмаст // Экология. – 1996. – № 5. – С. 350–354.
39. Гаретова, Л. А. Бактериопланктон водотоков горно-таежной зоны Хабаровского края / Л. А. Гаретова // Чтения памяти В. Я. Леванидова: сборник статей. Владивосток, 21–23 марта 2005 г. – Владивосток: Дальнаука, 2005. – Вып. 3. – С. 174–182.
40. Гаретова, Л. А. Бактериопланктон речных экосистем горно-таежной зоны / Л. А. Гаретова, С. И. Левшина // Биология внутренних вод. – 2007. – № 4. – С. 25–33.
41. Гаретова, Л. А. Количественные оценки экологического состояния малых рек Хабаровского края / Л. А. Гаретова // Пресноводные экосистемы бассейна реки Амур: монография; отв. ред. Е. А. Макаrenchенко. – Владивосток: Дальнаука, 2008. – С. 111–122.

42. Гелашвили, Д. Б. Принципы и методы экологической токсикологии: учебное пособие / Д. Б. Гелашвили, В. С. Безель, Е. Б. Романова, М. Е. Безруков, А. А. Силкин, А. А. Нижегородцев. – Нижний Новгород: Изд-во ННГУ, 2016. – 702 с.
43. Герд, С. В. Обзор гидробиологических исследований озер Карелии / С. В. Герд // Труды Карело-Финского отделения ВНИОРХ. – 1946. – Т. 2. – С. 27–139.
44. Гидрохимия Онежского озера и его притоков: монография; отв. ред. Н. Ф. Соловьева. – Л.: Наука. Ленинградское отделение, 1973. – 243 с.
45. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: гигиенические нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 15 с.
46. Горбунов, К. В. Влияние зарегулирования стока реки Волги на биосток и биологические процессы в ее дельте / К. В. Горбунов // Труды Всесоюзного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии. – 1975. – Т. 108: Биологическая продуктивность Каспийского моря. – С. 33–43.
47. Горелов, В. П. Восстановление и функционирование донных биоценозов водоемов Волго-Ахтубинской поймы под влиянием масштабных дноуглубительных работ (на примере оз. Дегтярное) / В. П. Горелов // Грани познания. – 2015. – № 4 (38). – С. 125–128.
48. Горленко, В. М. Экология водных микроорганизмов / В. М. Горленко, Г. А. Дубинина, С. И. Кузнецов. – М.: Наука, 1977. – 289 с.
49. Горохов, А. В. Распределение тяжелых металлов в водах реки Лососинки / А. В. Горохов, Л. П. Марченко // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, биология, охрана: тезисы докладов II Всероссийской конференции. Борок, 16–19 ноября 2004 г. – Борок: [б. и.], 2004. – С. 17.
50. ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – Введ. 1983–01–01. – М.: Стандартиформ, 1982. – 10 с.
51. ГОСТ 31868-2012. Вода. Методы определения цветности. – Введен впервые, 2014-01-01. – М.: Стандартиформ, 2014. – 7 с.
52. ГОСТ 31942-2012. Вода. Отбор проб для микробиологического анализа. – Введен впервые, 2014-01-01. – М.: Стандартиформ, 2013. – 27 с.
53. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия / Министерство природных ресурсов и экологии Республики Карелия. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2000–2022.
54. Даувальтер, В. А. Исследование физического и химического состава донных отложений при оценке экологического состояния водоемов: учебное пособие / В. А. Даувальтер. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2006. – 84 с.

55. Двуреченская, С. Я. К вопросу о методических подходах к определению качества воды по интегральным показателям (на примере Новосибирского водохранилища) / С. Я. Двуреченская, Т. М. Булычева // Вода: химия и экология. – 2015. – № 10. – С. 32–37.
56. Дергунова, А. В. Применение пористых тротуаров в создании инфраструктуры городской среды / А. В. Дергунова, А. А. Пиксайкина // Вестник МГСУ. – 2018. – Т. 13, вып. 12. – С. 1440–1447.
57. Деревенская, О. Ю. Методы оценки качества вод по гидробиологическим показателям: учебно-методическая разработка по курсу «Гидробиология» / сост. О. Ю. Деревенская. – Казань: КФУ, 2015. – 44 с.
58. Дзюбан, А. Н. Бактериопланктон и микробиологическое окисление метана в воде загрязняемой малой реки / А. Н. Дзюбан // Биология внутренних вод. – 2000. – № 2. – С. 65–72.
59. Дзюбан, А. Н. Деструкция органического вещества и процессы превращения метана в донных отложениях Рыбинского водохранилища / А. Н. Дзюбан // Биология внутренних вод. – 2002. – № 1. – С. 43–50.
60. Дзюбук, И. М. Динамика качества вод реки Неглинки при транзите их через территорию города Петрозаводска / И. М. Дзюбук, Е. А. Клюкина // Современные проблемы науки и образования. – 2015. – № 5. – Номер статьи 639. – 8 с. – URL: <https://s.science-education.ru/pdf/2015/5/639.pdf> (дата обращения: 25.11.2015).
61. Драбкова, В. Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах / В. Г. Драбкова. – Л.: Наука. Ленинградское отделение, 1981. – 212 с.
62. Драчев, С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками / С. М. Драчев. – М.-Л.: Наука, 1964. – 274 с.
63. Ермолаева, Н. И. Оценка экологического состояния водоемов по гидробиологическим и гидрохимическим показателям / Н. И. Ермолаева, Д. М. Безматерных, С. Я. Двуреченская, Е. Ю. Зарубина, С. С. Барина, Р. Е. Романов // Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, Центральной Азии и Сибири: монография: в 5 т. – 2018. – Т. II: Изучение и мониторинг процессов в почвах и водных объектах; ред. В. Г. Сычев, Л. Мюллер. Гл. II/81. – С. 378–382.
64. Жукинский, В. Н. Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши / В. Н. Жукинский, О. П. Окснюк, Г. Н. Олейник, С. И. Кошелева // Гидробиологический журнал. 1981. – Т. 17, № 2. – С. 38–49.
65. Заварзин, Г. А. К понятию микрофлоры рассеяния в круговороте углерода / Г. А. Заварзин // Журнал общей биологии. – 1970. – Т. 31, № 4. – С. 386–393.
66. Зайкова, Е. Ю. Зеленая инфраструктура как инструмент управления ливневыми водами / Е. Ю. Зайкова, С. С. Феофанова // Вестник МГСУ. – 2022. – Т. 17, вып. 11. – С. 1429–1452.

67. Заличева, И. Н. К вопросу о регламентировании антропогенной нагрузки биогенными веществами на водные экосистемы в таежной природно-климатической зоне / И. Н. Заличева, И. В. Волков // Водные ресурсы. – 1994. – Т. 21, № 6. – С. 674–679.

68. Земляков, Б. Ф. Четвертичная геология Карелии / Б. Ф. Земляков. – Петрозаводск: [б. и.], 1936. – 103 с. – (Труды секции естественных производительных сил Карельского научно-исследовательского института. Т. 1, вып. 1).

69. Зинченко, Т. Д. Экологическая характеристика лотической системы на примере малых рек Волжского бассейна: методологические подходы исследований / Т. Д. Зинченко, Е. В. Промахова, Л. В. Головатюк, Э. В. Абросимова, Т. В. Попченко, В. К. Шитиков // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2018. – Т. 20, № 5 (2). – С. 167–179.

70. Зобков, М. Б. Оценка воздействия фильтрационных вод полигонов захоронения твердых бытовых отходов и активных илов на качество воды малых рек гумидной зоны / М. Б. Зобков, М. В. Зобкова, А. В. Сабылина, Т. А. Ефремова // Теоретическая и прикладная экология. – 2021. – № 4. – С. 119–126.

71. Зыков, А. Н. Гидромеханизация возвращается / А. Н. Зыков // Экология и промышленность России. – 2005. – № 10. – С. 4–7.

72. Израэль, Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды / Ю. А. Израэль. – 2-е изд., доп. – М.: Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.

73. Йоргенсен, С. Э. Управление озерными системами: пер. с англ. / С. Э. Йоргенсен. – М.: Агропромиздат, 1985. – 157 с.

74. Исаченко, А. Г. Сравнительная оценка экологического состояния геосистем регионального и локального уровней / А. Г. Исаченко, Г. А. Исаченко // География: сборник статей; под ред. А. Н. Тихонова и др. – М.: Издательство Московского университета, 1993. – С. 9–19.

75. KA10020 PeatStop: проект развития системы управления ливневыми сточными водами в регионе Кайнуу (Финляндия) и Республике Карелия (Россия) // KARELIA CBC (Cross-border cooperation). – URL: <https://www.kareliacbc.fi/ru/projects/ka10020-peatstop-proekt-razvitiya-sistemy-upravleniya-livnevymi-stochnymi-vodami-v-regione> (дата обращения: 25.05.2024)

76. Казмирук, В. Д. Гидроэкологические процессы и реконструкция зарастающих водных объектов: автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 1.6.21 / Казмирук Василий Данилович. – М., 2024. – 42 с.

77. Казмирук, В. Д. Микропластик в окружающей среде. Нарастающая проблема планетарного масштаба: монография / В. Д. Казмирук – М.: URSS: ЛЕНАНД, 2020. – 426 с.

78. Калинкина, Н. М. Биотестирование воды реки Лососинки с использованием двух видов ракообразных / Н. М. Калинкина, А. И. Сидорова, А. А. Гридина // Водные объекты

города Петрозаводска: учебное пособие; ред. А. В. Литвиненко, Т. И. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 82–84.

79. Калинкина, Н. М. Геохимические закономерности распространения реликтовых ракообразных в водоемах Карелии / Н. М. Калинкина, Т. С. Шелехова // Современные проблемы четвертичной геологии и географии Северо-Запада европейской части России и сопредельных стран: материалы научной сессии (с участием иностранных специалистов), посвященной 100-летию со дня рождения Г. С. Бискэ. Петрозаводск, 09–10 марта 2017 г. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2017. – С. 84–87.

80. Карелия: энциклопедия: в 3 т.; гл. ред. А. Ф. Титов. – Петрозаводск: ИД «ПетроПресс», 2009. – Т. 2: К–П. – 464 с.

81. Карпечко, В. А. Гидрографическая и гидрологическая характеристика водотоков / В. А. Карпечко // Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие; ред. А. В. Литвиненко, Т. И. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 25–27.

82. Каталог озер и рек Карелии; под ред. Н. Н. Филатова, А. В. Литвиненко. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2001. – 290 с.

83. Киреева, И. Ю. Микробиологические показатели для характеристики качества воды в водоемах разных категорий / И. Ю. Киреева // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: тезисы докладов IV Международной научной конференции. Минск – Нарочь, 12–17 сентября 2011 г. – Минск: Изд. центр БГУ, 2011. – С. 172–173.

84. Китаев, С. П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов: монография / С. П. Китаев. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. – 395 с.

85. Кожова О. М. Морфологическое разнообразие планктонных бактерий как показатель качества вод / О. М. Кожова, Н. В. Дутова // Гидробиологический журнал. – 1989. – Т. 25, № 1. – С. 42–48.

86. Комулайнен, С. Ф. Водоросли в озерно-речных системах Восточной Фенноскандии / С. Ф. Комулайнен // Биогеография Карелии. Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2005. – Вып. 7. – С. 78–86.

87. Комулайнен, С. Ф. Изменение структуры фитоперифитона в малых реках урбанизированных территорий / С. Ф. Комулайнен, А. К. Морозов // Водные ресурсы. – 2007. – Т. 34, № 3. – С. 356–363.

88. Комулайнен, С. Ф. Структура и функционирование сообществ водных организмов в малых водоемах города Петрозаводска / С. Ф. Комулайнен, А. Н. Круглова, Ю. Л. Сластина, Е. В. Теканова, М. А. Клочкова // Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие; ред.

А. В. Литвиненко, Т. И. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 67–73.

89. Кондакова, Г. В. Биоиндикация. Микробиологические показатели: учебное пособие / Г. В. Кондакова. – Ярославль: ЯрГУ, 2007. – 136 с.

90. Копылов, А. И. Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги / А. И. Копылов, Д. Б. Косолапов. – М.: Изд-во СГУ, 2008. – 377 с.

91. Копылов, А. И. Гетеротрофные микроорганизмы в планктонных трофических сетях речных экосистем / А. И. Копылов, Д. Б. Косолапов, А. В. Романенко, Н. Г. Косолапова, З. М. Мыльникова, Н. М. Минеева, А. В. Крылов // Успехи современной биологии. – 2006. – Т. 126, № 3. – С. 273–284.

92. Копылов, А. И. Микробиологические индикаторы эвтрофирования пресных водоемов / А. И. Копылов, Д. Б. Косолапов // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: сборник материалов международной конференции. Санкт-Петербург, 23–27 октября 2006 г. – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 176–181.

93. Копылов, А. И. Микробная «петля» в планктонных сообществах морских и пресноводных экосистем / А. И. Копылов, Д. Б. Косолапов. – Ижевск: КнигоГрад, 2011. – 332 с.

94. Копылов, А. И. Структурно-функциональные характеристики бактериопланктона рек, протекающих через большой город (г. Череповец, Верхняя Волга) / А. И. Копылов, Т. В. Иевлева, А. В. Романенко, Е. А. Заботкина // Поволжский экологический журнал. – 2015. – № 2. – С. 183–192.

95. Коросов А. В. Экологические приложения компонентного анализа: учебное пособие для биологов / А. В. Коросов. – Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 1996. – 152 с.

96. Коросов, А. В. Специальные методы биометрии: учебное пособие / А. В. Коросов. – Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2007. – 364 с.

97. Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях: монография; отв. ред. Н. Н. Филатов. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. – 375 с.

98. Крутских, Н. В. Геоэкологические основы организации мониторинга северных урбанизированных территорий (на примере г. Петрозаводска) / Н. В. Крутских, Г. С. Бородулина, Н. М. Казнина, Ю. В. Батова, П. А. Рязанцев, Г. В. Ахметова, С. Г. Новиков, И. Ю. Кравченко // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2016. – № 12. – С. 52–67.

99. Крылов, А. В. Зоопланктон равнинных малых рек / А. В. Крылов. – М.: Наука, 2005. – 262 с.

100. Кузнецов, С. И. Методы изучения водных микроорганизмов / С. И. Кузнецов, Г. А. Дубинина. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
101. Кузнецов, С. И. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах / С. И. Кузнецов, А. И. Саралов, Т. Н. Назина. – М.: Наука, 1985. – 231 с.
102. Кузнецов, С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность / С. И. Кузнецов. – Л.: Наука. Ленинградское отделение, 1970. – 440 с.
103. Кузнецова, Е. В. Динамика и взаимоотношения планктонных организмов в литорали крупного равнинного водохранилища в начале вегетационного периода / Е. В. Кузнецова, Д. Б. Косолапов, Н. Г. Косолапова, Е. Г. Сахарова, А. В. Крылов // Сибирский экологический журнал. – 2019. – Т. 26, № 6. – С. 704–714.
104. Кузнецова, Е. В. Микробное сообщество прибрежных мелководий Рыбинского водохранилища в условиях влияния жизнедеятельности колониальных птиц: дис. ... канд. биол. наук: 03.02.10 / Кузнецова Елизавета Викторовна. – Борок, 2017. – 132 с.
105. Кузнецова, Е. В. Таксономическая и размерно-морфологическая структура бактериопланктона двух водохранилищ Монголии / Е. В. Кузнецова, Д. Б. Косолапов, Н. Г. Косолапова // Известия Российской академии наук. Серия биологическая. – 2020. – № 1. – С. 22–29.
106. Куликова, Т. П. Зоопланктон водных объектов бассейна Онежского озера / Т. П. Куликова. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. – 224 с.
107. Куликова, Т. П. Зоопланктон рек Лососинки и Неглинки / Т. П. Куликова, М. Т. Сярки // Комплексное изучение водных ресурсов Карелии. Оперативно-информационные материалы по результатам исследований 1985–1986 гг. – Петрозаводск: КФ АН СССР, 1988. – С. 12–15.
108. Легун, А. Г. Лососевые реки – история использования, современное состояние и перспективы / А. Г. Легун, Ю. А. Шустов, И. А. Тыркин // Современные проблемы науки и образования. – 2014. – № 6. – Номер статьи 1609. – 10 с. – URL: <https://s.science-education.ru/pdf/2014/6/1609.pdf> (дата обращения: 21.01.2015).
109. Лесников, Л. А. Разработка нормативов допустимого содержания вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов / Л. А. Лесников // Сборник научных трудов ГосНИОРХ. – 1979. – Вып. 144: Вопросы методик в водной токсикологии. – С. 3–41.
110. Литвиненко, А. В. Влияние малых притоков на формирование качества прибрежных вод Онежского озера / А. В. Литвиненко, В. И. Кухарев // Притоки Онежского озера: сборник статей; науч. ред. З. С. Кауфман. – Петрозаводск: Карельский научный центр АН СССР, 1990. – С. 141–149.
111. Литвинова, М. Ю. Распространение и потенциальная активность углеводородокисляющих бактерий в воде среднего и северного колен Кольского залива /

М. Ю. Литвинова, В. В. Ильинский, М. Н. Семенов, И. В. Перетрухина // Вестник Мурманского государственного технического университета. – 2012. – Т. 15, № 3. – С. 533–540.

112. Лозовик, П. А. Антропогенные нагрузки на Онежское озеро от различных источников формирования химического состава воды / П. А. Лозовик // Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения: сборник научных трудов по материалам всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной Году экологии в России и 50-летию Института водных проблем РАН. Сочи, 02–07 октября 2017 г. – Новочеркасск: Лик, 2017. – С. 378–384.

113. Лозовик, П. А. Геохимическая классификация поверхностных вод гумидной зоны на основе их кислотно-основного равновесия / П. А. Лозовик // Водные ресурсы. – 2013. – Т. 40, № 6. – С. 583–592.

114. Лозовик, П. А. Геохимические особенности поверхностных вод Карелии и их классификация по химическим показателям / П. А. Лозовик, О. Ф. Шкиперова, М. Б. Зобков, А. В. Платонов // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2006. – Вып. 9. – С. 130–143.

115. Лозовик, П. А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию: автореф. дис. ... д-ра хим. наук: 25.00.36 / Лозовик Петр Александрович. – М., 2006. – 59 с.

116. Лозовик, П. А. Определение региональных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ на примере Карельского гидрографического района / П. А. Лозовик, А. В. Платонов // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2005. – № 6. – С. 527–532.

117. Лозовик, П. А. Химический состав озерных вод / П. А. Лозовик, А. В. Сабылина, А. В. Рыжиков // Озера Карелии. Справочник; под ред. Н. Н. Филатова, В. И. Кухарева. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 30–36.

118. Лукашов, А. Д. Геодинамика новейшего времени / А. Д. Лукашов // Глубинное строение и сейсмичность Карельского региона и его обрамления: монография; под ред. Н. В. Шарова. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2004. – С. 150–192.

119. Лукина, Ю. Н. Оценка качества вод на основе биомаркеров / Ю. Н. Лукина, Л. А. Беличева // Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие; ред. А. В. Литвиненко, Т. И. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 85–91.

120. Макарова Е. М. Возможность применения микробиологических показателей для оценки состояния водотоков с высокой цветностью воды (на примере притоков Онежского озера) / Е. М. Макарова, Н. М. Калинкина, А. В. Сабылина // Принципы экологии. – 2023. – № 3 (49). – С. 36–50.

121. Максимова, А. М. Обоснование необходимости очистки рек и каналов Санкт-Петербурга от донных отложений / А. М. Максимова, Д. А. Нестеров // География: традиции и инновации в науке и образовании: коллективная монография по материалам международной научно-практической конференции LXVII Герценовские чтения, посвященной 110-летию со дня рождения А. М. Архангельского. Санкт-Петербург, 17–20 апреля 2014 г. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2014. – С. 180–184.

122. Мамонтова, Л. М. Основы микробиологического мониторинга водных экосистем и контроля питьевой воды: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.16 / Мамонтова Лилия Михайловна. – Иркутск, 1998. – 40 с.

123. Марголина, Г. Л. Микробиологические процессы деструкции в пресноводных водоемах: монография / Г. Л. Марголина. – М.: Наука, 1989. – 120 с.

124. Моисеенко, Т. И. Влияние геохимических факторов водной среды на биоаккумуляцию металлов в организме рыб / Т. И. Моисеенко // Геохимия. – 2015. – Вып. 3. – С. 222–233.

125. Моисеенко, Т. И. Влияние природных и антропогенных факторов на процессы закисления вод в гумидных регионах / Т. И. Моисеенко, Н. А. Гашкина, М. И. Дину, В. Ю. Хорошавин, Т. А. Кремлева // Геохимия. – 2017. – Вып. 1. – С. 41–56.

126. Моисеенко, Т. И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты / Т. И. Моисеенко. – М.: Наука, 2009. – 400 с.

127. Моисеенко, Т. И. Формирование химического состава вод озер в условиях изменения окружающей среды / Т. И. Моисеенко, Н. А. Гашкина. – М.: Наука, 2010. – 275 с.

128. МУК 4.2.1884-04: методические указания. 4.2.1884-04. Методы контроля. Биологические и микробиологические факторы. «Санитарно-микробиологический и санитарно-паразитологический анализ воды поверхностных водных объектов» / Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека // Гарант.ру: информационно-правовой портал. – URL: <https://www.garant.ru/products/ipo/prime/doc/403306515/?ysclid=lx5tu6tnpa146082743> (дата обращения: 22.03.2021).

129. Мусаханова, М. Ф. / Внедрение системы управления ливневыми водами в городе Алматы на основе опыта США / М. Ф. Мусаханова, Б. Х. Тусупова, Л. С. Курбанова // Инженерлік жүйелер және экология. – 2021. – № 2 (80). – С. 293–300.

130. Мучкина, Е. Я. Бактериопланктон в системе экологического мониторинга / Е. Я. Мучкина, В. Б. Новикова // Вестник КрасГАУ. – 2004. – № 4. – С. 92–95.

131. Назарова, Л. Е. Изменчивость климата по данным метеорологических наблюдений / Л. Е. Назарова, Н. Н. Филатов // Климат Карелии: изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы: монография; отв. ред. Н. Н. Филатов. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2004. – С. 12–34.

132. Назарова, Л. Е. Климат / Л. Е. Назарова // Онежское озеро: атлас; отв. ред. Н. Н. Филатов. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2010. – С. 75–76.
133. Назарова, Л. Е. Климат и озера / Л. Е. Назарова // Озера Карелии: справочник; под ред. Н. Н. Филатова, В. И. Кухарева. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 22–26.
134. Наумова, А. М. Использование водных растений для очистки воды и грунта рыбохозяйственного водоема от органического и неорганического загрязнения / А. М. Наумова, М. Н. Гончарова, А. Ю. Наумова // Проблемы ветеринарной санитарии, гигиены и экологии. – 2015. – № 2 (14). – С. 72–77.
135. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения: приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 13 декабря 2016 г. № 552 (с изменениями на 22 августа 2023 года) // Гарант.ру: информационно-правовой портал. – URL: <https://base.garant.ru/71586774/?ysclid=lx5v1qmaup16228464> (дата обращения: 02.09.2023).
136. Одум, Ю. Экология: в 2 т. / Ю. Одум.– М.: Мир, 1986. – Т. 1. – 328 с.; Т. 2. – 376 с.
137. Оксийук, О. П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши / О. П. Оксийук, В. Н. Жукинский, Л. П. Брагинский, П. Н. Линник, М. И. Кузьменко, В. Г. Кленус // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 62–76.
138. Олейник, Г. Н. Бактериальная деструкция органического вещества в водоемах и водотоках / Г. Н. Олейник // Водные ресурсы. – 1991. – № 2. – С. 89–97.
139. Отчет о выполненной работе по ведению мониторинга качества природных вод р. Неглинка, р. Лососинка, Петрозаводской губы Онежского озера и сточных дренажных вод, сбрасываемых в водные объекты на выпусках ливневой канализации г. Петрозаводска // Иженерная экспертиза ливневого коллектора (сброс № 5) для установки очистных сооружений поверхностно-ливневых сточных вод, г. Петрозаводск; Администрация Петрозаводского городского округа (2014–2015).
140. Пакусина, А. П. Эколого-химическая характеристика малых рек в районе эксплуатации нефтеперекачивающей станции / А. П. Пакусина, Т. П. Платонова // Проблемы региональной экологии. – 2019. – №. 2. – С. 25–28.
141. Патин, С. А. Методические рекомендации по установлению предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов / С. А. Патин, Л. А. Лесников, О. Ф. Филенко, Л. П. Кирюшина, Т. С. Балабанова, Н. Е. Ярушек, А. Г. Дмитриева, Т. К. Мосиенко, Н. С. Строганов, В. М. Король, Э. Г. Голубкова, Е. Ф. Исакова, Л. В. Колосова, С.В. Тюшина, О. П. Данильченко, Н. С. Бузинова, О. Н. Крылов,

Г. В. Попова, А. И. Путинцев, Ю. А. Щербаков, В. А. Горевая, А. Ф. Самылин, В. А. Прокопенко, С. И. Гвозденко, Л. М. Маловицкая. – М.: Изд-во ВНИРО, 1986. – 87 с.

142. Перетрухина, А. Т. Разработка методологии микробиологического мониторинга водных экосистем бассейна Кольского залива / А. Т. Перетрухина, О. Ю. Богданова, Е. В. Макаревич, Е. С. Мищенко, А. Н. Новикова // *Фундаментальные исследования*. – 2011. – № 1. – С. 22–28.

143. Пирожкова, Г. П. Химический состав приточных вод бассейна Онежского озера / Г. П. Пирожкова // *Притоки Онежского озера: сборник статей; науч. ред. З. С. Кауфман*. – Петрозаводск: Карельский научный центр АН СССР, 1990. – С. 4–37.

144. 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 / Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды. – М.: [б. и.], 1997. – 23 с.

145. ПНД Ф 14.1:2.110–97. Методика выполнения измерений содержания взвешенных веществ и общего содержания примесей в пробах природных и очищенных сточных вод гравиметрическим методом / Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды. – М.: [б. и.], 1997. – 13 с.

146. ПНД Ф 14.1:2:3:4.123–97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений биохимического потребления кислорода после n-дней инкубации (БПКполн) в поверхностных пресных, подземных (грунтовых), питьевых, сточных и очищенных сточных водах / Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды. – М.: [б. и.], 1997. – 30 с.

147. ПНД Ф 14.1:2:4.128–98. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах природных, питьевых, сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02»; взамен ПНД Ф 14.1:2:4.35-95 / Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды. – М.: [б. и.]. – 24 с.

148. ПНД Ф 14.1:2:4.248–07. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовых концентраций ортофосфатов, полифосфатов и фосфора общего в питьевых, природных и сточных водах фотометрическим методом / Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия. – М.: [б. и.], 2007. – 18 с.

149. Помазовская, И. В. Биотестирование качества воды, поступающей в Онежское озеро с водосбора / И. В. Помазовская, Е. В. Флинк, Л. В. Дубровина // *Притоки Онежского озера: Оперативно-информационные материалы*. – Петрозаводск: КФ АН СССР, 1988. – С. 25–29.

150. Потаенко, Ю. С. Численность, биомасса и продукция бактериопланктона / Ю. С. Потаенко // *Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер: сборник статей; под ред. Г. Г. Винберга*. – Л.: Зоологический институт, 1979. – С. 80–102.

151. Поташов В. Торфяной щит для Онега // Столица на onego.ru: интернет-газета. – Петрозаводск. – 2020. – 20 ноября. – URL: <https://stolicaonego.ru/analytics/torfjanoy-schit-dlja-onego> (дата обращения: 30.05.2024).

152. Правосудова, Н. А. Основы санитарной микробиологии: учебно-методическое пособие / Н. А. Правосудова, В. Л. Мельников. – Пенза: ИИЦ ПГУ, 2013. – 105 с.

153. Р 52.24.309-2004. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Росгидромета / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – М.: Метеоагентство Росгидромета, 2005. – 137 с.

154. Р 52.24.763-2012. Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Ростов-на-Дону: [б. и.], 2012. – 22 с.

155. Разумов, А. С. Методы санитарно-микробиологических исследований / А. С. Разумов, Л. Е. Корш // Приемы санитарного изучения водоемов; под ред. С. М. Драчева. – М.: МЕДГИЗ, 1960. – С. 241–312.

156. Разумов, А. С. Микробиальный планктон воды / А. С. Разумов // Труды Всесоюзного гидробиологического общества: сборник статей; отв. ред. Л. А. Зенкевич. – 1962. – Т. 12. – С. 60–190.

157. РД 52.24.381-2006. Массовая концентрация нитритов в водах. Методика выполнения измерений фотометрическим методом с реактивом Грисса / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – Ростов-на-Дону: [б. и.], 2006. – 14 с.

158. РД 52.24.427-2013. Массовая концентрация цинка, меди, железа, марганца и никеля в водах. Методика измерений атомно-абсорбционным методом с атомизацией в пламени / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – Ростов-на-Дону: [б. и.], 2013. – 26 с.

159. РД 52.24.476-2007. Массовая концентрация нефтепродуктов в водах. Методика выполнения измерений ИК-фотометрическим методом / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – Ростов-на-Дону: [б. и.], 2007. – 27 с.

160. РД 52.24.643-2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – Ростов-на-Дону: [б. и.], 2002. – 55 с.

161. Ресурсы поверхностных вод СССР; под ред. Н. Д. Шека. Т. 2: Карелия и Северо-

Запад. Ч. 3: Гидрографические описания рек и озер / под ред. В. Е. Водогрещкого. – Л.: Гидрометеиздат, 1972. – 959 с.

162. Родина, А. Г. Методы водной микробиологии: практическое руководство / А. Г. Родина. – М.; Л.: Наука, 1965. – 364 с.

163. Родина, А. Г. О роли отдельных групп бактерий в продуктивности водоемов / А. Г. Родина // Труды проблемных и тематических совещаний ЗИН АН СССР; отв. ред. Е. Н. Павловский. – М.; Л.: Изд-во Академии наук СССР, 1951. – Вып. 1: Проблемы гидробиологии внутренних вод. – С. 23–33.

164. Романенко, В. И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах / В. И. Романенко. – Л.: Наука. Ленинградское отделение, 1985. – 295 с.

165. Романенко, В. И. Экология микроорганизмов пресных водоемов: лабораторное руководство / В. И. Романенко, С. И. Кузнецов. – Л.: Наука. Ленинградское отделение, 1974. – 196 с.

166. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем; под ред. В. А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.

167. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений; под ред. В. А. Абакумова. – Л.: Гидрометиздат, 1983. – 239 с.

168. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши; под ред. А. Д. Семенова. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 541 с.

169. Рыбаков, Д. С. Оценка состояния природно-техногенных геосистем в пределах города Петрозаводска и прилегающих территорий / Д. С. Рыбаков, Н. В. Крутских, О. В. Лазарева, З. И. Слуковский, М. В. Кричевцова // Геология Карелии от архея до наших дней. материалы докладов всероссийской конференции, посвященной 50-летию Института геологии Карельского научного центра РАН. Петрозаводск, 24–26 мая 2011 г. – Петрозаводск: Институт геологии КарНЦ РАН, 2011. – С. 213–218.

170. Рыжков, Л. П. Изменение биологического качества воды реки Неглинки – притока Онежского озера под влиянием антропогенной нагрузки / Л. П. Рыжков, Н. В. Артемьева // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, биология, охрана: тезисы докладов II Всероссийской конференции. Борок, 16–19 ноября 2004 г. – Борок: [б. и.], 2004. – С. 75.

171. Рыжков Л. П. Трансформация химического состава вод реки Лососинки под воздействием природных и антропогенных факторов / Л. П. Рыжков, А. В. Горохов, Л. П. Марченко // Ученые записки Петрозаводского государственного университета. – 2012. – № 8, т. 1. – С. 20–24.

172. Сабылина, А. В. Поступление в Онежское озеро органического углерода, общего

фосфора и общего азота с речным стоком и вынос с водами р. Свири в 1965–2008 годах / А. В. Сабылина // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2016. – № 9. – С. 68–77.

173. Сабылина, А. В. Современный гидрохимический режим озера / А. В. Сабылина // Онежское озеро. Экологические проблемы: монография; отв. ред. Н. Н. Филатов. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1999. – С. 58–108.

174. Сабылина, А. В. Тенденции изменения поступления химических веществ с водами малых рек юго-западного побережья Онежского озера за последние 50 лет / А. В. Сабылина, Т. А. Ефремова // Экологическая химия. – 2017. – Т. 26, № 6. – С. 333–339.

175. Салимовская-Родина, А. Г. Микробиологические исследования Онежского озера в 1930 и 1931 гг. / А. Г. Салимовская-Родина // Исследования озер СССР; под ред. Г. Ю. Верещагина. – Л.: Государственный гидрологический институт, 1932. – Вып. 1. – С. 53–75.

176. СанПиН 1.2.3685-21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания / Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека // Официальный интернет-портал правовой информации: официальное опубликование правовых актов. – URL: <http://publication.pravo.gov.ru/Document/View/0001202102030022?ysclid=lx6w1b4oz7603646701> (дата обращения: 16.04.2021).

177. Сидаков, А. А. К вопросу возрождения речного ландшафта реки Миасс / А. А. Сидаков, М. А. Бандурин // Экология речных ландшафтов: сборник статей по материалам V Международной научной экологической конференции. Краснодар, 30 декабря 2020 г. – Краснодар: Кубанский государственный аграрный университет имени И.Т. Трубилина, 2021. – С. 156–159.

178. Сидорова, Н. А. Разнообразие трофических групп прокариот Петрозаводской губы Онежского озера / Н. А. Сидорова // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: материалы XXVIII Международной конференции. Петрозаводск, 05–08 октября 2009 г. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2009. – С. 506–508.

179. Сластина, Ю. Л. Мониторинг состояния урбанизированных рек притоков Онежского озера (на примере р. Лососинки) / Ю. Л. Сластина, Л. А. Беличева, С. Ф. Комулайнен // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II: сборник материалов международной конференции. Санкт-Петербург, 10–14 октября 2011 г. – СПб.: Любавич, 2011. – С. 49–54.

180. Слуковский, З. И. Анализ содержания тяжелых металлов в органах рыб озера Ламба (Петрозаводск, Республика Карелия) / З. И. Слуковский, Н. В. Ильмаст, И. В. Суховская,

Е. В. Борвинская // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: материалы VI Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 120-летию со дня рождения Г. М. Крепса и 110-летию со дня рождения О. И. Семенова-Тян-Шанского. Апатиты, 10–14 октября 2016 г. – Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 2016. – С. 214–218.

181. Слуковский, З. И. Геоэкологическая оценка состояния малых рек крупного промышленного города по данным о содержании тяжелых металлов в донных отложениях / З. И. Слуковский // Метеорология и гидрология. – 2015. – № 6. – С. 81–88.

182. Слуковский, З. И. Эколого-геохимический анализ состояния донных отложений малых рек урбанизированных территорий (на примере города Петрозаводска): автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Слуковский Захар Иванович. – Петрозаводск, 2014. – 24 с.

183. Смирнов С. С. Материалы к познанию зоопланктона озер Карелии. Зоопланктон Кончезерской группы озер / С. С. Смирнов // Труды Бородинской биологической станции в Карелии. – 1933. – Т. 7, вып. 1. – С. 27–56.

184. Соловых, Г. Н. Биологическая роль макрофитов реки Урал в процессах очистки водотока от полихлорированных бифенилов / Г. Н. Соловых, Н. В. Винокурова, Г. М. Тихомирова // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 3. – С. 198–204.

185. Соловьева, Н. Ф. Гидрохимия притоков Онежского озера и элементы его химического баланса / Н. Ф. Соловьева, Г. Ф. Расплетина // Гидрохимия Онежского озера и его притоков: монография; отв. ред. Н. Ф. Соловьева. – Л.: Наука. Ленинградское отделение, 1973. – Ч. 1. – С. 3–129.

186. Сорокин, Ю. И. Микропланктон реки Енисей и его роль как фактора самоочищения / Ю. И. Сорокин // Журнал общей биологии. – 1987. – Т. XLVIII, № 3. – С. 350–366.

187. Строганов, Н. С. Методика определения токсичности водной среды / Н. С. Строганов // Методики биологических исследований по водной токсикологии: сборник; отв. ред. Н. С. Строганов. – М.: Наука, 1971. – С. 14–60.

188. Сярки, М. Т. Изучение траекторий сезонной динамики планктона с помощью метода двойного сглаживания / М. Т. Сярки // Принципы экологии. – 2013. – № 1 (5). – С. 62–68.

189. Теканова, Е. В. Геохимические особенности функционирования биоты в водоемах Карелии / Е. В. Теканова, Н. М. Калинкина, И. Ю. Кравченко // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2018. – № 1. – С. 90–100.

190. Теканова, Е. В. Микробиологическая индикация загрязнения воды реки Нелукса (Карелия) / Е. В. Теканова, Е. М. Макарова // Ученые записки Петрозаводского

государственного университета. – 2016. – № 8 (160). – С. 109–114.

191. Теканова, Е. В. Оценка состояния воды притоков Онежского озера в условиях антропогенного воздействия по микробиологическим и токсикологическим показателям / Е. В. Теканова, Е. М. Макарова, Н. М. Калинкина // Труды Карельского научного центра Российской академии наук. – 2015. – № 9. – С. 44–52.

192. Теканова, Е. В. Первичная продукция и деструкция органического вещества в Онежском озере / Е. В. Теканова, Т. М. Тимакова // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии: сборник научных работ по материалам докладов на международной конференции «Водная экология на заре XXI века», посвященной столетию со дня рождения профессора Г. Г. Винберга; под ред. А. Ф. Алимова, В. В. Бульона. Санкт-Петербург, 03–07 октября 2005. – М.: КМК, 2006. – С. 60–70.

193. Теканова Е. В. Экологическая оценка качества воды урбанизированного притока Онежского озера по химическим показателям / Е. В. Теканова, Е. М. Макарова, Н. М. Калинкина // Вода и экология: проблемы и решения. – 2021. – № 3 (87). – С. 75–84.

194. Тимакова, Т. М. Микробиологическая оценка состояния урбанизированных притоков Онежского озера / Т. М. Тимакова, Т. Янкелович // Северная Европа в XXI веке: природа, культура, экономика: материалы международной конференции, посвященной 60-летию КарНЦ РАН. Петрозаводск, 24–27 октября 2006 г. – Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2006. – Т. 1: Секция «Биологические науки». Секция «Науки о Земле». – С. 307–310.

195. Тимакова, Т. М. Микробиологическая оценка состояния урбанизированных притоков Петрозаводской губы Онежского озера / Т. М. Тимакова // Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие; ред. А. В. Литвиненко, Т. И. Регеранд. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. – С. 74–77.

196. Тимакова, Т. М. Реакция бактериальных сообществ малых рек гумидной зоны на природные и антропогенные факторы / Т. М. Тимакова, Е. В. Теканова, Н. М. Калинкина // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана: тезисы докладов II Всероссийской конференции. Борок, 16–19 ноября 2004 г. – Борок: [б. и.], 2004. – С. 85.

197. Тихомирова, О. М. Промышленная асептика в фармацевтическом производстве: учебно-методическое пособие / О. М. Тихомирова, С. В. Гурина. – СПб.: Изд-во СПХФА, 2017. – 100 с.

198. Токинова, Р. П. Сравнительная оценка качества воды в водоеме многоцелевого назначения по бактериопланктону, фитопланктону и зообентосу / Р. П. Токинова, К. И. Абрамова, О. В. Морозова, В. А. Яковлев // Вода: химия и экология. – 2014. – № 9. – С. 54–58.

199. Тыркин, И. А. Лососинка: перспективы возрождения статуса лососевой реки /

И. А. Тыркин, И. Л. Щуров, В. А. Широков, Д. Э. Ивантер, Ю. А. Шустов // Ученые записки Петрозаводского государственного университета. – 2011. – № 4. – С. 26–30.

200. Уманская, М. В. Микробиологическая характеристика малых эвтрофных озер Национального парка «Самарская Лука» / М. В. Уманская // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2005. – Т. 7, № 1. – С. 206–213.

201. Феоктистов, В. М. Действие гуминовых веществ на токсичность меди и цинка для *Daphnia magna* / В. М. Феоктистов, А. К. Морозов, И. Н. Заличева // Научные доклады высшей школы. Биологические науки. – 1991. – № 10. – С. 130–135.

202. Филатов, Н. Н. Влияние изменений климата на экосистемы озер Севера Европейской территории России / Н. Н. Филатов, Л. А. Руховец, Л. Е. Назарова, А. П. Георгиев, Т. В. Ефремова, Н. И. Пальшин // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического института. – 2014. – № 34. – С. 48–55.

203. Филатов, Н. Н. Гидрографические особенности водоемов / Н. Н. Филатов, А. В. Литвиненко, М. С. Потахин // Озера Карелии: справочник; под ред. Н. Н. Филатова, В. И. Кухарева. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 15–21.

204. Филимонова, Н. А. Бактериопланктон притоков Онежского озера / Н. А. Филимонова // Притоки Онежского озера: сборник статей; науч. ред. З. С. Кауфман. – Петрозаводск: Карельский научный центр АН СССР, 1990. – С. 37–44.

205. Хмелевская, И. А. Микробиологическая индикация загрязнения водной среды / И. А. Хмелевская // Вестник Псковского государственного университета. Серия: Естественные и физико-математические науки. – 2013. – № 3. – С. 37–46.

206. Хренников, В. В. Возможности кормовых ресурсов реки Лососинки и условия обитания в ней молоди лосося *Salmo salar morpha sebago* (Girard) / В. В. Хренников, И. А. Барышев, И. Л. Щуров // Проблемы лососевых на Европейском Севере: сборник научных статей; науч. ред. С. П. Китаев. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. – С. 147–157.

207. Чекренев, С. А. Исследование донных отложений поверхностных водоемов и обезвреживание их от тяжелых металлов: автореф. дис. ... канд. хим. наук: 03.00.16 / Чекренев Сергей Александрович. – СПб., 2009 – 16 с.

208. Чернов, К. В. Результаты гидробиологического обследования рек Суны, Шуи, Лососинки и Косалмского протока / К. В. Чернов // Труды Бородинской биологической станции в Карелии. – 1927. – Т. 5. – С. 190–202.

209. Шамардина, И. П. Борьба с антропогенной эвтрофикацией водоемов / И. П. Шамардина // Антропогенное эвтрофирование водоемов: сборник статей; науч. ред. З. И. Кузнецова. – М.: ВИНТИ, 1975. – С. 61–99. – (Итоги науки и техники. Серия: Общая экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2).

210. Шелехова, Т. С. Оценка состояния водных экосистем в условиях урбанизации

по диатомовым комплексам и концентрации химических элементов в донных осадках / Т. С. Шелехова, Д. С. Рыбаков, З. И. Слуковский // Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие; ред. А. В. Литвиненко, Т. И. Регеранд. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. – С. 59–66.

211. Шеховцова, Н. В. Экология водных микроорганизмов: учебное пособие / Н. В. Шеховцова. – Ярославль: ЯрГУ, 2008. – 132 с.

212. Шитиков, В. К. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн. / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – М.: Наука, 2005. – Кн. 1. – 288 с.; Кн. 2. – 342 с.

213. Шитиков, В. К. Многомерный статистический анализ экологических сообществ (обзор) / В. К. Шитиков, Т. Д. Зинченко // Теоретическая и прикладная экология. – 2019. – № 1. – С. 5–11.

214. Шорникова, Е. А. Интегральная оценка состояния экосистем водотоков по гидрохимическим показателям (на примере Среднего Приобья) / Е. А. Шорникова // География и природные ресурсы. – 2009. – № 1. – С. 38–45.

215. Шорникова, Е. А. Методологический подход к оценке экологического состояния водных объектов с использованием комплексного индекса качества воды на примере Среднего Приобья / Е. А. Шорникова // Самарский научный вестник. – 2019. – Т. 8, № 2 (27). – С. 75–80.

216. Шорникова, Е. А. Микробиологическая индикация состояния экосистем водотоков на нефтяных месторождениях Среднего Приобья / Е. А. Шорникова // Сибирский экологический журнал. – 2008. – Т. 15, № 3. – С. 417–425.

217. Шустов, Ю. А. Лососевые реки: учебное пособие / Ю. А. Шустов, Д. Э. Ивантер, И. А. Тыркин, А. Г. Легун. – Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2014. – 62 с.

218. Экологический мониторинг: учебник; сост. А. И. Сафонов, Н. С. Мирненко. – Изд. 3-е, доп. и перераб. – Донецк: ДонНУ, 2021. – 478 с.

219. Экостандарт – производство и поставка очистных сооружений: офиц. сайт компании. – URL: <https://ecostandart.com> (дата обращения: 25.05.2024).

220. Юрмола, Ю. Миграция и воспроизводство рыбы в условиях городской среды – восстановление р. Лососинка как места обитания лосося Онежского озера, Петрозаводск / Ю. Юрмола, Л. Ярвенпаа // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2010. – № 2. – С. 45–56.

221. Яковлев, В. А. Пресноводный зообентос Северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика) / В. А. Яковлев. – Апатиты: Кольский НЦ РАН, 2005. – Ч. 1. – 161 с.; Ч. 2. – 145 с.

222. Amador, J. A. Sequential photochemical and microbial degradation of organic molecules bound to humic acids / J. A. Amador, M. Alexander, R. G. Zika // Applied and Environmental

Microbioljgy. – 1989. – Vol. 55, № 11. – P. 2843–2849.

223. Andersson, G. Planktonic changes following the restoration of Lake Trummen, Sweden / G. Andersson, G. Cronberg, C. Gelin // *Ambio*. – 1973. – № 2. – C. 44–47.

224. Andronikov, A. V. One river, two streams: chemical and chromium isotopic features of the Neglinka River (Karelia, northwest Russia) / A. V. Andronikov, M. Novak, G. S. Borodulina, N. A. Efremenko, I. E. Andronikova, G. L. Chesalina, M. A. Levichev, D. A. Subetto, O. Sebek, M. V. Zobkova // *Hydrological Sciences Journal*. – 2019. – Vol. 64, № 8. – P. 974–982.

225. Arvola, L. Plankton metabolism and sedimentation in a small boreal lake – a long-term perspective / L. Arvola, K. Salonen, J. Keskitalo, T. Tulonen, M. Järvinen, J. Huotari // *Boreal Environment Research*. – 2014. – Vol. 19 (suppl. A). – P. 83–96.

226. Basha, K. M. Recent advances in the Biodegradation of Phenol: A review / K. M. Basha, A. Rajendran, V. Thangavelu // *Asian Journal of Experimental Biological Sciences*. – 2010. – Vol. 1, is. 2. – P. 219–234.

227. Bertilsson, S. Photochemical transformations of dissolved organic matter in lakes / S. Bertilsson, L. Tranvik // *Limnology and Oceanography*. – 2000. – Vol. 45, № 4. – P. 753–762.

228. Bott, T. L. Benthic community metabolism in four temperate stream systems: An inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept / T. L. Bott, J. T. Brock, C. S. Dunn, R. J. Naiman, R. W. Ovink, R. C. Petersen // *Hydrobiologia*. – 1985. – Vol. 123, № 1. – P. 3–45.

229. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME water quality index 1.0. User's Manual ; Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2001). – Winnipeg: [s. n.], 2017. – 23 p.

230. Chalkia, E. Zooplankton and environmental factors of a recovering eutrophic lake (Lysimachia Lake, Western Greece) / E. Chalkia, G. Kehayias // *Biologia*. – 2013. – Vol. 68, is. 3. – P. 459–469.

231. Cole, J. J. Pathways of organic carbon utilization in small lakes: Results from a whole-lake ¹³C addition and coupled model / J. J. Cole, S. R. Carpenter, J. F. Kitchell, M. L. Pace // *Limnology and Oceanography*. – 2002. – Vol. 47, is. 6. – P. 1664–1675.

232. Cole, J. J. Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen, and hydrogen / J. J. Cole, S. R. Carpenter, J. Kitchell, M. L. Pace, C. T. Solomon, B. Weidel // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. – 2011. – Vol. 108, № 5. – P. 1975–1980.

233. Cooper, W. J. Sunlight-Induced Photochemistry of Humic Substances in Natural Waters: Major Reactive Species / W. J. Cooper, R. G. Zika, R. G. Petasne, A. M. Fischer // *Aquatic Humic Substances. Influence on Fate and Treatment of Pollutants*; eds. by I. H. Suffet, P. MacCarthy. – Washington, DC: American Chemical Society, 1989. – Ch 22. – P. 333–362. – (Advances in Chemistry. Vol. 219).

234. Cruaud, P. Annual bacterial community cycle in a seasonally ice-covered river reflects environmental and climatic conditions / P. Cruaud, A. Vigneron, M.-S. Fradette, C. C. Dorea, A. I. Culley, M. J. Rodriguez, S. J. Charette // *Limnology and Oceanography*. – 2020. – Vol. 65, № S1. – P. S21–S37.
235. Downie, J. A. An antimycin A- and cyanide-resistant variant of *Candida utilis* arising during copper-limited growth / J. A. Downie, P. B. Garland // *Biochemical Journal*. – 1973. – Vol. 134, is. 4. – P. 1051–1061.
236. Dua, R. D. Stable isotope studies on the oxidation of ammonia to hydroxylamine by *Nitrosomonas europaea* / R. D. Dua, B. Bhandari, D. J. D. Nicholas // *FEBS Letters*. – 1979. – Vol. 106, № 2. – P. 401–404.
237. Edmondson, W. T. Changes in the oxygen deficit of Lake Washington / W. T. Edmondson // *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology (SIL)*. – 1966. – Vol. 16, is. 1. – P. 153–158.
238. Edmondson, W. T. The present condition of Lake Washington / W. T. Edmondson // *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology (SIL)*. – 1972. – Vol. 18, is. 1. – P. 284–291.
239. Edmondson, W. T. Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage / W. T. Edmondson // *Science*. – 1970. – Vol. 169, № 3946. – P. 690–691.
240. Salmaso, N. Factors controlling the seasonal development and distribution of the phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige) / N. Salmaso, M. G. Braioni // *Aquatic Ecology*. – 2008. – Vol. 42, is. 4. – P. 533–545.
241. Eigemann, F. Biological indicators track differential responses of pelagic and littoral areas to nutrient load reductions in German lakes / F. Eigemann, U. Mischke, M. Hupfer, J. Schaumburg, S. Hilt // *Ecological Indicators*. – 2016. – Vol. 61, Pt. 2. – P. 905–910.
242. Fisher, S. G. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding / S. G. Fisher, L. J. Gray, N. B. Grimm, D. E. Busch // *Ecological Monographs*. – 1982. – Vol. 52, is. 1. – P. 93–110.
243. Geddes, P. Decoupling Carbon Effects and UV Protection from Terrestrial Subsidies on Pond Zooplankton / P. Geddes // *Hydrobiologia*. – 2009. – Vol. 628, is. 1. – P. 47–66.
244. Geller, A. Comparison of Mechanisms Enhancing Biodegradability of Refractory Lake Water Constituents / A. Geller // *Limnology and Oceanography*. – 1986. – Vol. 31, № 4. – P. 755–764.
245. Gołdyn, R. The sustainable restoration of lakes—towards the challenges of the Water Framework Directive / R. Gołdyn, S. Podsiadłowski, R. Dondajewska, A. Kozak // *Ecohydrology and Hydrobiology*. – 2014. – Vol. 14, is. 1. – P. 68–74.
246. Granéli, W. Photo-oxidative production of dissolved inorganic carbon in lakes of different humic content / W. Granéli, M. Lindell, L. Tranvik // *Limnology and Oceanography*. – 1996. –

Vol. 41, is. 4. – P. 698–706.

247. Gregory, R. S. Surface, Planktonic, and Benthic Foraging by Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Turbid Laboratory Conditions / R. S. Gregory, T. G. Northcote // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 1993. – Vol. 50, № 2. – P. 233–240.

248. Guidelines for Drinking-water Quality (WHO). – 4th ed. – Geneva: World Health Organization, 2012. – 564 p.

249. Gutnick, D. L. Oil tankers and pollution: a microbiological approach / D. L. Gutnick, E. Rosenberg // Annual Review of Microbiology. – 1977. – Vol. 31, is 1. – P. 379–396.

250. Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology; ed. by P. F. Kemp, B. F. Sherr, E. B. Sherr, J. J. Cole. – Washington: CRC Press, 1993. – 800 p.

251. Harvey, B. C. Use of Benthic Prey by Salmonids under Turbid Conditions in a Laboratory Stream / B. C. Harvey, J. L. White // Transactions of the American Fisheries Society. – 2008. – Vol. 137, is. 6. – P. 1756–1763.

252. Hauptmann, A. L. Upstream Freshwater and Terrestrial Sources Are Differentially Reflected in the Bacterial Community Structure along a Small Arctic River and Its Estuary / A. L. Hauptmann, T. N. Markussen, M. Stibal, N. S. Olsen, B. Elberling, J. Bælum, T. Sicheritz-Pontén, C. S. Jacobsen // Frontiers in Microbiology. – 2016. – Vol. 7. – Article number 1474. – 16 p. – URL: <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2016.01474/pdf?isPublishedV2=false> (access data: 16.09.2021).

253. Hessen, D. O. Dissolved organic carbon in a humic lake: effects on bacterial production and respiration / D. O. Hessen // Hydrobiologia. – 1992. – Vol. 229, is. 1. – P. 115–123.

254. Hirsch, P. Neue Methoden zur Beobachtung und Isolierung ungewöhnlicher oder wenig bekannter Wasserbakterien / P. Hirsch // Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie. – 1972. – Bd. 12, № 3. – S. 203–218.

255. Horton, R. K. An index number system for rating water quality / R. K. Horton // Journal of the Water Pollution Control Federation. – 1965. – Vol. 37, is. 3. – P. 300–306.

256. Horvath, T. G. Retention of particulate matter by macrophytes in a first-order stream / T. G. Horvath // Aquatic Botany. – 2004. – Vol. 78, is. 1. – P. 27–36.

257. Hudson, J. J. Long-term patterns in dissolved organic carbon in boreal lakes: the role of incident radiation, precipitation, air temperature, southern oscillation and acid deposition / J. J. Hudson, P. J. Dillon, K. M. Somers // Hydrology and Earth System Sciences. – 2003. – Vol. 7, is. 3. – P. 390–398.

258. IS:10500:2012 (Indian Standard). Drinking water – Specification (Second Revision) / Bureau of Indian Standards (BIS). Drinking Water Sectional Committee (FAD 25). – New Delhi: Bureau of Indian Standards, 2012. – 18 p.

259. James, R. T. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: I. Effects of drought and post-drought conditions / R. T. James // *Hydrobiologia*. – 1991a. – Vol. 213, is. 3. – P. 205–225.
260. James, R. T. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: II. Seasonal relationships / R. T. James // *Hydrobiologia*. – 1991b. – Vol. 213, is. 3. – P. 227–240.
261. Jones, R. I. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate / R. I. Jones, K. Salonen, H. De Haan // *Freshwater Biology*. – 1988. – Vol. 19, is. 3. – P. 357–369.
262. Jones, R. I. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains / R. I. Jones // *Hydrobiologia*. – 1992. – Vol. 229, is. 1. – P. 73–91.
263. Kalinkina, N. M. Complex assessment of urban rivers influence on the Petrozavodskaya Bay of Onego Lake) / N. M. Kalinkina, L. A. Belicheva, A. V. Sabylina, Z. I. Slukovski, T. M. Timakova, Y. N. Sharova // 1st International Conference on Integrative Sciences and Sustainable Development of Rivers (IS. Rivers 2012): proceedings. Lyon, France, June 26–28, 2012. – Lyon: [s. n.], 2012. – P. 105–107 (suppl).
264. Kalinkina, N. What is the extent of water brownification in Lake Onego, Russia? / N. Kalinkina, E. Tekanova, A. Korosov, M. Zobkov, A. Ryzhakov // *Journal of Great Lakes Research*. – 2020. – Vol. 46, is. 4. – P. 850–861.
265. Kisand, V. Significant decomposition of riverine humic-rich DOC by marine but not estuarine bacteria assessed in sequential chemostat experiments / V. Kisand, D. Rocker, M. Simon // *Aquatic Microbial Ecology*. – 2008. – Vol. 53, is. 2. – P. 151–160.
266. Koetsier, P. Organic Matter Retention by Macrophyte Beds in 2 Southeastern USA, Low-Gradient, Headwater Streams / P. Koetsier, J. V. McArthur // *Journal of the North American Benthological Society*. – 2000. – Vol. 19, № 4. – P. 633–647.
267. Kritzberg, E. S. Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? / E. S. Kritzberg, S. M. Ekström // *Biogeosciences*. – 2012. – Vol. 9, is. 4. – P. 1465–1478.
268. Kuznetsov, S. I. Biology of oligotrophic bacteria / S. I. Kuznetsov, G. A. Dubinina, N. A. Lapteva // *Annual Review in Microbiology*. – 1979. – Vol. 33, is. 1. – P. 377–387.
269. Lear G. A comparison of bacteria and benthic invertebrates as indicators of ecological health in streams / G. Lear, I. K. G. Boothroyd, S. J. Turner, K. Roberts, G. D. Lewis // *Freshwater Biology*. – 2009. – Vol. 54, is. 7. – P. 1532–1543.
270. Lozovik, P. A. Assessing external water exchange of lake bays by water chemistry characteristics / P. A. Lozovik, M. B. Zobkov, G. S. Borodulina, I. V. Tokarev // *Water resources*. – 2019. – Vol. 46, is. 1. – P. 94–102.
271. Makarova E. M. Bacterioplankton Status in the Lososinka River (Tributary of Lake Onego) and the Water Quality by Microbiological Indicators / E. M. Makarova, E. V. Tekanova,

N. M. Kalinkina / *Biology Bulletin*. – 2022. – Vol. 49, is. 10. – P. 1996–2003.

272. Mukate, S. Development of new integrated water quality index (IWQI) model to evaluate the drinking suitability of water / S. Mukate, V. Wagh, D. Panaskar, J. A. Jacobs, A. Sawant // *Ecological Indicators*. – 2019. – Vol. 101. – P. 348–354.

273. Norris, R. H. Monitoring river health / R. H. Norris, C. P. Hawkins // *Hydrobiologia*. – 2000. – Vol. 435, is. 1. – P. 5–17.

274. Nürnberg, G. K. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria / G. K. Nürnberg, M. Shaw // *Hydrobiologia*. – 1998. – Vol. 382, is. 1. – P. 97–112.

275. Osburn, C. L. Chemical and optical changes in freshwater dissolved organic matter exposed to solar radiation / C. L. Osburn, D. P. Morris, K. A. Thorn, R. E. Moeller // *Biogeochemistry*. – 2001. – Vol. 54, is. 3. – P. 251–278.

276. Paul, A. Photogeneration of singlet oxygen by humic substances: comparison of humic substances of aquatic and terrestrial origin / A. Paul, S. Hackbarth, R. D. Vogt, B. Röder, B. K. Burnison, C. E. W. Steinberg // *Photochemical and Photobiological Sciences*. – 2004 – Vol. 3, is. 3. – P. 273–280.

277. Porcal, P. Temperature Dependence of Photodegradation of Dissolved Organic Matter to Dissolved Inorganic Carbon and Particulate Organic Carbon / P. Porcal, P. J. Dillon, L. A. Molot // *PLoS One*. – 2015. – Vol. 10, is. 6. – Article number e0128884. – 15 p. – URL: <https://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0128884&type=printable> (access data: 09.10.2020).

278. Regerand, T. I. Effect of aluminum and iron on lipid metabolism in aquatic invertebrates / T. I. Regerand, Z. A. Nefedova, N. N. Nemova, T. R. Ruokolainen, L. V. Toivonen, L. V. Dubrovina, K.-M. Vuori, L. V. Markova // *Applied Biochemistry and Microbiology*. – 2005. – Vol. 41, is. 2. – P. 192–198.

279. Rheinheimer, G. Regional and Seasonal Distribution of Saprophytic and Coliform Bacteria / G. Rheinheimer // *Microbial Ecology of a Brackish Water Environment*; ed. G. Rheinheimer. – Berlin; Heidelberg: Springer, 1977. – P. 121–137. – (Ecological Studies. Vol. 25).

280. Rosenberg, E. The Hydrocarbon-Oxidizing Bacteria / E. Rosenberg, D. L. Gutnick // *The Prokaryotes*; ed. by M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Trüper, A. Balows, H. G. Schlegel. – Berlin; Heidelberg: Springer, 1981. – P. 903–912.

281. Scully, N. M. Photochemical effects on microbial activity in natural waters: the interaction of reactive oxygen species and dissolved organic matter / N. M. Scully, W. J. Cooper, L. J. Tranvik // *FEMS Microbiology Ecology*. – 2003a. – Vol. 46, is. 3. – P. 353–357.

282. Scully, N. M. Photochemical effects on the interaction of enzymes and dissolved organic matter in natural waters / N. M. Scully, W. J. Cooper, L. J. Tranvik // *Limnology*

and Oceanography. – 2003b. – Vol. 48, is. 5. – P. 1818–1824.

283. Seekell, D. A. The influence of dissolved organic carbon on primary production in northern lakes / D. A. Seekell, J.-F. Lapierre, J. Ask, A.-K. Bergström, A. Deininger, P. Rodríguez, J. Karlsson // *Limnology and Oceanography*. – 2015. – Vol. 60, is. 4. – P. 1276–1285.

284. Shannon, C. E. *The Mathematical Theory of Communication* / C. E. Shannon, W. Weaver. – Urbana: The University of Illinois Press, 1949. – 117 p.

285. Slukovskii, Z. I. Analysis of accumulation of heavy metals from river bottom sediments of the urban environment in the bodies of oligochaetes / Z. I. Slukovskii, T. N. Polyakova // *Inland Water Biology*. – 2017. – Vol. 10, is. 3. – P. 315–322.

286. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* / American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, Water Environment Federation. – Washington, DC: [s. n.], 2005. – 541 p.

287. Steinberg, C. E. W. Dissolved humic substances – ecological driving forces from the individual to the ecosystem level? / C. E. W. Steinberg, S. Kamara, V. Yu. Prokhotsjaya, L. Manusadžianas, T. A. Karasyova, M. A. Timofeyev, Z. Jie, A. Paul, T. Meinelt, V. F. Farjalla, A. Y. O. Matsuo, B. K. Burnison, R. Menzel // *Freshwater Biology*. – 2006. – Vol. 51, is. 7. – P. 1189–1210.

288. Steinberg, C. E. W. No Mas natural xenobiotics / C. E. W. Steinberg // *Advances in the Physicochemical Characterization of Dissolved Organic Matter: Impact of Natural and Engineered Systems*; ed. F. L. Rosario-Ortiz. – Washington, DC: American Chemical Society, 2014. – P. 115–144.

289. Tranvik, L. J. Availability of dissolved organic carbon for planktonic bacteria in oligotrophic lakes of different humic content / L. J. Tranvik // *Microbial Ecology*. – 1988. – Vol. 16, is. 3. – P. 311–322.

290. Tranvik, L. J. Bacterial Growth in Mixed Cultures on Dissolved Organic Carbon from Humic and Clear Waters / L. J. Tranvik, M. G. Höfle // *Applied and Environmental Microbiology*. – 1987. – Vol. 53, № 3. – P. 482–488.

291. Tranvik, L. J. Bacterioplankton Growth on Fractions of Dissolved Organic Carbon of Different Molecular Weight from Humic and Clear Waters / L. J. Tranvik // *Applied and Environmental Microbiology*. – 1990. – Vol. 56, № 6. – P. 1672–1677.

292. Tranvik, L. J. Bacterioplankton growth, grazing mortality and quantitative relationship to primary production in a humic and a clearwater lake / L. J. Tranvik // *Journal of Plankton Research* – 1989. – Vol. 11, is. 5. – P. 985–1000.

293. Tranvik, L. J. Effects of flocculated humic matter on free and attached pelagic microorganisms / L. J. Tranvik, J. McN. Sieburth // *Limnology and Oceanography*. – 1989. – Vol. 34, № 4. – P. 688–699.

294. Tranvik, L. J. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate / L. J. Tranvik, J. A. Downing, J. B. Cotner, S. A. Loiselle, R. G. Striegl, T. J. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. B. Knoll, P. L. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. M. Leech, S. L. McCallister, D. M. McKnight, J. M. Melack, E. Overholt, J. A. Porter, Y. Prairie, W. H. Renwick, F. Roland, B. S. Sherman, D. W. Schindler, S. Sobek, A. Tremblay, M. J. Vanni, A. M. Verschoor, E. von Wachenfeldt, G. A. Weyhenmeyer // *Limnology and Oceanography*. – 2009. – Vol. 54, № 6, Pt. 2. – P. 2298–2314.

295. Uehlinger, U. Variability of photosynthesis-irradiance curves and ecosystem respiration in a small river / U. Uehlinger, C. König, P. Reichert // *Freshwater Biology*. – 2000. – Vol. 44, is. 3. – P. 493–507.

296. Vasconcelos, F. R. Asymmetrical competition between aquatic primary producers in a warmer and browner world / F. R. Vasconcelos, S. Diehl, P. Rodriguez, P. Hedström, J. Karlsson, P. Byström // *Ecology*. – 2016. – Vol. 97, is. 10. – P. 2580–2592.

297. Visser, S. A. Physiological action of humic substances on microbial cells / S. A. Visser // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1985. – Vol. 17, № 4. – P. 457–462.

298. Vuori, K.-M. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems / K.-M. Vuori // *Annales Zoologici Fennici*. – 1995. – Vol. 32. – P. 317–329.

299. Wolf, R. The influence of dissolved organic carbon and ultraviolet radiation on the genomic integrity of *Daphnia magna* / R. Wolf, T. Andersen, D. O. Hessen, K. Hylland // *Functional Ecology*. – 2016. – Vol. 31, is. 4. – P. 848–855.

300. Wu, H. Bacterial community composition and function shift with the aggravation of water quality in a heavily polluted river / H. Wu, Y. Li, W. Zhang, C. Wang, P. Wang, L. Niu, J. Du, Y. Gao // *Journal of Environmental Management*. – 2019. – Vol. 237. – P. 433–441.

301. Zhang, H. Spatial variation in bacterial community in natural wetland-river-sea ecosystems // H. Zhang, S. Zheng, J. Ding, O. Wang, F. Liu // *Journal of Basic Microbiology*. – 2017. – Vol. 57, is. 6. – P. 536–546.

302. Zimmermann, R. Simultaneous determination of the total number of aquatic bacteria and the number thereof involved in respiration / R. Zimmermann, R. Iturriaga, J. Becker-Birck // *Applied and Environmental Microbiology*. – 1978. – Vol. 36, is. 6. – P. 926–935.

ПРИЛОЖЕНИЕ А

(справочное)

Публикации в СМИ данных по теме диссертации

Моя газета+

№ 7 (154) сентябрь 2021 г.
• Год науки в России

Исследования будут актуальны всегда!

От начала времён любое поселение возникало на берегах реки или озера. Вода означала жизнь, причём сытую и относительно безбедную. Кажется, будто в XXI веке городские и сельские водоёмы уже не несут такой исключительной ценности. Но это только так кажется. Пускай мы больше не ходим за водой на реку за домом, в любом случае экологическое состояние наших городских водоёмов имеет большое значение. В Петрозаводске проблемой загрязнения вод занимается Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН. Мы решили поговорить с младшим научным сотрудником лаборатории гидробиологии института Еленой Макаровой, тем более что сейчас Елена как раз пишет диссертацию на тему «Биоиндикация состояния экосистем урбанизированных рек».



Елена Макарова за работой



Экспедиция по исследованию воды

позаботились о создании общей закрытой канализации, чтобы все ливневые стоки были закрыты, а все загрязнения шли через коммунальное очистительное сооружение. Но, к сожалению, это очень дорогое удовольствие!

— Как институт помогает решать проблему загрязнения вод? И ставит ли он перед собой такие задачи? Или, может, его дело — просто изучить и представить результаты исследования?

— Можно привести в пример ситуацию на Онежском озере. Мы исследовали влияния форелевого хозяйства в Кондопожской губе. Эти исследования подтвердили мощнейшее влияние таких ферм на акваторию: в Кондопожской губе вода становится всё грязнее, а значит, увеличивается количество микроорганизмов. Так, например, одно из самых загрязнённых озёр Канады — озеро Гурон — испытывает меньшее влияние от форелевых ферм, чем Кондопожская губа. Наш институт предложил перенести все форелевые фермы в море, как это делают за границей, но решение этой проблемы требует больших денежных затрат.

— Как вы думаете, насколько тесно общество связано с наукой?

— Если честно, я бы не сказала, что очень тесно, не всем людям интересна данная тема. Часто от сотрудников науки требуют больших открытий. Есть люди, которые, прочитав в Интернете что-то по той или иной теме, начинают спорить с научными сотрудниками. К сожалению, в настоящее время общество больше интересуется технологической наукой, нежели фундаментальной. Однако я знаю, что в некоторых школах вводят различные научные исследования и научные практики, проводят эксперименты. Это огромный плюс, потому что я сама проверяла школьные работы, и иногда меня даже берёт гордость за детей, которые пишут потрясающие работы и стремятся к чему-то новому. Может быть, эта практика сделает своё дело и таким образом разбудит у людей интерес к наукам!

— Как вы думаете, что будет с реками, если ими не заниматься?

— Если реки не очищать, то они превратятся в сточные канавы. Но я очень рада, что есть люди, которые чистят реки от мусора и крупногабаритного хлама, например, убирают автомобильные шины, например, убирают ветки и брёвна. Иначе река может потерять природные способности самоочищения, потому что будет изменяться скорость её течения в первую очередь.

— А как данное исследование может помочь городу? Как оно может повлиять на улучшение экологической обстановки?

— Поскольку научная организация несёт исключительно рекомендательный характер, мы можем только порекомендовать! Мы можем обратиться в администрацию, чтобы они

объёма речного стока — ливневые стоки. И эту грязь несёт в губу, которая служит источником водоснабжения для города. Представьте, сколько приходится тратить усилий, чтобы сделать воду пригодной для потребления! Вообще, наши реки сами по себе очень удивительны. Вода в них изначально невысокого качества, они высокощелочные, то есть они похожи на чай, так как несут в себе гуминовые вещества болотного происхождения — отсюда и коричневый цвет.

«В Лососинке четверть от общего объёма стока — это ливневые стоки».

«Одно из самых загрязнённых озёр Канады — озеро Гурон — испытывает меньшее влияние от форелевых ферм, чем Кондопожская губа».

— Как вы пришли к данному исследованию? Что поспособствовало?

— На самом деле, эта тема очень актуальная. Петрозаводск растёт, и в связи с этим мы решили провести комплексное исследование. Что мы получили? Самое первое — это данные от администрации нашего города, данные о ливневых стоках. Эти стоки без очистки поступают в наши реки — Лососинку, Неглинку и не только — и в Петрозаводскую губу Онежского озера. И нам интересно, как будет себя вести биота (совокупность видов живых организмов) в такой ситуации. Оказывается, в Лососинке четверть от общего

• Пишу и сочиняю

София САВИНОВА, 10 класс
Школа № 1, г. Кемь
Фото героя

