Горный институт Уральского отделения Российской академии наук –
филиал Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Пермского федерального исследовательского центра
Уральского отделения Российской академии наук

На правах рукописи

Синцова Татьяна Николаевна

СТАТИСТИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ И РЕГЛАМЕНТАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

1.6.16 – Гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата технических наук

Научный руководитель:
доктор географических наук, профессор
Лепихин Анатолий Павлович

Барнаул – 2026

ОГЛАВЛЕНИЕ

Стр.

ВВЕДЕНИЕ…….. 4

ГЛАВА 1. ПРИНЦИПЫ РЕГЛАМЕНТАЦИИ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЙ ОБЪЕКТ ……. 11

ГЛАВА 2. СТАТИСТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ КОЛЕБАНИЙ СОДЕРЖАНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ИНГРЕДИЕНТОВ В ОТВОДИМЫХ СТОЧНЫХ ВОДАХ……..…… 20

2.1. Основные положения современных подходов к статистическому анализу гидрохимической информации и системы мониторинга техногенных воздействий на водные объекты……. 20

2.2. Анализ характера функций распределений химических показателей качества воды как построение эффективной технологии статистической обработки наблюдений……. 21

2.3. Статистические оценки современной действующей системы регламентации отведения взвешенных наносов…….. 28

2.4. Статистические аспекты колебаний измерения расхода воды в водотоках на основе химического метода……. 32

2.4.1. К оценке погрешности измерения расходов воды химическим методом……. 32

2.4.2. К анализу статистических аспектов измерения расхода воды в водотоках на основе метода разбавления (химический метод)……. 43

ГЛАВА 3. ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СТАТИСТИЧЕСКИХ ФУНКЦИЙ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ В ЗОНАХ АКТИВНОГО ТЕХНОГЕНЕЗА…….. 49

3.1. Переход системы регламентации техногенного воздействия на концепцию приемлемого риска……..…..…….. 49

3.2. Вопросы формирования и особенности статистических функций распределений химических показателей качества отводимых сточных вод……. 50

3.3. Оценка качества отводимых сточных вод для предприятий коммунального водоснабжения и горно-химической промышленности …….. 59

3.3.1. Особенности статистических распределений колебаний загрязняющих ингредиентов в сточных водах предприятия горно-химической промышленности…….. 59

3.3.2. Особенности статистических распределений загрязняющих ингредиентов в сточных водах предприятия коммунального хозяйства…….. 67

3.4. Сопоставительная оценка функций распределения показателей качества воды в условно естественном состоянии и при техногенной нагрузке на примере р. Кама в районе г. Перми……. 73

ГЛАВА 4. ВНУТРИСУТОЧНЫЕ КОЛЕБАНИЯ ФИЗИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ВОДЫ В КАМСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ…… 85

4.1. Характеристика водного объекта, описание измерительного комплекса и технологии проведения измерений…….. 85

4.2. Динамика физических параметров качества воды…… 91

ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ПОСТРОЕНИЯ СИСТЕМЫ РЕГЛАМЕНТАЦИИ ОТВЕДЕНИЯ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ПОВЕРХНОСТНЫЕ ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ НА ОСНОВЕ УЧЕТА СТОХАСТИЧЕСКОГО ХАРАКТЕРА ИХ ДИНАМИКИ…….... 100

5.1. Аспекты регламентации отведения содержания взвешенных веществ в водные объекты…….... 100

5.2. Особенности регламентации содержания взвешенных веществ в поверхностных водных объектах……..…. 101

5.3. Оценка колебаний мутности воды при различной частоте измерений в р. Каме (Камском водохранилище) в районе г. Березники ……..... 108

ЗАКЛЮЧЕНИЕ……..... 113

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ ……...… 114

ПРИЛОЖЕНИЯ…… 129

Приложение А. Акт внедрения результатов научно-исследовательской работы …….. 129

Приложение Б. Свидетельство о государственной регистрации базы данных……. 130

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования. Одним из важнейших аспектов влияния промышленных комплексов на водные объекты является оценка их воздействия на гидрохимический режим. При этом необходимо учитывать, что в общем случае колебания содержания любого химического загрязняющего вещества (далее – ЗВ) в отводимых сточных водах промышленных и коммунальных предприятий так же, как и изменения показателей качества воды водных объектов представляют собой случайные процессы, которые в определенных временных масштабах могут рассматриваться как стационарные. В связи с этим возникает весьма актуальная проблема анализа состоятельности данных статистических оценок, исследования механизмов формирования функций распределения химических, физических показателей качества воды. Особенно актуальна данная задача для водных объектов, расположенных в зонах активного техногенеза, где особенности формирования техногенных нагрузок имеют принципиальное значение для надежности обеспечения нормативных требований качества воды в контрольном створе водного объекта и построения эффективной системы регламентации техногенных воздействий на водные объекты [Данилов-Данильян В.И. и др., 2020; Лепихин А.П., 2003; 2021; Лепихин А.П. и др., 2017; 2015; Розенталь О.М. и др., 2019; Синцова Т.Н. и др., 2023; 2023a; 2024].

В настоящее время в связи с переходом на современные автоматические системы, позволяющие проводить измерения практически с любой частотой, анализ специфики формирования статистических характеристик качества воды поверхностных водных объектов, в том числе особенностей внутрисуточных и межсуточных колебаний физических показателей качества воды выявил их весьма сложную статистическую структуру.

Особенно это актуально для оценки содержания и регламентации взвешенных веществ (далее – ВВ) и в сточных водах, и в водотоке-приемнике при отведении сточных вод в водные объекты, так как являясь одним из наиболее распространенных лимитирующих показателей качества воды их среднеквадратическая погрешность определения по современным методикам [РД 52.24.468-2005] в 10 раз превышает установленные для них нормативы [Лепихин А.П. и др., 2015; 2024d; Синцова Т.Н. и др., 2023; 2023a; 2024].

Возникает очень серьезная проблема оценки содержания ВВ в контрольном, фоновом створах, и, соответственно, контроля выполнения нормативных требований. В связи с этим представляется необходимым пересмотр и совершенствование действующей системы регламентации отведения ВВ в поверхностные водные объекты на основе учета их стохастической динамики.

Степень разработанности темы исследования. В настоящее время, как правило, рассматривается и анализируется сезонная динамика показателей качества воды, а также

их межгодовые колебания. Внедрение в последние годы автоматических систем измерений позволило наряду с сезонными и межгодовыми колебаниями показателей качества воды оценивать и более краткосрочные колебания, которые могут быть весьма существенными. При этом если долгопериодные колебания показателей качества воды, непосредственно связанные с гидрологическим режимом водных объектов, обуславливаются внешними факторами (климатические характеристики, выпуски производственных, хозяйственно-бытовых сточных вод), то короткопериодные – формируются, в значительной мере, под воздействием внутриводоемных процессов (разбавления, трансформации, самоочищения и миграции).

Исследованию колебаний гидродинамических параметров, физических и химических показателей качества воды посвящено достаточно большое количество исследований [Вениципанов Е.В. и др., 2002; Лепихин А.П. и др., 2023; 2024; 2026; Синцова Т.Н. и др., 2024a; 2024b; 2025a; Богомолов А.В. и др., 2023; Чалов С.Р. и др., 2020; 2023; Cassidy R. et al., 2011; Alpaslan K., et al., 2012; Vercruysse K., 2017; Hamshaw S.D. et al., 2018; Cohen S., et al., 2014; Stott T.A. et al., 2001; 2007; Brooks S.C. et al., 2018; Elçi S., 2008; Richardson D.C. et al., 2009]. Оценка этих показателей состояния водных объектов, также как и регламентация отведения сточных вод в поверхностные водные объекты основывается на статистических методах [Лепихин А.П. и др., 2012; 2017; 2021; 2023; Беляев С.Д., 2015, 2017, 2019; Cassidy R. et al., 2011; Alpaslan K., et al., 2012; Vercruysse K., 2017; Hamshaw S.D. et al., 2018; Cohen S., et al., 2014; Stott T.A. et al., 2001; 2007; Brooks S.C. et al., 2018; Elçi S., 2008; Richardson D.C. et al., 2009; Donald J., 2017; Данилов-Данильян В.И. и др. 2020; 2021; Чашечкин Ю.Д. и др., 2019; Розенталь О.М., 2020; 2024; Markovich, 2011; John Whittington et al, 2000; Antonopoulos V.Z. et al., 1991, 2001; Dahmen E.R. et al., 1990; Ferrier, R.C. et al., 2001; Haan C.T. et al., 1977; Larsen, S.E. et al., 1999; Mitsiou K., et al., 2000; Banavar J.R. et al., 1997; 1999; Beran J., 1994; Bras R.L. et al., 1985; Cudennec C. et al., 2003; Dolgonosov B.M., et al., 2008; Feng X. et al., 2004; Hurst H.K. et al., 1965; Jensen H.J., 1998; Klemes K, 1973; 1974; Lowen S. B. et al., 1993; Mandelbrot B.S. et al. 1968; Martian A. et al., 1996; Marple S.L, Jr., 1987; Pelletier J.D. et al.,1997; Percival D.B. et al., 1993; Priestley M.B., 1983; Rao A.R. et al., 2003; Rinaldo A. et al., 2006; Scher H. et al., 2002; Schepers H.E. et al., 1992; Whittle P., 1962].

Использование методов статистического анализа при решении прикладных задач, как правило, априорно основано на допущении, что статистические оценки рассматриваемых переменных состоятельны, т.е. дисперсии их оценок σ^2 при неограниченном увеличении объема выборки N стремятся к нулю $\sigma^2 \rightarrow 0$. Однако существует весьма широкий класс статистических распределений с так называемыми «тяжелыми хвостами», для которых несостоятельны оценки средних значений и дисперсий [Рождественский А.В., 1977; Раткович Д.Я. и др., 1997; Найденов В.И., и др., 2002, 2004; Писаренко В.Ф. и др., 2002; Долгоносов Б.М. и др., 2005; Болгов М.В., и др., 2006; Кобзарь А.И., 2006; Markovich, 2011; Лепихин А.П. и др., 2012; 2023; Lepikhin A.P.

et al, 2022; Синцова ТН., 2022; 2024]. Принципиальное значение они имеют при анализе современной действующей системы регламентации отведения ВВ [Лепихин А.П. и др., 2015; Notice of Final Ambient Water…, 1985; Директива Европейского парламента…, 2000; Синцова Т.Н. и др., 2023; 2023а; 2024], являющихся одним из наиболее распространенных компонентов загрязнения водных объектов, а также при оценке неустойчивости определения расходов воды на основе химического метода (метода смешения) [Лепихин и др., 2024; 2025а; 2025с; Juerg Merz and Gregor Doppmann 2006; Giuseppe Sappa et al., 2015; Юхно А.В. и др., 2022а; 2022б; 2023; Синцова Т.Н. и др., 2025; Синцова Т.Н., 2026].

Цели работы – исследование статистических особенностей колебаний химических и физических показателей качества воды водных объектов, необходимых для решения следующих актуальных задач повышения надежности и устойчивости водопользования:

– совершенствования оценки влияния водопользователей на изменение гидрохимического режима водотока-приемника сточных вод на основе анализа статистических функций распределения показателей качества воды;

– снижения погрешности измерения расходов воды химическим методом (методом смешения);

– создания альтернативной системы регламентации отведения ВВ с использованием современных автоматических измерительных комплексов (на примере Камского водохранилища).

Для достижения поставленной цели потребовалось решить **следующие задачи**:

1. **Выполнить** анализ особенностей статистических функций распределения показателей качества воды как в отводимых сточных водах, так и в водных объектах-приемниках. **Разработать** методические подходы к повышению надежности измерения расходов воды в водотоках химическим методом (методом смешения).

2. **Проанализировать** состоятельность статистических оценок показателей качества воды водных объектов, обусловленную частотой отбора проб и характером их функций распределения. **Дать оценку и анализ** статистических функций распределения регламентируемых химических показателей качества воды, формируемых в Воткинском водохранилище в районе г. Перми и в р. Можель в районе г. Ковдор, расположенных в различных природно-климатических зонах и характеризующихся различными условиями формирования сточных вод.

3. **Разработать** новый подход к регламентации отведения ВВ по показателю мутности воды на основе использования современных методов измерения с учетом внутрисуточных колебаний. С этой целью **исследовать** статистические особенности внутрисуточных колебаний физических показателей качества воды на примере Камского

водохранилища в районах г. Березники и Чусовского плеса г. Перми на основе собственных натурных данных с использованием автоматизированного измерительного комплекса MIDAS ECM [Midas ECM] и **сформировать** базу данных внутрисуточных колебаний для выявления закономерностей в изменении содержания ЗВ в течение суток.

Объектами исследования являются водные объекты, характеризующиеся различными физико-географическими условиями и особенностями формирования химического состава вод, в том числе расположенные в зонах активного техногенеза - отдельные участки Камского и Воткинского водохранилищ, водотоки Кольского полуострова, а также сточные воды промышленных и коммунальных комплексов, имеющих различный генезис.

Предметом исследования являются статистические характеристики колебаний химических, физических показателей качества воды водных объектов, включающие функции распределения: концентраций ЗВ в поверхностных водных объектах; регламентируемых загрязняющих веществ в выпусках сточных вод предприятий коммунального хозяйства и горно-химического производства; физических показателей качества воды, а также спектральные функции мутности воды крупного водохранилища.

Научная новизна работы состоит в следующем:

– выявлены причины несостоятельности оценок химических показателей качества воды на основе характера их статистических функций распределения в поверхностных водных объектах;

– теоретически обоснованы причины наблюдаемой неустойчивости определения расходов воды химическим методом (методом смешения), разработаны методические подходы к снижению неустойчивости определения расходов воды и определены способы максимального снижения колебаний концентраций маркера в контрольном створе;

– показано, что характер функций распределения химических показателей качества отводимых сточных вод определяется, в первую очередь, особенностями самого вещества, а не используемыми технологическими процессами;

– получены функции распределения секундных и 5-минутных колебаний физических показателей и спектральные функции распределения мутности воды на основе современных методов измерения для Камского водохранилища в районах г. Березники и Чусовского плеса г. Перми;

– разработан методический подход к усовершенствованию регламентации ВВ путем оценки статистической значимости различий содержания ВВ между фоновым и контрольным створами.

Теоретическая и практическая значимость работы. На основании выполненных исследований разработаны статистические подходы к регламентации отведения ЗВ

в поверхностные водные объекты, в целях повышения эффективности водоохранной деятельности [Синцова Т.Н. и др., 2024]. Дано теоретическое обоснование несостоятельности статистических оценок химических показателей качества воды, разработаны подходы к снижению погрешностей измерения расходов воды в водных объектах химическим методом (методом смешения). Предложена усовершенствованная схема регламентации отведения ВВ по показателю мутности воды на основе современных методов измерения.

Методы исследования и полученные результаты применены при выполнении государственных заданий Министерства науки и высшего образования РФ: «Обоснование мероприятий по контролю и управлению гидросферой в районах интенсивного недропользования», «Исследование закономерностей эволюции гидросферы в районах интенсивного недропользования с целью минимизации экологического риска и обеспечения устойчивости водопользования» [Синцова Т.Н. и др., 2024]. Представлен акт внедрения результатов диссертации.

Результаты работы могут использоваться для повышения надежности и корректности статистических оценок показателей качества воды, для совершенствования системы регламентации отведения ВВ и при чтении лекций по охране и рациональному использованию водных объектов.

Методология и методы исследования. Для анализа статистических функций распределения химических показателей качества воды выполнено численное моделирование по схеме Монте-Карло в программе [Mathcad, http:// pts-russia.com/products/mathcad]. В работе применялись методы статистического анализа, реализованные в программе [Statistica, http://www. statsoft.ru]. Выполнен комплекс полевых натурных наблюдений за физическими показателями качества воды водных объектов (мутность, удельная электропроводность, температура воды, скорость течения) для исследования структуры их внутрисуточных колебаний на примере Камского водохранилища (использован прибор MIDAS ECM).

Положения, выносимые на защиту

1. Состоятельность статистических оценок химических показателей качества воды определяется особенностью их генезиса. Структура используемых расчетных соотношений может принципиально менять статистику оцениваемых показателей. При этом оценки даже среднеарифметических значений могут быть в определенных условиях статистически несостоятельны. Это положение весьма ярко проявляется при измерениях расходов воды химическим методом (методом смешения).

2. Функции распределения показателей качества воды поверхностных водных объектов определяются физико-географическими и климатическими особенностями формирования

их стока, а также особенностями антропогенного воздействия, в том числе составом и режимом поступления загрязняющих веществ со сточными водами.

3. При регламентации отведения ВВ в поверхностные водные объекты, учитывая трудоемкость, высокую вероятность ошибок в результатах анализа воды по этому показателю, целесообразно использовать показатель «мутность воды». Схема регламентации отведения ВВ должна строиться на основе недопустимости статистически значимых превышений показателя мутности в контрольном створе над соответствующим показателем (плюс допустимое отклонение) в фоновом створе. Для корректной оценки содержания ВВ необходим учет их внутрисуточных колебаний с использованием современных методов, обеспечивающих высокую точность и надежность измерений.

Степень достоверности и апробация результатов. Достоверность и научная обоснованность результатов обеспечивались использованием MIDAS ECM, Mathcad и Statistica. Основные положения и результаты доложены автором на конференциях: Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Водные ресурсы в условиях глобальных вызовов: экологические проблемы, управление, мониторинг» (Ростов-на-Дону, 2023); IX Всероссийская конференция «Пермские гидродинамические научные чтения» (Пермь, 2023; 2025); Виноградовские чтения (Санкт-Петербург, 2023; 2025); Всероссийская научно-практическая конференция «Водное хозяйство, экологическая и промышленная безопасность» (Чита, 2024); II Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Цифровая география» (Пермь, 2024); международный симпозиум «Неравновесные процессы в сплошных средах» (Пермь, 2024); VIII Всероссийский объединенный метеорологический и гидрологический съезд (Санкт-Петербург, 2024); X Всероссийская конференция «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» (Пермь, 2025); V Международная конференция «Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии» (Барнаул, 2025), на научных сессиях «ГИ УрО РАН» (Пермь, 2024; 2025).

В рамках реализации решений Президиума Российской академии естествознания о содействии и осуществлении информационной поддержки ученых и преподавателей статья [Синцова Т.Н. и др., 2024b] была представлена на международных книжных выставках: 41-й Istanbul Book Fair (Стамбул, 2024), на 37-й (Москва, 2024), статья [Лепихин и др., 2024d] - на 52-ой The New Delhi World Book Fair (Нью-Дели, 2025); XXXII (Минск, 2025) и XII международном Салоне образования ММСО.EXPO-2025 (Москва, 2025).

Разработана база данных «Внутрисуточные колебания показателей качества воды р. Камы (Камского водохранилища) в районе г. Березники и на Чусовском плесе г. Перми» [Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2024626057].

Публикации. По теме диссертационной работы автором опубликовано лично и в соавторстве 36 научных работ, из них 11 – в журналах, рекомендованных ВАК РФ, 1 – в издании, входящем в систему цитирования Scopus или Web of Science, 1 раздел книги в соавторстве (издательство BP International), 1 свидетельство о государственной регистрации базы данных.

Личный вклад автора заключается в постановке задач, обработке, анализе и интерпретации полученных результатов, написании научных статей, подготовке и представлении докладов на конференциях.

Структура и объем работы. Диссертационная работа включает введение, пять глав, заключение, список литературы и приложения. Работа изложена на 130 страницах машинописного текста. Список литературы содержит 194 наименований.

Благодарности. Огромную благодарность автор выражает своему научному руководителю, д.г.н., проф. А.П. Лепихину за всестороннюю поддержку при написании диссертации, д.г.н. И.Д. Рыбкиной, д.г.н. С.Д. Беляеву, д.т.н. М.В. Болгову, д.т.н., проф. О.М. Розенталю, к.г.н. А.А. Возняк за конструктивные советы при подготовке диссертации, коллективу сотрудников лаборатории проблем гидрологии суши «ГИ УрО РАН» за помощь в проведении полевых исследований, обсуждении результатов. Признательность автор выражает своей семье за поддержку в период работы над диссертацией.

Результаты исследований опубликованы в работах [Богомолов А.В. и др., 2023; 2025; Лепихин А.П. и др., 2023; 2023a; 2024; 2024a; 2024b; 2024c; 2024d; 2024e; 2024f; 2025; 2025a; 2025b; 2025c; 2026; Лучников А.И. и др., 2024; 2025; Опутин М.А. и др., 2024; 2025; Розенталь О.М. и др., 2024; 2025; Синцова Т.Н., 2024; 2026; Синцова Т.Н. и др., 2022; 2023; 2023a; 2024; 2024a; 2024b; 2025; 2025a; Lepikhin A.P. et al., 2022; 2024; Rozental O.M. et al., 2024].

Соответствие диссертации паспорту научной специальности ВАК. Работа затрагивает разделы паспорта специальности 1.6.16. Гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия: Закономерности формирования химических веществ и их пространственно-временная изменчивость в различных природных и хозяйственных условиях (п. 3). Гидрохимическое состояние водных объектов суши в различных природных и хозяйственных условиях, влияние коммунально-бытовых и сточных вод на химическое загрязнение рек, водохранилищ (п. 8). Методы наблюдений, оценки и прогноза экологически значимых гидрологических и гидрохимических характеристик (п. 9). Математическое моделирование гидрологических, гидрохимических процессов в речных бассейнах, руслах рек, водоемах суши (п. 12).

ГЛАВА 1. ПРИНЦИПЫ РЕГЛАМЕНТАЦИИ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЙ ОБЪЕКТ

Большинство технологических процессов промышленных и коммунальных предприятий основано на использовании воды в качестве универсального растворителя и наиболее распространенного природного ресурса. Построение замкнутых оборотных систем производства представляется технологически сложной и экономически затратной задачей. В настоящее время наиболее актуальной проблемой является отведение сточных вод в поверхностные водные объекты. Сточные воды промышленных предприятий могут оказывать негативное воздействие на водный объект, поэтому любое правовое общество, которое заботится о сохранении окружающей среды, должно законодательно регламентировать порядок их отведения в водный объект [Лепихин А.П., 2021].

При установлении критериев допустимого уровня воздействия на водные объекты применяется ряд принципиально различных методов. Наибольшее распространение, как в нашей стране, так и за рубежом получили подходы, основанные на трех взаимосвязанных концепциях – экологической, потребительской, технологической. Если концепция экологической безопасности направлена на обеспечение устойчивого функционирования водных гидробиоценозов, то потребительский подход направлен на гарантийное обеспечение отдельных видов водопользования, в первую очередь, для целей питьевого, технического водоснабжения, а также рыбного хозяйства. При этом, в качестве гаранта качества рассматриваются соответствующие системы ПДК. Технологическая концепция регламентации строится исходя из экономической обоснованности и современной технологической достижимости устанавливаемых нормативов качества отводимых сточных вод [Лепихин А.П., 2021].

Поэтому в данной главе предпринята попытка проследить некоторые аспекты формирования и внедрения в практику водохозяйственной деятельности принципов регламентации отведения сточных вод и оценить перспективы их будущего развития.

Изначально люди старались селиться у рек, озер, т. к. они являлись, с одной стороны, весьма удобными транспортными артериями, с другой – вода была и остается необходимым компонентом любой хозяйственной деятельности. В свою очередь, хозяйственная деятельность неизбежно приводит к воздействию на гидрохимический и гидробиологический режимы водного объекта. При этом характер и масштабы этого воздействия определяются размерами поселений, особенностями ведения хозяйства, инфраструктурой и др. [Лепихин А.П., 2021].

Так как общество достаточно рано на интуитивном уровне установило связь между загрязнением водоема и риском заболеть при использовании воды, первые законодательные акты были направлены на жесткое разделение зон забора воды и зон других видов хозяйственного использования водных объектов. По мере роста размеров городов, развития промышленности эта

проблема приобретала все большее социально-экономическое значение. Поэтому уже в конце XIX в. в развитых странах были приняты специальные законодательства, регламентирующие отведение сточных вод в водные объекты [Лепихин А.П., 2021]. Аналитический обзор этих законодательных дается в [Молчанов Б.А., 2017; Сиваков Д.О., 2010].

В Российской империи для решения этого вопроса в 1908 г. была создана специальная медицинская комиссия при Министерстве внутренних дел, руководителем которой был назначен известный в то время гигиенист, автор первых трудов по охране вод, профессор Военно-медицинской академии Г.В. Хлопин. В 1910 г. комиссия представила общественности «Правила спуска сточных вод» [Хлопин Г.В., 1917]. Данный документ по общему перечню запретительных санитарно-гигиенических требований близок к соответствующим действующим нормативно-методическим документам, например, [СанПиН 2.1.5.980-00]. В «Правилах спуска сточных вод» основное требование к сбросу сточных вод сформулировано следующим образом: «Сточные воды не должны изменять к худшему в санитарном отношении химический состав и физические свойства воды тех водоемов, в которые они отводятся, и не должны вызывать заметные изменения в фауне и флоре этих водоемов» цит. по [Хлопин Г.В., 1917]. Принципиальным в данных правилах была их ориентированность на сохранение естественных, природных свойств водного объекта, но они не гарантировали водопользователю в явном виде обеспечение некоторых потребительских свойств воды [Лепихин А.П., 2021].

Указанные санитарные требования с момента их опубликования стали предметом ожесточенной критики. Оппоненты утверждали, что данные требования носят общий, рамочный характер, не выработаны правила по установлению нормативов для водопользователей. Существенные возражения вызывали неопределенность, неконкретность ключевого требования – «не ухудшение качества воды» [Сысин А.Н., 1910], в тоже время для решения практических задач необходимы четкие, конкретные количественные показатели [Лепихин А.П., 2021].

Первая мировая война, в ходе которой стали широко применяться боевые отравляющие вещества, обусловила бурное развитие как теоретической, так и прикладной токсикологии. Появились такие понятия как «летальная доза», «максимальная не действующая концентрация – максимальная концентрация» при времени экспозиции токсиканта, сопоставимого с характерной продолжительностью жизни тест-объектов. Впоследствии эти нормативы было предложено использовать для решения задач регламентации техногенных воздействий как единые общегосударственные предельно допустимые концентрации (ПДК). Первые санитарно-гигиенические ПДК для водоемов хозяйственного использования были опубликованы в 1940 г. под ред. А.Н. Сысина [Допустимые концентрации..., 1940]. Принципиальное отличие данной схемы регламентации на основе единой системы ПДК заключалось в том, что она устанавливала жесткие требования к качеству воды в контрольном створе, а качество воды на сбросе

регламентировалось с учетом процессов разбавления и самоочищения отводимых стоков. При этом, в качестве нормативов воды для водного объекта использовали разработанные к тому времени санитарно-гигиенические ПДК. Эта схема характеризовалась значительной прозрачностью и простотой, была четко ориентирована на конечный результат – обеспечение водой питьевого качества в створах водопользования. В связи с этим даже в условиях войны статья С.Н. Черкинского, посвященная данному подходу к сбросу сточных, была опубликована в 1944 г. в журнале «Гигиена и санитария» [Черкинский С.Н., 1944]. В 1947 г. вышла его книга «Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы» [Черкинский С.Н., 1947], выдержавшая в последующем восемь переизданий и ставшая для целого поколения санитарных врачей «настольной» [Лепихин А.П., 2021].

Значительная востребованность и удобство практического применения данных общегосударственных гигиенических ПДК оказались мощным стимулом для разработки с середины 1950-х годов по аналогичной, уже отработанной схеме единых общегосударственных рыбохозяйственных ПДК [Лесников Л.А., 1976; Порядок организации разработки и утверждения ПДК и ОБУВ…, 1995]. Введение рыбохозяйственных ПДК на токсикологической основе было направлено на гарантированное обеспечение еще одного потребительского свойства водного объекта – его использование для целей рыбного хозяйства [Лепихин А.П., 2021].

К сожалению, при этом не были учтены базовые, принципиальные, очень глубокие различия в методических подходах к разработке санитарно-гигиенических и рыбохозяйственных ПДК. Разработка питьевых, санитарно-гигиенических ПДК [МУ 2.1.5.720-98] строится на основе анализа поведения биологических тест-объектов при различном строго дозируемом поступлении в них исследуемых токсикантов. В то же время при разработке рыбохозяйственных ПДК, при работе с гидробионтами, для которых вода является естественной средой их обитания, ситуация значительно более сложная. Так как вода является очень эффективным, универсальным растворителем, поэтому любой водный объект характеризуется определенным фоновым количеством поллютантов. В этой связи проведение экспериментов с использованием дистиллированной воды совершенно не корректно, так как в этом случае в совершенно не типичной для тест-объектов среде будет происходить «вымыв» из них микроэлементов.

Поэтому возникает очень сложная проблема совмещения учета естественного гидрохимического фона поверхностных водных объектов с существенным различием их гидрохимических режимов, в силу многообразия естественных почвенно-геохимических условий рассматриваемых водосборов.

В нашей стране при разработке рыбохозяйственных ПДК было принято очень радикальное решение этого принципиального вопроса: было директивно принято, что фоновые концентрации для всех рассматриваемых поллютантов равны нулю [Лесников Л.А., 1976;

Порядок организации разработки и утверждения ПДК и ОБУВ…, 1995]. Данное условие, правомерное для техногенных токсикантов, совершенно не корректно для веществ двойного генезиса. В то же время – это допущение, принципиально упрощающее задачу унификации рыбохозяйственных нормативов в масштабах всей страны, стало ключевым, базовым условием во всей системе рыбохозяйственного регламентирования качества воды в поверхностных водных объектах. Для обоснования этого подхода был использован принцип санитарного максимализма, согласно которого в условиях неопределенности выбирается самый жёсткий вариант с позиций обеспечения экологического благополучия. Для принятия данного решения существенное значение имел и идеологический аспект: в стране победившего социализма должны быть самые жесткие в мире экологические стандарты. В то же время о вопросах их достижимости, соблюдения особо не задумывались, считалось, что это – всецело забота государства. Такая позиция была очень удобна и выигрышна [Лепихин А.П., 2021].

При разработке рыбохозяйственных ПДК на основе методических рекомендаций [Лесников Л.А., 1976; Порядок организации разработки и утверждения ПДК и ОБУВ…, 1995] было рекомендовано в качестве исходной воды использовать характерную речную воду с малой жесткостью, т. к. жесткая вода часто «купирует» токсические свойства тяжелых металлов [Мур Дж. и др., 1987; Моисеенко Т.О., 2017; Mance B.C., 1986]. При этом требуемая концентрация исследуемого ингредиента устанавливалась в ходе эксперимента методом долива без учета фактора естественного фонового содержания. Формально установленные рыбохозяйственные ПДК должны дополнительно учитывать фоновое содержание рассматриваемого токсиканта. Надлежит заметить, что в ранних справочниках по ПДК рыбохозяйственным для ряда металлов нормативная концентрация указывалась с учетом фона, например, для меди – 0,001 мг/л + $C_{фон}$.

Если единые общегосударственные стандарты качества питьевой воды имеют большое социальное значение, они гарантируют доступность населения к воде высокого качества. В то же время с унификацией по территории страны рыбохозяйственных ПДК ситуация принципиально другая: подразумевается, что естественный гидрохимический режим всех водных объектов страны очень близок и даже подобен. В силу почвенно-геохимических, климатических условий естественный гидрохимический режим водных объектов существенно различается, что и обусловливает принципиальную некорректность унифицированных рыбохозяйственных ПДК для веществ двойного генезиса. Тем не менее этот подход совершенно оправдан для экзогенных полютантов конкретного водного объекта [Лепихин А.П., 2021].

В то же время учет естественного фона, переход на целевые показатели качества воды в рамках значительных территорий приводит к принятию большого количества нормативов, что значительно усложняет администрирование водохозяйственным комплексом. В этой ситуации очень важно найти компромисс между многообразием гидрохимических режимов водных

объектов и управляемостью водохозяйственным комплексом. К примеру, за рубежом была предпринята попытка построения системы ПДК с учетом гидрохимических, гидробиологических, гидрологических особенностей водных объектов [Mance B.C., 1986]. Нормативы, построенные по этому принципу, представлены в таблице 1.1, подтверждающей, что действующие в Российской Федерации нормативы рыбохозяйственных ПДК соответствуют наиболее жестким стандартам качества воды, рекомендуемым для ЕС.

Основными недостатками действующей системы рыбохозяйственных ПДК, кроме того, что она не учитывает естественных гидрохимических особенностей конкретных водных объектов, является также:

– пороговость токсических воздействий характерна далеко не для всех токсикантов по отношению к конкретным тест-объектам. В научной литературе достаточно широко обсуждаются эффекты аномальной токсикологии, когда малые концентрации токсиканта оказывают больший токсический эффект, чем более значительные [Бурлакова Е.Б., 1994; Криштопенко С.В. и др., 2002];

– отсутствие биотических критериев подобия перехода от модельных водоемов малого объема к реальным водным объектам, объемы которых несопоставимо больше. Значительные исследования в этом направлении были проведены под руководством А.М. Никанорова [Никаноров А.М. и др., 1990, 1991];

– данная схема не учитывает возможные комбинаторные эффекты, возникающие при одновременном воздействии нескольких токсикантов. При этом, число таких возможных комбинаций быстро растет с увеличением количества рассматриваемых ингредиентов, как $K \sim 2^N - 1$. Если при N=3 число возможных комбинаций будет составлять вполне приемлемое количество K~7, то при N=10 – характерное количество регламентируемых показателей качества воды в отводимых сточных водах K~1023. Практически невозможно экспериментально проанализировать такое количество возможных комбинаций [Лепихин А.П., 2021];

– не учитывается время действия токсиканта. Продолжительность «наблюдения» содержания контролируемых показателей качества воды имеет существенное значение при построении эффективных схем регламентации. К примеру, в США рассматриваются значения ПДК в зависимости от продолжительности воздействия. При этом разрабатываемые на основе оценки риска критерии качества воды включают три компоненты [Notice of Final Ambient Water…, 1985]: числовое значение величины концентрации определяет, какое содержание загрязняющего вещества является предельно допустимым; продолжительность периода, в течение которого прогнозируемые концентрации в водных объектах осредняются для сравнения с концентрациями критерия; частота – допустимый показатель, характеризующий надежность соблюдения требуемого критерия (допустима частота, превышение по которой не

оказывает недопустимое воздействие на экосистему). Согласно [Notice of Final Ambient Water…, 1985], для критерия, характеризующего хроническое действие токсиканта, считается недопустимым, если его средняя четырехсуточная концентрация в водном объекте будет превышаться более одного раза в три года. Для критерия, оценивающего острое воздействие, считается неприемлемым, если одночасовая концентрация будет обнаружена чаще чем один раз в три года [Лепихин А.П., 2021].

Таблица 1.1. Сопоставительный анализе стандартов воды водных объектов для ЕС и России, мкг/л [Mance B.C., 1986; Лепихин А.П., 2021]

	Список l						**Список ll**	
	Свинец	Хром	Цинк	Медь	Никель	Мышьяк	Кадмий	Ртуть
Пресная вода. Питьевое водоснабжение								
A1			3000PT	20PT		50PT		
A2	50PT	50PT	5000PT	50PT	50AT	50PT	5PT	1PT
A3	75MT	75MT	7500MT	1000MT		100PT		
		3+ 6+						
Россия	**30MT**	**500-50**	**1000MT**	**1000MT**	**100MT**	**50MT**	**1M**	**0.5MT**
Защита пресноводных рыб. Лососевые рыбы								
Общая жесткость мг/л								
CaCO3								
0–50	4АД	5АД	10AT(30P)	1АД(5P)*	50АД	50АД		
50–100	10АД	10АД	50AT(200P)	6АД(22P)*	100АД	50АД		
100–150	10АД	20АД	75AT(300P)	10АД(40P)*	150АД	50АД		
150–200	20АД	20АД	75AT(300P)	10АД(40P)*	150АД	50АД		
200–250	20АД	50АД	75AT(300P)	10АД(40P)*	200АД	50АД		
250+	20АД	50АД	125AT(500P)	28АД(112P)*	200АД	50АД		
Крупные рыбы								
Общая жесткость мг/л								
CaCO3								
0–50	50АД	150АД	75AT(300P)	1АД(5P)*	50АД	50АД		
50–100	125АД	175АД	175AT(700P)	6АД(22P)*	100АД	50АД		
100–150	125АД	200АД	250AT(1000P)	10АД(40P)*	150АД	50АД		
150–200	250АД	250АД	250AT(1000P)	10АД(40P)*	150АД	50АД		
200–250	250АД	250АД	250AT(1000P)	10АД(40P)*	200АД	50АД		
250+	250АД	250АД	500AT(2000P)	28АД(112P)*	200АД	50АД	5AT	1AT
		3+ 6+						
Россия	**100РД**	**10-20РД**	**10РД**	**1РД**	**10РД**	**50РД**	**5РД**	**0,01РД**
Защита других пресноводных организмов								
Общая жесткость мг/л								
CaCO3								
0–50	5АД	5АД	100АД	1АД	8АД	130АД		
50–100	60АД	10АД	100АД	6АД	20АД	150АД		
100–150	60АД	20АД	100АД	10АД	50АД	150АД		
150–200	60АД	20АД	100АД	10АД	50АД	150АД		
200–250	60АД	50АД	100АД	10АД	100АД	150АД		
250+	60АД	50АД	100АД	28АД	100АД	150АД		
Полив сельхозугодий	2000AT	2000AT	1000AT	500AT	150AT	400AT		
Водоснабжение пищевой промышленности								
	50PT	50PT	3000PT	50PT	50AT*	50PT	5PT	1PT

*Примечание: * – оценка после обработки; ** – высшие приемлемые оценки, для которых предполагается накопление или присутствие меди в органических комплексах: для цинка и меди 95 % концентрация в ЕС относится только для целей рыбоводства, средние оценки применяются к прочим рекам (А – среднегодовая величина, Р – 95 %, М – максимальная, Д – в растворенной форме, Т – общее содержание). Российские нормативы для водных объектов, используемых для культурно-бытовых и питьевых целей, приняты по [ГН 2.1.5.1315-03, 2003], рыбохозяйственного использования – по [Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения].*

В рамках анализа нормативов качества воды поверхностных водных объектов необходимо также подчеркнуть, что даже жесткие нормативы качества воды сами по себе не решают проблему – необходима их реализация. Именно поэтому эффективность водоохранных мероприятий напрямую зависит от выполнения трех составляющих: они должны быть экологически обоснованными, технологически достижимыми и экономически оправданными.

К сожалению, в России контролирующие органы придерживались принципа «чем жестче норматив, тем он лучше», не задумываясь о их технологической достижимости. При согласовании нормативов НДС началось даже соревнование между отдельными ведомствами – кто потребует более жесткие нормативы качества отводимых стоков. Только в последние годы начало приходить осознание пагубности регламентации нормативов качества отводимых стоков без учета возможности их технологической реализации.

Для сравнения: в ЕС и США в настоящее время действует двухуровневая система регламентации [Notice of Final Ambient Water…, 1985; Директива Европейского парламента…, 2000]. На первом уровне реализуется прагматический подход – нормативы качества отводимых стоков устанавливаются, исходя из лучших достижимых в настоящее время технологий (НДТ). При этом ориентиром развития НДТ являются так называемые целевые показатели качества воды (ЦПК), определяющие второй уровень регламентации. Таким образом, водопользователи имеют не только технологически достижимые нормативы, но и четкие ориентиры развития водоохранных технологий, совершенствования водного хозяйства. Как правило, в качестве ЦПК принимаются квантили порядка 0,75 содержания регламентируемого показателя качества воды в рассматриваемом водном объекте в его естественном состоянии [Notice of Final Ambient Water…, 1985]. Формально концепция ЦПК возвращает нас на современном уровне к требованиям к качеству отводимых стоков, предложенных отечественными гигиенистами в 1910 г. в первых «Правилах отведения сточных вод». В России переход системы регламентации качества воды в водном объекте на технологические нормативы связан с принятием в июле 2014 г. Федерального закона № 219-ФЗ «Об охране окружающей среды». Система регламентации отведения сточных вод на основе концепции ЦПК, базирующаяся на методе анализа естественного гидрохимического режима водных объектов, активно разрабатывается С.Д. Беляевым [Великанов М.А., 1962].

Серьезным и часто используемым аргументом против региональных ПДК, кроме чрезвычайной ограниченности мониторинговой сети на большинстве поверхностных водных объектов, является указание на глобальность распространения современного техногенного загрязнения, практическое отсутствие водных бассейнов или их участков без антропогенного воздействия. В этих условиях региональные ПДК будут способствовать легализации уже допущенного уровня загрязнения и его консервации. Вопрос серьезный, требует детальной научной оценки. Он может быть решен на основе двух независимых подходов:

– расчетного, исходя из анализа уравнений термодинамического равновесия в системе <<вода> ↔ <взвешенные наносы> ↔ <донные отложения> ↔ <вмещающие породы>> в масштабах всей водосборной территории;

– на основе независимых балансовых оценок путем вычленения аэрогенной, техногенной составляющих.

Совершенно естественно, если эти составляющие меньше метрологической погрешности оценки потока рассматриваемых поллютантов, то это, вряд ли, подлежит учету, исходя из принципа Д.И. Менделеева: «точность вычислений не может превосходить точность измерений» [Лепихин А.П. и др., 2012; 2021].

По результатам выполненного анализа современных подходов к эффективной системе регламентации отведения показателей качества воды можно сделать следующие выводы [Лепихин А.П., 2021]:

1. Каждый из этих подходов имеет как положительные, так и отрицательные стороны. Расчетный метод не требует продолжительных мониторинговых наблюдений для получения численных характеристик содержания основных регламентируемых показателей качества воды. Балансовый подход позволяет получить статистические оценки гидрохимического режима водотока-приемника без детального анализа характеристик водосборной территории. К сожалению, работы этого направления не получили должного развития, и их результаты практически не применяются при решении конкретных задач регламентации техногенных воздействий на водные объекты.

2. Расчетные методы оценки фонового содержания рассматриваемых поллютантов применимы, в первую очередь, для малых водосборов с однородными почвенно-геохимическими условиями и отсутствием продолжительных наблюдений. При оценке естественных фоновых значений на основе мониторинговых наблюдений необходимо учитывать, что содержание химических ингредиентов в воде поверхностных водных объектов, в общем случае, представляет не стационарный во времени и неоднородный в пространстве случайный процесс. Поэтому данные характеристики на основе статистических оценок являются локальными как во времени,

так и в пространстве. Принципиальное значение имеет использование корректных методов статистического анализа гидрохимической информации [Лепихин А.П. и др., 2012, 2017].

3. Таким образом, в нашей стране проблема корректной оценки и регламентации техногенных воздействий на водные объекты, несмотря на более чем вековую историю развития, к настоящему времени остается нерешенной. В условиях существенного увеличения антропогенных нагрузок на природные комплексы, объекты, она требует очень срочного, всесторонне обоснованного решения.

4. Развитие системы регламентации отведения сточных вод в поверхностные водные объекты имеет длительную и поучительную историю. На всем ее протяжении происходила и происходит определенная борьба двух различных подходов к принципам определения нормативов качества воды. Согласно одному из них, нормативы должны обеспечивать сохранение физических и химических показателей водного объекта, устойчивость сложившихся в водных объектах гидробиоценозов. По другому подходу, устанавливаемые нормативы должны гарантированно обеспечивать некоторые потребительские свойства воды, в первую очередь, как объекта питьевого, культурно-бытового водопользования. Наиболее жесткие требования к качеству воды предъявляются при использовании водного объекта для рыбохозяйственных целей.

5. Кризис современной системы регламентации обусловлен, в значительной мере, тем, что рыбохозяйственные ПДК достаточно часто для веществ двойного генезиса оказываются более жесткими, чем их естественное фоновое содержание в конкретном водном объекте. Так как эффективность систем регламентации определяется не только жесткостью устанавливаемых нормативов, но и их технологической достижимостью и экономической целесообразностью, поэтому для преодоления «методического» кризиса требуется осуществить переход для веществ двойного генезиса на систему региональных ПДК, а также активно внедрять концепцию целевых показателей качества воды.

6. Повышение эффективности системы регламентации техногенных воздействий на водные объекты, в первую очередь, требует принципиального совершенствования современной системы мониторинга поверхностных водных объектов, обеспечение широкой доступности получаемых материалов и их анализ с применением современных технологий.

ГЛАВА 2. СТАТИСТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ КОЛЕБАНИЙ СОДЕРЖАНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ИНГРЕДИЕНТОВ В ОТВОДИМЫХ СТОЧНЫХ ВОДАХ

2.1. Основные положения современных подходов к статистическому анализу гидрохимической информации и системы мониторинга техногенных воздействий на водные объекты

В настоящее время с помощью характеристических функционалов [Монин А.С., Яглом А.М., 1967] наиболее подробно можно описать гидрохимические показатели качества воды поверхностных водных объектов, которые в простейшем случае образовывают *(3+1)*-мерное случайное поле. Таким образом регламентацию состояния качества поверхностных водных объектов необходимо построить на основе рассматриваемых показателей качества воды. Однако наблюдения за их состоянием осуществляются по достаточно дискретной пространственно-временной схеме и нормативные требования к качеству водных объектов также относятся к некоторым дискретным точкам без учета внутрирядовой связности колебаний показателей качества воды. При преемственности этих допущений рассматриваемая проблема сводится к анализу *(N+1)*-мерных статистических функций распределения $P_N(t,C_1,C_2,...,C_N)$ регламентируемых показателей качества воды для отдельно взятых контрольных точек. Довольно значимые корреляционные связи имеют показатели качества воды, характеризующиеся близким генезисом их формирования. Иначе эти корреляционные связи статистически не значимыми, и для таких показателей качества воды функции распределения описываются следующим образом: $P_N(t,C_1,C_2,...,C_N) = P_1(t \cdot C_1) \cdot P_2(t \cdot C_2) \cdot ... \cdot P_N(t \cdot C_N)$.

В общем случае колебания концентраций любого показателя качества воды в рассматриваемом водном объекте представляют собой одномерные случайные процессы, которые на определенных временных масштабах могут рассматриваться как стационарные. Как известно, случайные процессы достаточно полно описываются функциями распределения показателей качества воды и автокорреляцией. Проблема с дискретностью схем наблюдения, когда характерный масштаб наблюдений намного больше характерного времени изменения показателей качества воды под воздействием естественных или антропогенных факторов, лежащей в основе действующего мониторинга поверхностных водных объектов, делает невозможным анализ автокорреляционных функций показателей качества воды. При этом в российских нормативно-методических документах не учитывается продолжительность постоянного «стояния» установленных концентраций регламентируемых показателей качества воды в отличие от зарубежных стандартов.

Таким образом, в этом приближении характерные колебания содержания показателей качества воды в водных объектах могут описываться достаточно полно с использованием

одномерных статистических функций распределения. Традиционно критерии качества воды так же, как и характеристики фонового содержания, для удобства пользования строятся на основе их точечных оценок.

Использование методов статистического анализа при решении прикладных задач, как правило, априорно основано на допущении, что статистические оценки рассматриваемых переменных состоятельны, т.е. дисперсии их оценок D при неограниченном увеличении объема выборки N стремятся к нулю $D \rightarrow 0$. В основе такого допущения лежит закон больших чисел и тесно связанная с ним центральная предельная теорема (далее – ЦПТ). Предполагается, если оцениваемый параметр формируется в результате сложения очень большого количества факторов, то его распределение будет асимптотически приближаться к нормальному распределению, для которого состоятельны оценки первого и второго статистических моментов. Аналогично, если показатель формируется в результате перемножения большого количества факторов, то его распределение будет асимптотически стремиться к логнормальному распределению, для которого так же состоятельны оценки первого и второго моментов. На этих, казалось бы, на первый взгляд, очевидных положениях основываются, в значительной мере, современные подходы к статистическому анализу гидрохимической информации, а, соответственно, и системы мониторинга техногенных воздействий на водные объекты [Лепихин А.П. и др., 2024e; 2025f; Лучников А.И. и др., 2024; 2025; Розенталь О.М. и др., 2025].

2.2. Анализ характера функций распределений химических показателей качества воды как построение эффективной технологии статистической обработки наблюдений

Однако существует весьма широкий класс статистических распределений с так называемыми «тяжелыми хвостами», для которых несостоятельны оценки средних значений и дисперсий [Рождественский А.В., 1977; Раткович Д.Я. и др., 1997; Найденов В.И., и др., 2002, 2004; Писаренко В.Ф. и др., 2002; Долгоносов Б.М. и др., 2005; Болгов М.В., и др., 2006; Кобзарь А.И., 2006; Markovich, 2011; Лепихин А.П. и др., 2012; 2023; Lepikhin A.P. et al, 2022; 2024].

Для того чтобы построить эффективную систему как мониторинга поверхностных водных объектов, так и регламентации воздействия на них, необходима, в первую очередь, объективная информация о статистических функциях распределения показателей качества воды, механизмах их формирования. При этом традиционно считается, что все их статистические оценки априорно состоятельны и описываются нормальным распределением. В то же время проведенный анализ особенностей формирования гидрохимических показателей качества воды показал, что их распределения могут характеризоваться «тяжелыми хвостами», а их статистические оценки могут быть несостоятельны, т.е. среднеквадратические погрешности их оценок могут не стремиться к нулю $\sigma_i \rightarrow 0$ при увеличении объема выборки рядов наблюдений $N \rightarrow \infty$. Простейшим

распределением, обладающим такими свойствами, является распределение Коши. Данное распределение по отношению к статистикам гидрохимических показателей качества воды не является редкостью.

Данная ситуация рассматривается на примере обработки гидрохимической информации. Концентрация любого поллютанта в водных объектах, расположенных в зонах активного техногенеза, определяется, в первую очередь, соотношением: $C(t) = q(t) / Q(t)$, где $q(t)$ – поток поллютантов, г/с, $Q(t)$ – расход воды, м^3/с. Если $q_i(t)$ также зависит от $Q(t)$, $q \sim$ const, что характерно для техногенных поллютантов, то имеем $C(Q) = q \cdot f(Q)$, где $f(Q)$ – функция, описывающая расход воды Q.

Если существует два статистически независимых процесса $q(t)$ и $Q(t)$, подчиняющихся нормальному закону распределения, то распределение колебаний концентрации показателя качества воды $C(t) = q(t) / Q(t)$ будет асимптотически приближаться к распределению Коши при условии, что значения коэффициентов вариации интенсивности поступления показателя и расхода воды в водотоке будут больше 1, т.е. $Cv_q >> 1$ и $Cv_Q >> 1$ [Кобзарь А.И., 2006].

Совершенно очевидно, если не рассматривать гетерофазнонеконсервативные показатели качества воды, способные активно участвовать в процессах миграции и накопления в звеньях системы <вода> - <взвешенные наносы> - <донные отложения>, то содержание показателей в любой точке водотока не может превышать их концентрации в источнике загрязнения. Исходя из простейшего балансового соотношения при $(C_{фон} \cdot Q)/(C_{сб} \cdot q) << 1$ для контрольных створов, расположенных в зонах полного смешения, имеем

$$C(t) = C_{сб}(t) \cdot q(t) / (q(t) + Q(t)), \qquad (2.1)$$

где $C_{фон}$ и $C_{сб}(t)$ – соответственно, концентрация лимитирующего ингредиента в фоновом створе и отводимых стоках; $Q(t)$, $q(t)$ – соответственно, расходы водотока-приемника и отводимых стоков. Наличие в (2.1) в знаменателе случайного процесса существенно влияет на характер функции распределения концентрации i - поллютанта $P(C)$. Это положение имеет принципиальное значение для обработки и анализа гидрохимической информации.

Если в соотношении (2.1) принять, что коэффициент вариации концентрации отводимых стоков значительно меньше данного коэффициента для расхода отводимых стоков, т.е.

$$Cv_{сб}/Cv_q << 1, \qquad (2.2)$$

то в этом случае можно принять $C_{сб} \approx$ const и, соответственно, ввести относительную концентрацию $X(t) = C(t)/C_{сб}$, изменяющуюся в диапазоне $0 < X(t) < 1$. Если при этом распределения как $Q(t)$, так и $q(t)$ подчиняются Гамма-распределению, то распределение $X(t)$, как следует из [Крицкий С.Н., Менкель М.Ф., 1981; Кобзарь А.И., 2006; Лепихин А.П. и др., 2023], должно описываться Бета-распределением первого рода $P(X) = (1/ B(\alpha,\beta)) \cdot (X^{\alpha-1} * (1 - X)^{\beta-1})$,

где B(α,β) – Бета-функция. При этом B(α,β) = Γ(α) · Γ(β)/(Γ(α+β), где Γ(*x*) – Гамма-функция соответствующего аргумента [Лепихин А.П. и др., 2023].

Для решения практических задач оценки качества воды принципиальное значение имеет анализ состоятельности оценок среднеарифметических значений, среднеквадратических отклонений, а также медиан.

На основе использования Mathcad 15 были выполнены вычислительные эксперименты по анализу состоятельности оценок среднеарифметических значений и медиан при различной изменчивости коэффициентов вариации процессов $q(t)$ и $Q(t)$. Оценка проводилась следующим образом. Имитировался по соотношению (2.1) ряд случайных чисел с заданными статистическими свойствами процессов $q(t)$ и $Q(t)$, описываемых Гамма - распределением. Затем проводилась оценка средних значений и медиан по объемам выборки N, а также оценка среднеквадратических отклонений этих выборочных средних.

Выполненные расчеты (рисунок 2.1) показали, что определяющую роль в состоятельности оценок средних арифметических значений определения концентрации лимитирующего ингредиента играет характер изменчивости гидрологического режима водотока-приемника, так как при коэффициенте вариации расхода воды в водотоке $C_V > 1$ данные оценки становятся не состоятельными, погрешности их оценок не уменьшаются с увеличением объема выборки. Они переходят в режим распределения Коши. При этом, средним по Коши может быть любое значение из наблюденного ряда без учета их частоты наблюдения.

Значения среднеквадратичной погрешности оценки среднеарифметического значения и медианы определялись, соответственно, как $\sigma(x(N))/(\sqrt{N}\ \overline{x}(N))$ и $\sigma(x(N))/(\sqrt{N}\ \hat{x}(N))$, где $\overline{x}(N)$ - среднеарифметические значения рассматриваемых распределений $x(N)$, $\hat{x}(N)$ – медианные значения распределений $x(N)$ при объеме выборки $N=10^6$.

Если неравенство (2.2) не выполняется, изменчивость концентрации лимитирующего ингредиента существенна, в то же время $q(t)/Q(t) << 1$, что вполне естественно для большинства водовыпусков. Исходя из (2.1) в этом случае имеем

$$C_i(t) = \frac{q_i(t)}{Q(t)}, \tag{2.3}$$

где $C_i(t)$ – среднее значение концентрации i-го показателя качества воды;

$q_i(t)$ – интенсивность поступления i-го показателя качества воды в водоток-приемник.

Показано, что если интенсивность поступления показателя качества воды $q_i(t)$ зависит от расхода воды в водотоке $Q(t)$, что имеет принципиальное значение при регулируемом сбросе отводимых сточных вод [Методика разработки нормативов допустимых сбросов…], т.е. $q_i(Q(t)) \approx q_{i0} \cdot \psi(Q(t))$, тогда $C_i(t) = q_{i0} \cdot \psi(Q(t))/Q(t)$. Если $f(Q) = \psi(Q)/Q$, то концентрация показателя качества воды определяется следующим образом:

$$C(Q) = q \cdot f(Q). \qquad (2.4)$$

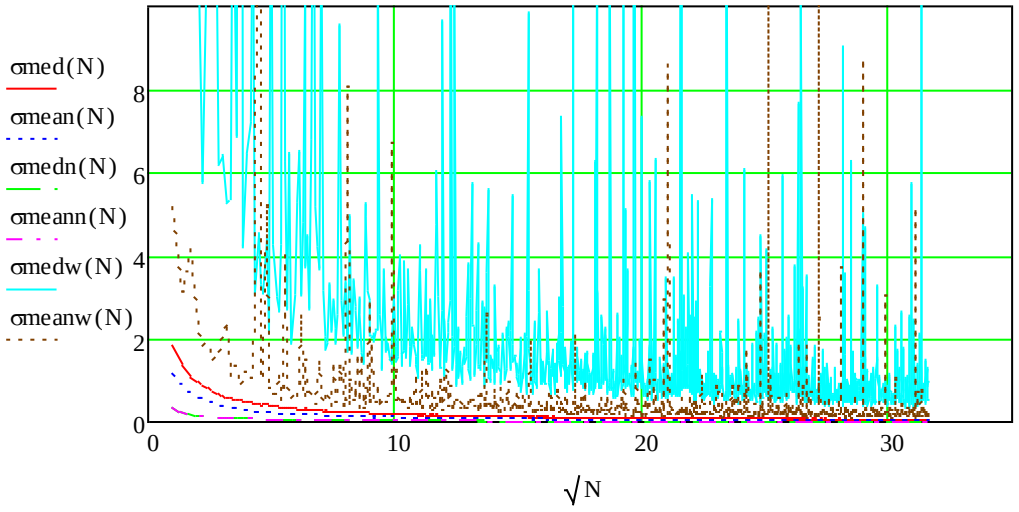


Рисунок 2.1. Зависимость среднеквадратичной погрешности оценки среднеарифметического значения и медианы σ от объема выборки *N* при параметре формы Гамма - распределения *a* = 0.75, *Cv* = 1.156, *σmed(N)*, *σmean(N)* – для *x*(*N*) = *q*(*N*); *σmedn(N)*, *σmeann(N)* – для *x*(*N*) = 1/(1 + α·*Q*(*N*); σ*medw*(*N*), σ*meanw*(*N*) для *x*(*N*) = *q*(*N*) / *q*(*N*) + *Q*(*N*), где *q*(*N*), *Q*(*N*) – некоррелируемые Гамма - распределения случайных процессов

Характер функций распределения показателей качества воды в водных объектах имеет существенное значение для обеспечения эффективной схемы статистической обработки наблюдений. При этом колебания показателей качества воды, как правило, подчиняются нормальному закону распределения [Никаноров А.М., 1989]. Поскольку содержание показателей качества воды в реках весьма тесно связано с колебаниями расходов воды, то принципиальное значение имеет исследование и оценка статистических функций распределения, с учетом характера распределения расхода воды в водотоке *Q* и интенсивности поступления показателя $q_i(t)$ [Лепихин А.П. и др., 2023].

Рассмотрим простейшую ситуацию, когда содержание рассматриваемого показателя определяется только расходом воды. В данном случае, имея информацию о характере функции распределения расхода воды *Q* в водотоке $P_Q(Q)$, представляется возможным получить функцию распределения этого показателя. Функция распределения концентрации показателя качества воды *P(C)* согласно [Кобзарь А.И., 2006] определяется следующим образом:

$$P_C(C) = P_Q\left(f^{-1}(C)\right) \cdot \left|\frac{df^{-1}(C)}{dC}\right|. \qquad (2.5)$$

Нетрудно видеть, что плотность распределения химических показателей качества воды будет иметь в этом случае нормальное распределение, только если нормальным будет распределение *Q(t)*, а связь между концентрацией *C* и расходом воды *Q* – линейной.

Если расход сброса q независим от расхода воды Q и является константой, то получается $C(t) \sim q/Q(t)$. Зависимость этого типа часто применяется в решении практических задачи для исследования гидрологических процессов и имеет следующий вид:

$$P_C(C) = P_Q(q/C) \cdot \frac{1}{C^2} \cdot \tag{2.6}$$

Пусть определены функции распределения интенсивности поступления показателя $F_q(q)$ процесса $q(Q(t),t)$, распределения расхода воды в водотоке $P_Q(Q)$, тогда функция распределения концентрации показателя $P_c(C)$ на основе интеграла свертки имеет вид:

$$P_c(C) = \int_0^\infty P_Q(\varsigma) \cdot F_J(C \cdot \varsigma) d\varsigma, \tag{2.7}$$

где ς – это переменная интегрирования.

Если процесс расхода отводимых стоков $q(t)$ и расхода воды в водотоке $Q(t)$ описываются Гамма-распределением, то, как уже было показано выше, имеем $P(C) = \frac{C^{u-1} \cdot (1+C)^{u+\nu}}{B(u+\nu)}$ – Бета-распределение (рисунок 2.2а), которое при фиксированных параметрах u = 1, ν = 1 вырождается в распределение Коши-Лоренца (рисунок 2.2б), как это можно видеть на примере функции распределения концентрации ВВ в отводимых стоках предприятия коммунального водоснабжения в районе г. Перми для р. Камы (Воткинского водохранилища).

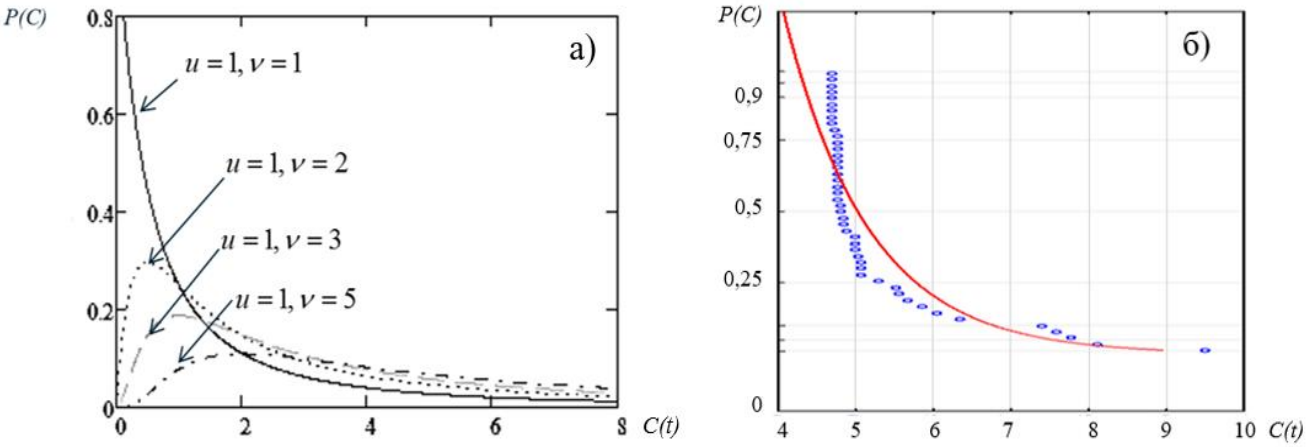


Рисунок 2.2. Функции распределения химических показателей качества воды при заданных параметрах u и ν (а) на примере распределения концентрации ВВ (б) в отводимых стоках предприятия коммунального водоснабжения г. Перми (Воткинское водохранилище)

Если $q << Q$, в этом случае $C(Q) = \frac{q_0}{Q^\beta}$, где q_0 – интенсивность источника загрязнения, β – показатель полноты смешения. В створе полного смешения β=1.

Учитывая (2.5), имеем

$$P(c) = q_0^{-\left(\frac{1}{\beta}\right)} \cdot C^{\left(\frac{1}{\beta}-1\right)} \cdot P_Q\left(\frac{C^{\frac{1}{\beta}}}{q_0^{\frac{1}{\beta}}}\right) \cdot 1/\beta \,. \qquad (2.8)$$

На основе соотношения (2.8) с использованием Mathcad 15 моделировались статистически несвязанные выборки объемом 10^6 членов, потом эти выборки были разбиты по 1000 подвыборкам объемом в 1000 значений. Для каждой подвыборки оценивались среднеарифметические значения, средние квадратические отклонения из всех подвыборок. Параллельно аналогичные оценки проводились и для медианы. Затем по общей выборке оценивалась средняя квадратическая погрешность оцениваемых параметров. Данная схема достаточно типична для схем, используемых в статистической гидрологии для оценки расчетных параметров [Сванидзе Г.Г., 1977]. Также методом Монте-Карло значительный объем исследований только для распределения стока был выполнен А.В. Рождественским [Рождественский А.В., 1977], что позволило ему детально изучить соотношения, связывающие коэффициенты корреляции при соответствующих преобразованиях при произвольном соотношении Cs/Cv, влияние автокорреляции на выборочные свойства оценок параметров распределения С.Н. Крицкого и М.Ф. Менкеля, а также решить ряд других задач.

В результате проведенного статистического моделирования данные оценки функций распределений концентраций загрязняющих веществ получены для р. Камы (Камского водохранилища) в районе г. Березники в створе полного перемешивания при коэффициенте смешения β=1, а для исследуемого водовыпуска в районе г. Перми (Воткинского водохранилища) при β=0.7 (рисунок 2.3а). Выполненные в результате математического моделирования статистические оценки показателей качества воды представлены в таблице 2.1. При этом среднеквадратичные выборочные оценки погрешности среднеарифметических значений δ существенно возрастают при увеличении коэффициента вариации расхода водотока Cv_Q для всех статистических распределений процесса расхода воды в водотоке $Q(t)$ (рисунок 2.3б, таблица 2.1).

Для описания процессов интенсивности поступления показателя $q(t)$ и расхода воды в водотоке $Q(t)$ использованы нормальное, Гамма- и Логнормальное при заданных значениях коэффициентов вариации расхода воды в водотоке Cv_Q. При этом не трудно видеть, если бы процесс $C(t)$ описывался бы нормальным распределением, то относительная среднеквадратическая погрешность средних значений описывалась бы соотношением $\delta_c = \frac{C_v}{\sqrt{N}}$ при Cv=1, N=1000, $\delta_c = 0.03$. Выполненные статистические расчеты показали, что медианные оценки характеризуются несопоставимо большей статистической устойчивостью, чем оценки, построенные на основе среднеарифметических характеристик. При этом среднеквадратичные выборочные оценки погрешности среднеарифметических значений существенно возрастают при

увеличении коэффициента вариации расхода водотока Cv_Q для всех рассматриваемых статистических распределений процесса $Q(t)$. На рисунке 2.3б представлена зависимость нормированных (относительных) значений среднеквадратичной погрешности оценки среднеарифметических значений δ в зависимости от коэффициента вариации Cv процесса $Q(t)$, при этом $\delta = \sigma(C(N))/(\sqrt{N}\,\overline{C}(N))$, где $\sigma(C(N))/\sqrt{N}$ - среднеквадратичные выборочные оценки погрешности, $\overline{C}(N)$ - оценки среднеарифметических значений концентраций.

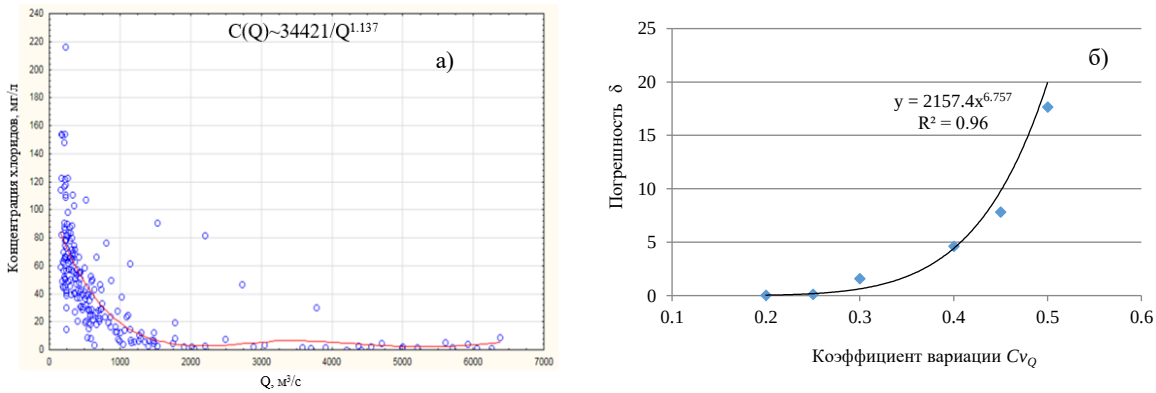


Рисунок 2.3. Зависимость содержания хлоридов от расхода воды для р. Камы (Камского водохранилища) в районе г. Березники (а) и нормированных значений среднеквадратичной погрешности (б) оценки среднеарифметических значений концентраций δ от коэффициента вариации расхода воды Cv_Q

Таблица 2.1. Характерные статистические оценки среднеарифметических значений и медиан определения концентраций химических показателей качества воды по методу Монте–Карло

Для смоделированного ряда концентраций показателя качества воды на основе соотношения $C(t)=1/Q(t)$, где $P(Q)$ – Гамма-распределение						
Выборка 100 000 значений	*N*	*Mean* $\bar{C}$	*Median* $\hat{C}$	*σвыб*	*Cs*	*σCs*
Среднее значение (выборки N=2000 по 50 значений)	2000	9,874	5,075	3,168	18,486	0,055
Медиана (выборки N=2000 по 50 значений)	2000	1,491	1,439	0,214	0,936	0,055
Для смоделированного ряда концентраций показателя качества воды на основе соотношения $C(t)=q(t)/Q(t)$, где $P(q)$ – нормальное распределение, $P(Q)$ – Гамма-распределение						
Выборка 100 000 значений	*N*	*Mean* $\bar{C}$	*Median* $\hat{C}$	*σвыб*	*Cs*	*σCs*
Среднее значение (выборки N=2000 по 50 значений)	2000	10,725	4,703	4,703	21,053	0,055
Медиана (выборки N=2000 по 50 значений)	2000	1,216	1,174	0,286	0,720	0,055

Как видно из рисунка 2.3, наблюдается очень резкий рост статистической неустойчивости в оценке среднеарифметических значений при коэффициенте вариации расхода воды водотока $Cv_Q > 0.3$ для распределений процесса $Q(t)$ при нормальном, Гамма и Лог-нормальном распределениях. Согласно таблице 2.1, оценки среднеарифметических значений становятся совершенно не эффективными по сравнению с медианными, поэтому необходимо переходить на непараметрические оценки в виде квантилей требуемого порядка, например, медианы. Тем не менее во всех нормативных документах [Методические указания по разработке нормативов

допустимых воздействий; РД 52.24.622-2019] используются среднеарифметические значения и параметрические критерии, которые применимы только для нормального распределения.

Показано на основе вышеприведенных статистических оценок, а также вычислительных экспериментов на основе использования схемы Монте-Карло (рисунки. 2.1-2.3, таблица 2.1), что для оценки характерных концентраций показателей химического состава воды поверхностных водных объектов использование традиционных среднеарифметических значений характерно только для нормального распределения, и существенно менее эффективно, чем на основе квантилей соответствующего порядка для распределений, не подчиняющихся ЦПТ, поэтому требуется принципиальное изменение всей действующей системы оценки антропогенного воздействия на водные объекты. При построении «меры» таких воздействий, на наш взгляд, весьма эффективно использовать «близость» статистических функций распределения гидрохимических показателей качества воды в естественном состоянии и в условиях техногенных нагрузок [Лепихин А.П. и др., 2012; 2017; Синцова Т.Н., 2024; Синцова Т.Н. и др., 2022].

2.3. Статистические оценки современной действующей системы регламентации отведения взвешенных наносов

Принципиальное значение рассматриваемые статистические оценки имеют при анализе современной действующей системы регламентации отведения взвешенных наносов [Лепихин А.П. и др., 2024d; Синцова Т.Н. и др., 2024; 2023; 2023a]. Естественное содержание взвешенных наносов в водных объектах определяется соотношением сил тяжести, действующих на отдельные частицы, и подъемных сил, определяющихся энергией турбулентного потока.

Наиболее распространенным в настоящее время расчетным соотношением, используемым для оценки транспортирующей способности потока, является

$$S \sim \frac{K_s \cdot V^3}{\omega \cdot g \cdot H}. \qquad (2.9)$$

где V – средняя скорость водотока на характерной глубине, H – характерная глубина, g – ускорение свободного падения, ω – характерная гидравлическая крупность частиц взвешенных наносов, Ks – безразмерный параметр.

Так как средняя скорость водотока и его характерная глубина (например, для Камского водохранилища в районе г. Березники средняя скорость V = 0.53 м/с при H = 10 м, где H - характерная глубина) определяются величиной расхода воды, то транспортирующая способность потока очень существенно зависит от расхода воды. Поэтому возникает законный вопрос, для какого расхода должна определяться расчетная фоновая концентрация.

Так как при разработке НДС используется минимальный среднемесячный расход года 95% обеспеченности, то возникают серьезные вопросы к объективности норматива. Так как предлагается норматив на уровне концентрации, которая практически никогда не наблюдается в водотоке.

Еще более серьезные вопросы возникают к самой методике установления этой расчетной величины, наиболее просто и традиционно определяемой на основе материалов срочных наблюдений по ближайшему гидрометрическому посту.

Однако при этом возникает существенная проблема:

- оценка погрешности таких расчетных значений при априорной ограниченности материалов наблюдений;

- корректность переноса материалов наблюдений с ближайшего гидрометрического поста на створ водовыпуска.

Естественно, при установлении фоновой концентрации можно воспользоваться материалами ведомственного мониторинга, когда фоновый створ наблюдений установлен ~ в 1 км от створа выпуска сточных вод. Если на крупных реках в силу инерционности гидродинамических процессов содержание взвешенных наносов не может существенно изменяться, то на малых водотоках в силу их значительной морфометрической неоднородности концентрация наносов может значительно изменяться даже в пределах 1 км.

При этом при данной схеме установления расчетной фоновой концентрации мы устанавливаем значительно более жесткие нормативы для взвешенных наносов по сравнению с другими веществами.

Так как сами расчеты транспортирующей способности водотоков проводятся на минимальный среднемесячный расход года 95% обеспеченности, то есть на расход, который может наблюдаться в течение месяца 1 раз в 20 лет, то сами нормативы значительно ужесточаются. Поэтому значительно более предпочтительным представляется текущий контроль, основанный на сопоставлении концентраций взвешенных веществ в контрольном и фоновом створах:

$$(C_{t\ контр} - C_{t\ фон}) \leq \Delta. \qquad (2.10)$$

где $C_{t\ контр}$ – концентрации взвешенных веществ в контрольном створе;

$C_{t\ фон}$ – концентрации взвешенных веществ в фоновом створе;

Δ – допустимое изменение содержания взвешенных наносов в контрольном створе над фоновым.

Однако проблема заключается в том, что колебания взвешенных наносов в любой реке представляют собой, с одной стороны, случайный процесс, а с другой стороны, измерения с

определенной погрешностью $\sigma_{из}$. Поэтому задача может и должна ставиться и решаться в вероятностной постановке:

$$\text{Вер}\ ((C_{t\ \text{контр}} - C_{t\ \text{фон}}) > \Delta) \le 1 - P_1, \tag{2.11}$$

где P_1 – заданная надежность обеспечения нормативов качества в водных объектах[1].

Если контрольный створ более удален от водовыпуска, чем створ полного перемешивания, и в то же время водоток в этих створах одинаков, а сам поток находится в равномерно установившемся движении, т.е.

$$\frac{L}{Q}\frac{\partial Q}{\partial x} < \varepsilon,$$

$$\frac{T}{Q}\frac{\partial Q}{\partial t} < \varepsilon, \tag{2.12}$$

где L – расстояние от фонового до контрольного створа, T – время добегания потока от фонового до контрольного створа, x – координата, совпадающая со стрежнем водотока, t – текущее время, ε – принимаемая допустимая погрешность оценок.

то в этом случае будем иметь достаточно простую задачу

$$Вер\left(\Delta - \frac{\left(C_{сб} - C_{ф}\right)\cdot q}{Q}\right) \le P_1, \tag{2.13}$$

где $C_{сб}$, $C_{ф}$ – концентрации взвешенных веществ, соответственно, в отводимых стоках и в фоновом створе.

Принимаем, исходя из принципа санитарного максимализма, $P_1 \approx 0$, имеем

$$C_{сб} \le \frac{\Delta \cdot Q}{q} + C_{ф}. \tag{2.14}$$

Это соотношение лежит в основе действующей системы регламентации отведения взвешенных веществ.

Данная схема может быть корректной, если измерять концентрацию взвешенных веществ с нулевой погрешностью, когда

$$\frac{\sigma}{\hat{C}} \to 0 \tag{2.15}$$

где σ – среднеквадратическая погрешность измерения концентрации взвешенных веществ; $\hat{C}$ – характерная концентрация наносов в рассматриваемом водном объекте. На необходимость очень серьезного отношения к погрешностям измеряемых параметров при решении гидрологических задач указывал М.А. Великанов [Великанов М.А., 1962].

---

[1] В действующих нормативно-методических документах в явном виде данная величина не прописывается. Однако косвенно можно понять, что так как при регламентации рассматривались минимальные месячные расходы года 95%, то вероятно $P_1 \ge 0{,}95$.

Согласно действующим нормативно-методическим документам как по отбору проб воды, так и самого определения содержания в них взвешенных наносов [РД 52.08.104-2002; РД 52.24.24.468-2005; ПНДФ 14.1.2:4.254-2009; ПНДФ 12.15.1-08] условие не выполняется, а измерения взвешенных наносов характеризуются существенной погрешностью. Соответственно, для того чтобы нормативы были реально выполнены, а не просто декларацией о намерении, необходимо учитывать при нормировании и погрешность определения взвешенных наносов.

Принимая, что погрешность измерений описываются нормальным законом распределения, в этом случае имеем традиционную схему Стьюдента [Кобзарь А.И., 2006]:

$$\left(\Delta - \frac{\left(C_{сб} - C_{ф}\right)\cdot q}{Q}\right) \le \frac{2\sigma}{\sqrt{N}} \cdot t_{\frac{1+P}{2}}\left(N\right), \qquad (2.16)$$

где $t_{1-\alpha/2}\left(N\right)$ – квантиль распределения Стьюдента при уровне значимости 1 – α/2 и объеме выборки *N*.

Для того чтобы данная схема регламентации имела смысл, используемая система мониторинга должна с достаточно высокой надежностью различать в Δ мг/л даже отсутствие каких-либо сбросов

$$\Delta \le \frac{2\sigma}{\sqrt{N}} \cdot t_{\frac{1+P}{2}}\left(N\right). \qquad (2.17)$$

Если система мониторинга могла бы фиксировать эти различия хотя бы с надежностью 50%, то должно выполняться неравенство

$$\Delta \le \frac{2\sigma}{\sqrt{N}} \cdot t_{0,75}(N), \qquad (2.18)$$

соответственно, объем выборки должен быть

$$\frac{\sqrt{N}}{t_{0,75}(N)} = \frac{2\sigma}{\Delta}. \qquad (2.19)$$

При Δ=0,25, σ ~ 1 мг/л, $N \sim 2\left(\frac{\sigma}{\Delta}\right)^2 \cdot \left(t_{\frac{1+P}{2}}\left(N\right)\right)^2$, $N \sim 32\left(t_{\frac{1+P}{2}}\left(N\right)\right)^2$ нетрудно видеть, что даже при $t_{\frac{1+P}{2}}\left(N\right) \sim 1$, что соответствует *P* ~ 0,4, необходим повтор из 32 проб воды, что, естественно, никогда не производится при практических оценках.

Следовательно, при Cv_Q > 0,3 очень быстро начинает расти погрешность оценки среднеарифметических значений *C*, и эти оценки становятся совершенно не эффективными, и в этом случае необходимо переходить на непараметрические оценки в виде квантилей требуемого порядка. При наблюдаемом соотношении значений Δ и σ действующая система регламентация взвешенных наносов превращается просто в фарс, ни на чем не основанную декларацию. Так как в обозримом будущем при существующих технологиях отбора и анализа проб воды на

содержание в них взвешенных наносов вряд ли следует ожидать значительного снижения погрешности оценки σ, поэтому представляется целесообразным увеличение допустимого превышения $\Delta \leq 1{,}5$ мг/л или переход на другие схемы регламентации, исходя из типизации водных объектов по их естественной транспортирующей способности. Для того, чтобы действующая система регламентации была статистически корректна, необходимо принципиально, минимум на порядок, снизить погрешности определения концентрации взвешенных наносов или увеличить величину допустимого превышения содержания наносов в контрольном створе над фоновым.

2.4. Статистические аспекты колебаний измерения расхода воды в водотоках на основе химического метода

2.4.1. К оценке погрешности измерения расходов воды химическим методом

Наиболее распространенным, значимым количественным параметром, характеризующим водоток, является его расход Q, представляющий интеграл скорости потока V по площади его поперечного сечения ω

$$Q \sim \int_{\omega} V(\omega) d\omega \tag{2.20}$$

или при записи в дискретной форме

$$Q \sim \sum_{i=1}^{N_B} \sum_{j=1}^{N_H} V_{ij} \cdot \Delta f_{ij}, \tag{2.21}$$

где Δf_{ij} – шаг разбиения поперечного сечения потока, соответственно, по глубине H и ширине потока B, соответственно, $N_B = B / \Delta f \cdot b$, $N_H = H / \Delta f \cdot h$.

Если поток имеет простую геометрическую форму и распределение скорости потока описывается достаточно гладкой функцией, то оценка расхода воды не представляет каких-либо проблем. В прямоугольном линейном канале достаточно часто применяются упрощенные способы измерений скорости потока, иногда даже с использованием всего одной промерной точки [СТО 4.2-3-2015]. Чем сложнее геометрия поперечного сечения русла, тем большее количество точек измерения скорости потока требуется использовать [МИ 1759-87]. Однако даже в установившихся потоках часто возникают технические сложности при измерении скорости потока более многоточечным способом.

Так как процесс измерения расхода воды по данной технологии достаточно медленный ($T_{из}$ – время для участка протяженностью $L_{изм}$), необходимо чтобы поток был установившимся и равномерным, т.е. выполнялись неравенства

$$\frac{Тиз}{Q} \frac{\partial Q}{\partial t} \ll \varepsilon, \tag{2.22}$$

$$\frac{Lизм}{Q} \frac{\partial Q}{\partial x} \ll \varepsilon, \tag{2.23}$$

где ε – приемлемая погрешность измерения расхода воды.

Наиболее простой и очевидный подход к решению данной проблемы – совершенствование системы измерения скорости течения воды. Сейчас наибольшее распространение получила система измерения, построенная на совмещении эхолотов с доплеровскими акустическими измерителями скорости потока [РД 52.08.767-2012]. Однако при этом методе измерения остается проблема дискретности измерения по глубине и ширине потока. Для горных рек с очень сложным поперечным сечением данные методы измерения могут давать неприемлемо высокую погрешность, поэтому для водных объектов с очень сложной морфометрией необходимо применение принципиально других подходов, несвязанных с пространственно-временной дискретностью измерений.

Один из таких методов основан на оценке кратности разбавления. Исходя из элементарных балансовых оценок, что в зоне полного перемешивания должно наблюдаться, следуя закону сохранения, имеет место следующее балансовое соотношение содержания маркерного поллютанта непосредственно в самом источнике и в контрольном створе

$$(q_{сб} \cdot C_{сб})_t \approx (Q \cdot C_{контр})_t, \qquad (2.24)$$

принимая при этом для упрощения записи расчетных соотношений $C_{фон} \sim 0$.

Впервые на русском языке этот метод измерения расходов воды был описан Бернадским еще в 1913 г. [Бернадский Н.М., 1913], однако интерес к этой технологии измерения с особенностями его реализации сохранился до сих пор [Р 52.08.930 – 2023].

Рассмотрим условия, когда будет выполняться это простейшее соотношение (2.24). Вводимый маркерный поллютант должен быть консервативным, т.е. характерное время изменения его содержания $T_{тр}$ за счет трансформации вследствие внутриводоемных процессов должно быть значительно больше, чем время добегания до контрольного створа $T_{доб} \sim L/V$, т.е. $T_{доб} << T_{тр}$

$$\text{Ттр} \sim \left(\frac{\frac{\partial}{\partial t}\left(\int_\omega V(\omega)C(\omega)\right)}{\int_\omega V(\omega)C(\omega)} \right)^{-1}. \qquad (2.25)$$

В целом выбираемые маркеры, кроме гидродинамической пассивности должны удовлетворять следующим условиям:

- вещество не должно быть токсичным даже в малых концентрациях;
- должны существовать, быть доступными методы измерения, позволяющие определять малые концентрации с относительными погрешностями приемлемыми для измерения расходов;
- вещество должно быть консервативно, по крайней мере его коэффициент неконсервативности k должен обеспечивать выполнение следующего неравенства $k \cdot \frac{L}{V} \ll \acute{\varepsilon}$, где $\acute{\varepsilon}$

– приемлемая погрешность измерения расходов воды, а также гидродинамически пассивная, т.е. не оказывающая какого-либо влияния на гидродинамику потока воды.

Требование длительного равномерного введения маркерного поллютанта в водотоке очень сложно выполняется. Поэтому необходимо оценить условия, при которых бы выполнялось неравенство (2.25).

При поступлении поллютанта в водный объект происходит снижение его концентрации под воздействием совокупности молекулярной и турбулентной диффузии, а также диффузии Тейлора [Монин А.С., Яглом А.М., 1965]. Если коэффициенты молекулярной диффузии весьма малы и определяются температурой воды и химическим составом маркера, по определению однородны и изотропны, а коэффициенты турбулентной диффузии могут рассматриваться таковыми только в первом приближении, то тейлоровская диффузия, обусловленная неоднородностью распределения скорости течения по его поперечному сечению, существенна анизотропна [Монин А.С., Яглом А.М., 1965].

В основе химического метода измерений расходов лежит простейшее балансовое соотношение, выполняемое для консервативных поллютантов в речных потоках

$$q = q_0\, C_0 = \int_\omega C(\omega)V(\omega)d\omega = \sum_{i=1}^{N_B}\sum_{j=1}^{N_H} C_{ij}\cdot q_{ij} = C_k\, Q, \qquad (2.26)$$

где $\sum_{i=1}^{N_B}\sum_{j=1}^{N_H} q_{ij} = Q$.

Так как распределение поллютантов в потоке определяется его гидродинамикой, то равенство в потоке не выполняется

$$\sum_{i=1}^{N_B}\sum_{j=1}^{N_H} C_{ij}\cdot q_{ij} \neq \sum_{i=1}^{N_B}\sum_{j=1}^{N_H} C_{ij}\cdot\sum_{i=1}^{N_B}\sum_{j=1}^{N_H} q_{ij}. \qquad (2.27)$$

Для того чтобы в потоке выполнялось равенство необходимо, чтобы дисперсия $\sigma^2 \to 0$.

Проблема заключается в том, что интенсивность перемешивания в водных потоках определяется тремя независимыми существенно различными процессами:

– молекулярной диффузией;

– турбулентной диффузией, обусловленной турбулентными пульсациями в потоке;

– тейлоровской диффузией, обусловленной неравномерностью распределения средних скоростей течения.

Молекулярная диффузия обуславливается физическими свойствами поллютанта и воды, она характеризуется очень малой интенсивностью. Для воды при ее характерной температуре для большинства веществ $K_m \sim 10^{-9}$ м^2/с.

Коэффициент турбулентной диффузии по схеме Буссинеска на несколько порядков больше и определяется в первом приближении как $K_{\text{турб}} \sim V_* \, l$, где V_* – динамическая скорость потока, как показатель интенсивности пульсаций, l – характерный размер вихрей.

Тейлоровская диффузия существенно значима в оценке интенсивности поперечного и тем более продольного перемешивания в водотоке. Коэффициент турбулентной диффузии является статистической характеристикой, при этом концентрации маркера могут значительно колебаться, частотой которых определяется характер размера вихревых структур. Полная гомогенность потока достигается только молекулярной диффузией, однако, как уже подчеркивалось, ее интенсивность очень мала.

Для обеспечения однородности, т.е. максимального снижения колебаний показателей приборов контроля необходимо, чтобы ключевую роль в перемешивании играли вихри с характерными размерами l < d, где d – размер датчика. В этом случае в силу ЦПТ интенсивность пульсаций будет стремиться к нулю $\sigma^2 \to 0$ при $l \to 0$, при этом характерный период пульсаций будет определяться как $T \sim l / V_*$.

Согласно Буссинеску коэффициент турбулентной диффузии в первом приближении может быть оценен как $K_{\text{турб}} \sim V_* \, l$. Согласно локально-турбулентной схеме А.Н. Колмогорова имеет место непрерывный каскад вихрей с размерами, находящимися в интервале $l_{\text{вн}} < l < B$, где B – ширина потока, $l_{\text{вн}}$ – горизонтальные вихри, что характерно для гомогенных структур, или колмогоровский масштаб турбулентности $l_{\text{вн}} \sim (\nu^3/\varepsilon)^{1/4}$, где ν – коэффициент кинематической вязкости воды, $\nu \sim 10^{-6}$ м^2/с, ε – скорость диссипации турбулентной энергии, $\varepsilon \sim V^3 / H$, нетрудно видеть, что в водотоках $l \sim 10^{-4}$ м.

Размеры вихрей определяют возможную пространственную неоднородность распределения маркеров в потоке, а их характерная скорость перемешивания – возможный период пульсаций $T_{\text{пул}} \sim l_B / V_*$.

Нетрудно видеть, если рассматриваемый линейный размер меньше датчика l_d, то в этом случае эффективный коэффициент диффузии для такого размера вихрей должен быть $K_{\text{турб}} \sim V_* \, l_d$. Так как ширина зоны перемешивания при диффузном режиме $L \sim (K_{\text{турб}} \, t)^{1/2}$. Максимальная ширина зоны смешения для обеспечения полного перемешивания должна быть не меньше ширины потока, т. е. L ~ B, для требуемого времени, соответственно, имеем

$$L \sim \frac{B^2 V}{K_{\text{турб}}} \sim \frac{B^2 V}{V_* l_d}, \tag{2.28}$$

так как $\frac{V}{V_*} \sim \frac{C}{\sqrt{g}}$, то $L \sim \frac{B^2 C}{\sqrt{g}\, l_d}$, где C – коэффициент Шези; V – средняя скорость потока.

При использовании гирлянды из датчиков N будем иметь

$$L \sim \frac{B^2 C}{\sqrt{g}\, l_d \sqrt{N}}. \tag{2.29}$$

Линейные размеры зоны распространения поллютанта в диффузионном приближении определяются параметрами $L_H = (Dzz \cdot t)^{1/2}$ по глубине потока, $L_B = (Dyy \cdot t)^{1/2}$ по ширине потока, $L_X = V\, t + (Dxx \cdot t)^{1/2}$ вдоль потока, где *Dzz, Dyy, Dxx* – коэффициенты диффузии по глубине, ширине потока и продольной диффузии, соответственно, t – время «добегания» от источника

поступления маркера в водоток до контрольного створа, где производятся измерения. Примем $t \sim L_X / V$, где L_X – расстояние от источника сброса загрязняющего вещества в поток до контрольного створа, тогда расстояние до створа эффективного перемешивания по глубине потока определяется как

$$L_{XH} >> H^2 \cdot Vx / Dzz, \quad (2.30)$$

соответственно, по ширине потока

$$L_{XB} >> B^2 \cdot Vx / Dyy. \quad (2.31)$$

В соответствии с большинством прикладных моделей турбулентности в русловых потоках

$$Dzz \sim Pzz \cdot Vx \cdot H, \quad (2.32)$$

$$Dyy \sim Pyy \cdot Vx \cdot H, \quad (2.33)$$

Подставим (2.32), (2.33) в (2.30) и (2.31), тогда имеем

$$L_{XH} >> \text{H} / Pzz, \quad (2.34)$$

$$L_{XB} >> B / Pyy, \quad (2.35)$$

соответственно контрольный створ должен располагаться на расстоянии $L_{\text{конт}} \geq L_{XB} \geq L_{HB}$. При этом начало измерения концентрации маркера должно проводиться не раньше, чем $T >> (Dxx\ Lx/Vx)^{1/2} / Vx$ от начала пуска поллютанта.

Эта схема определения расходов воды основана на использовании минимального объема априорной информации о гидродинамике потока и соблюдении неравенств (2.30), (2.31), но требуется наличие соответствующего оборудования по обеспечению длительного, равномерного поступления маркера в водоток. Однако, если принять некоторые допущения о характере перемешивания в рассматриваемом водотоке, то можно рассматривать схему измерения при мгновенном (залповом) введении маркера в поток. В целом этот подход основан на Гауссовой схеме формирования продольной дисперсии. Согласно этой схеме при мгновенном введении поллютанта в поток его содержание на расстоянии L от источника поступления (рисунок 2.4) должно описываться следующим соотношением:

$$C(L,t) \sim A(L)\left(-\frac{(L-V\,t)^2}{2\sigma_x^2}\right), \quad (2.36)$$

где $\sigma_x \sim (2 \cdot D_{xx}\,t)^2$.

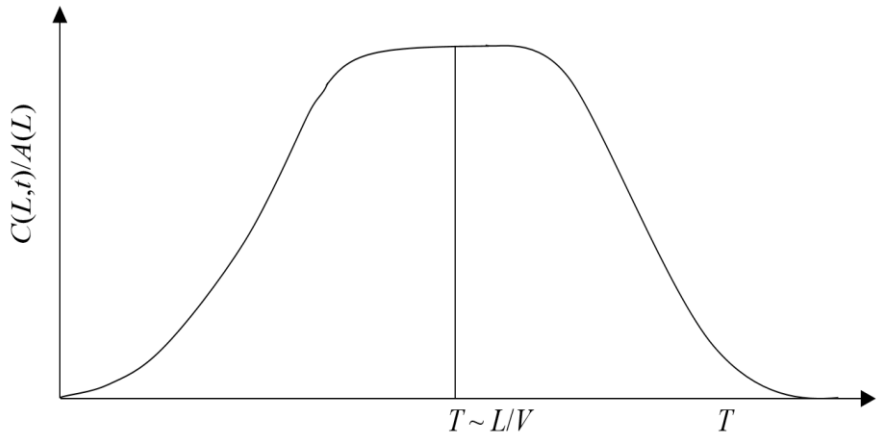


Рисунок 2.4. Характерный профиль кратковременного повышения концентрации загрязняющего вещества

Параметр $A(L)$, имеющий размерность кг/м^3, определяется из соотношения интенсивности вертикального и поперечного перемешивания на участке от источника загрязнения $L_{x\ контр}$.

В простейшем случае, если размеры поперечного сечения водотока достаточно малы, скорость течения достаточна для обеспечения интенсивного перемешивания, принимая, что $L_{x\ контр} > L_{XB} > L_{XH}$

$$A(L) \sim \frac{G}{W(\pi D_{xx} Lx/V)^{1/2}} \sim \frac{G}{W(\pi D_{xx}\, t)^{1/2}}, \qquad (2.37)$$

где W – площадь поперечного сечения водотока.

В этом случае при проведении регулярных измерений концентрации маркера можно по соотношениям (2.36), (2.37) определить значение параметра $A(L)$, затем зная объем поступления в водоток маркера W нетрудно оценить отношение $D_{xx}/V \sim P_{xx}\ H_{эф}$, а на основе этих переменных определить непосредственно значение расхода водотока.

В общем случае при невыполнении неравенств (2.34), (2.35) при активной продольной диффузии, при смешении по глубине и ширине потока, достаточной близости к источнику, величина коэффициента $A(t) \sim 1/t^{3/2}$, а при равномерном смешении только по глубине потока $A(t) \sim 1/t$ [Полянин А.Д., 1998]. Данные обстоятельства могут вносить очень существенную погрешность в оценку основного расчетного показателя – расхода воды. Однако при этом подходе данная схема требует введения значительно большего количества допущений и предположений о гидродинамике рассматриваемого водного потока.

Поэтому при решении практических задач при мгновенном вводе маркера, как и при варианте постоянного сброса, расчетная схема строится исходя из простейшего балансового соотношения, без обращения к гидродинамическим моделям потока. Несмотря на поперечное перемешивание и продольную дисперсию общее количество маркеров, прошедшее через поперечное сечение потока за время $T_{из} >> (Dxx \cdot L/V)^{1/2}/V$, должно соответствовать их количеству поступившему в водоток, т.е.

$$G = \int_0^{Tиз} C_\omega(\omega, t)dt \sim Q \cdot \sum_i^N C(t)\Delta t, \quad (2.38)$$

где N = 2 Tизм / Δt; $C_\omega(\omega, t)$ – средняя по поперечному сечению концентрация маркера, фиксируемая в момент времени t.

Соответственно, как следует из данного балансового соотношения (2.38), расход водотока может быть определен как

$$Q = \frac{G}{\sum_i^N C_i \Delta t}. \quad (2.39)$$

где Δt – интервал времени, в течение которого наблюдается концентрация C_i.

Данная схема расчетов содержит значительно меньшее количество априорных допущений. Оно основано только на допущении гладкости функции скорости потока, однако требует достаточно большого количества замеров концентраций при априорной объективности оценки $T_{из}$. Тем не менее из-за необходимости проведения достаточно большого количества измерений концентрации с определенной погрешностью оценка расходов воды по соотношению (2.39) с мгновенным введением маркера должна быть ниже, чем по схеме (2.26) с постоянным вводом маркера.

Вне зависимости от применения конкретной схемы измерения с постоянным или мгновенным введением маркеров в водоток основными факторами формирования погрешностей измерения являются:

1. абсолютные и соответствующие им относительные погрешности измерения концентрации маркера в воде водного объекта σ_i, мг/л;

2. погрешности, связанные с равномерным распределением маркера по поперечному сечению водотока;

3. погрешность обеспечения равномерного введения маркера в водоток;

4. погрешность, связанная с конечной скоростью введения маркера в водоток.

Если 1, 2 факторы являются определяющими при обоих способах измерений, то третий фактор является определяющим для способа измерения с постоянным вводом в водоток поллютанта, а четвертый играет существенную роль при залповом введении маркера.

Для обеспечения оперативности проведения измерений используются не прямые, химические методы, а косвенные, основанные на оценке физических свойств воды в первую очередь удельной электропроводности воды или ее оптической плотности.

Современные методы измерений обеспечивают погрешность измерения ~ 1%, однако при этом возникает проблема установления и обеспечения надежности, устойчивости связи между самим маркером и несвязанными с его содержанием изменениями физических свойств воды, при этом принципиально важно, чтобы эта связь была надежной и устойчивой в очень широком диапазоне измерений концентраций.

При проведении измерений происходит пространственно-временное осреднение измеряемого показателя в масштабе $L_{из} \cdot T_{из}$. Если определение концентрации связано с отбором проб воды, то $L_{из}$ следует рассматривать как характерные размеры пробоотборника, а $T_{из}$ – продолжительность забора пробы воды. Если используются системы косвенных измерений, то $L_{из}$ – характерные размеры самого датчика (его рабочего органа), $T_{из}$ – время измерения.

Из-за вихревой структуры турбулентности измеряемые показатели являются в общем случае случайной величиной. При этом возникает принципиальная задача найти, выявить, оценить допустимый уровень различия, связанный со структурой турбулентности в неравномерности распределения показателей по сечению потока.

Решение данной задачи может быть обеспечено при использовании системы датчиков, расположенных в различных точках поперечного сечения потока. При схеме постоянного ввода маркера в водоток может успешно использоваться схема многократных замеров на различных расстояниях от створа введения маркера в водоток. При этом в качестве створа полного перемешивания принимается створ, в котором $\partial C(L) / \partial l \approx 0$, где $C(L)$ – концентрация маркера на расстоянии L от створа его введения в водоток.

В оценке погрешности измерения по схемам постоянного ввода маркера и мгновенного сброса имеется принципиальная разница. При первой схеме измерения возможно обеспечить проведение независимых, многочисленных измерений с погрешностью метода $\sigma_S \sim \frac{\sigma_{из}}{\sqrt{N}}$. В то же время при второй схеме происходит суммация, при интегральной оценке погрешность расчетов при их нормальном распределение должна возрастать как $\sigma_S \sim \sigma_{из}\sqrt{N}$.

Исходя из сохранения баланса введенного в поток вещества G в условиях продольной дисперсии для консервативного поллютанта должны иметь

$$G = \sum_{i=1}^{N} \tilde{Q}_i \cdot \tilde{C}_i \cdot \Delta t_i , \qquad (2.40)$$

где $\tilde{C}_i \sim \frac{C_{i+1} + C_i}{2}$, $\tilde{Q}_i \sim \frac{Q_{i+1} + Q_i}{2}$, $\Delta t_i = t_{i+1} - t_i$.

При Q_i=const, $\Delta t_i \sim$ const имеем

$$G \to T \cdot Q \cdot \sum_{i=1}^{N} \tilde{C}_i , \qquad (2.41)$$

где $T = \sum_{i=1}^{N} \Delta t_i$.

При этом возникает проблема установления оптимального количества замеров. С одной стороны, казалось бы, чем чаще проводить замеры, чем меньше будет промежуток времени между отдельными замерами, тем с большей надежностью может обеспечиваться соблюдение балансового соотношения (2.40).

В то же время каждое измерение производится с определенной погрешностью замеров. Так как в соотношении (2.40) производится суммация, а не осреднение значений отдельных замеров, то при их статистической независимости и одинаковой погрешности проведения каждого замера их интегральная оценка должна быть $\sigma_{\text{инт}} \sim \sigma_i \sqrt{N}$, где N – общее количество замеров.

Минимальное количество замеров, которое в принципе возможно при данной схеме проведения замеров – три. Первый замер t_1 проводится при $C_1 \geq 0$, второй T_2 при max C_2, третий $C_3 \geq 0$, однако проблема в том, как угадать, как определить эти моменты. В условиях недостаточности гидрологической информации проводить такие оценки совершенно невозможно.

Исходя их схемы проведения измерений, основанной на оценке балансовых соотношений, в рассматриваемом химическом методе измерения расходов воды в водотоках центральное место занимает обеспечение полноты смешения, перемешивания маркеров в водотоке к контрольному створу. Увлекательно заметить, что в первом варианте кандидатской диссертации А.В. Караушева, подготовленном в довоенный период под руководством В.М. Маккавеева, была рассмотрена оценка процессов разбавления при решении задачи реализации химического метода измерения расходов воды. Показано, что в естественных водотоках, где глубина намного меньше ширины водотока $H << B$ (H – глубина, B – ширина водотока) обусловливающим параметром служит интенсивность процессов поперечной дисперсии.

При этом в первом приближении коэффициенты турбулентной диффузии в водотоках могут рассматриваться как изотропные, однако коэффициенты поперечной дисперсии с учетом Тейлоровской диффузии могут существенно отличаться. Об этом предположении свидетельствуют многочисленные натурные оценки [Mackay J.R., 1970; Lane S.N. et al., 2008; Bouchez J. et al., 2010; Любимова Т.П. и др., 2020]. Формирующиеся в водотоке течения второго рода по Прандтлю, а также возможные стратификационные эффекты могут оказывать значимое воздействие на характер поперечного перемешивания.

В настоящее время наблюдаемые эффекты неперемешивания сливающихся рек на протяжении не только десятков, но и сотен километров в современной литературе очень широко обсуждаются в работах [Lane S.N. et al., 2008; Bouchez J. et al., 2010; Любимова Т.П. и др., 2020]. Поэтому наблюдающиеся многочисленные оценки параметризации коэффициентов поперечной диффузии могут использоваться только в качестве начальных предварительных оценок.

Следовательно, на наш взгляд, фиксируемая нестабильность определения расходов воды химическим методом в первую очередь связана с корректностью определения створа полного перемешивания независимо от схем измерения.

Согласно многочисленным экспериментальным оценкам, коэффициенты поперечной дисперсии в 3-3,5 раза больше, чем коэффициенты вертикальной дисперсии, поэтому в широких руслах при отношении B/H > 20 лимитирующим фактором, определяющим расстояние до створа полного перемешивания, является поперечная дисперсия.

В водотоках со значительной вертикальной стратификацией водных масс может наблюдаться принципиально другая ситуация. Тем не менее для этих объектов определение расходов воды химическим методом (методом смешения) не производится.

Согласно элементарным оценкам интенсивности диффузионного перемешивания расстояние до створа полного перемешивания $L \sim (K_{zz} \cdot t)^{1/2}$ или $B \sim (K_{zz} \cdot L/V)^{1/2}$, отсюда имеем

$$L \sim B^2 \cdot V/K_{zz}. \quad (2.42)$$

Таким образом, величина коэффициента поперечной диффузии, согласно многочисленным эмпирическим и полуэмпирическим оценкам, определяется как

$$K_{zz} \sim P_{zz}\, H\, V\, \sqrt{g}/C. \quad (2.43)$$

Значения коэффициентов P_{zz} зависят как от соотношения $\sqrt{g}/C$, так и морфометрического показателя B/H. Согласно большинству оценок при B/H ~ 20 имеем $P_{zz} \sim 0.25$ [Математическое моделирование…, 2001]. При отношении B/H около 100 значимо увеличивается диапазон возможных колебаний параметра P_{zz} от 0.2 до 3.1. Подставляя (2.43) в (2.42) для оценки расстояния до створа полного перемешивания имеем $L_{Kzz} \sim B^2/(H\, P_{zz} \cdot \sqrt{g}/C)$. При $\sqrt{g}/C \sim 0.1$, B/H ~ 20, H ~ 1 имеем $L_{Kzz} \sim B^2/(1 \cdot 0.25 \cdot 0.1) \sim 40 \cdot B^2$. В соответствии с известным соотношением Римана имеем $L_{Рим} \sim 0.13 \cdot B^2 \cdot C \cdot (0.7 \cdot C + 2 \cdot \sqrt{g})$. Если C ~ 30, то $L_{Рим} \sim B^2 \cdot 0.13 \cdot 30 \cdot (0.7 \cdot 30 + 6) = 105 \cdot B^2$, а при C ~ 20 различие этих оценок будет значительно меньше $L_{Kzz} \sim 60 \cdot B^2$, $L_{Рим} \sim B^2 \cdot 0.13 \cdot 20 \cdot (14+6) = 52 \cdot B^2$. Показано, что для относительно небольших рек характерное расстояние до створа полного перемешивания должно гарантировано составлять $L \sim 50 \cdot B^2$, т.е. при B~10 м, L~ 5000 м, а при B~5 м, соответственно, L ~ 1250 м.

Дополнительными источниками формирования погрешностей расчетов при постоянном сбросе маркера в водоток являются проведенные измерения при невыполнении неравенства $T >> (K_{xx}\, L_{kc} / V)^{1/2} / V$.

При использовании схемы измерений с залповым сбросом в водоток маркеров, основанной в простейшем случае на использовании следующего расчетного соотношения (2.40), при $\Delta T_i \sim$ const, $\Delta T_i \;\; N = T_N$ имеем

$$Q = \frac{G}{T_N \sum_i^N C_i}. \quad (2.44)$$

При этом нетрудно видеть, что находящаяся в знаменателе величина $\sum_i^N C_i$ является случайной. Если колебания C_i определяются только стандартной ошибкой измерения, то их величина должна иметь нормальное распределение, а сами оценки робастными. В этом случае

наилучшей оценкой определяющего параметра является среднее арифметическое значение, имеющей при данном объеме выборки минимальную погрешность.

В то же время в [Springer M.D., 1979] показано, что

$$\langle Q \rangle = \langle \frac{G}{T_N \sum_i^N C_i} \rangle \neq \frac{G}{T_N \langle \sum_i^N C_i \rangle}. \quad (2.45)$$

При этом функции распределения расходов воды согласно (2.44), (2.45) обязаны подчиняться обратным нормальным распределениям согласно [Springer M.D., 1979; Johnson N.L. et al., 1994], так как характерной особенностью обратных нормальных распределений является то, что даже оценки средних арифметических значений, описываемые данной функцией распределения, являются несостоятельными, т. е. их среднеквадратические погрешности не уменьшается с увеличением количества измерений. Поэтому эффект обратных нормальных распределений является значимым условием обеспечения надежности измерения расходов воды при использовании этой схемы, объясняющим наблюдаемую неустойчивость определения расходов воды.

В результате проведенных исследований показано, что оценка расходов воды с залповым введением показателя ниже, чем при его постоянном сбросе. Поэтому необходимо выполнение основных требований к выбору вещества, используемого в качестве маркера:

- вещество должно быть не токсичным даже в малых концентрациях;
- должны существовать, быть доступными методы измерения, позволяющие определять малые концентрации с погрешностями приемлемыми для измерения расходов;
- вещество должно быть консервативным, по крайней мере его коэффициент неконсервативности k должен обеспечивать выполнение неравенства $k * \frac{L}{V} \ll \acute{\varepsilon}$, где $\acute{\varepsilon}$ – приемлемая погрешность измерения расходов воды, а также гидродинамически пассивная, т.е. не оказывающая какого-либо влияния на гидродинамику потока.

Горные реки, на которые в первую очередь ориентируются рассматриваемые методы оценки расходов воды, характеризуются как высокой турбулентностью, так и быстрой временной изменчивостью расходов воды. Поэтому расстояние от места ввода маркеров до контрольного створа должно обеспечивать достаточно равномерное и полное смешение маркера по поперечному сечению потока, при этом характерное время отслеживания изменения концентраций в контрольном створе при мгновенном введении маркера должно быть много меньше характерной временной изменчивости самого расхода воды.

2.4.2. К анализу статистических аспектов измерения расхода воды в водотоках на основе метода разбавления (химический метод)

При решении прикладных задач довольно часто необходимо определить расходы воды в водотоках со сложной геометрией поперечных сечений русел. Для решения этих задач рекомендуется использовать химический метод, известный как метод ионного паводка, не требующий задания ни скорости течения, ни площади поперечного сечения в отличие от традиционных методов измерения [СТО 4.2-3-2015; МИ 1759-87], которые вызывают значительные сложности. Химический метод известен уже более 150 лет [Schloeseng M., 1863; Бернадский Н.М., 1913; Риммар Г.М., 1952], а его практическая реализация не требует значительной технической оснащенности, однако его широкое практическое использование существенно сдерживается нестабильностью результатов измерений [Merz J. et al., 2006; Sappa G. et al., 2015; Юхно А.В. et al., 2022; 2022a; 2023; Лепихин А.П. и др., 2024a; 2024f; 2025a; 2025c; Синцова Т.Н. и др., 2025; Синцова Т.Н., 2026]. Для оценки корректности определения расходов воды в реках химическим методом в общем случае необходимо рассмотреть следующие три взаимосвязанных аспекта: технологический, гидравлический и статистический.

В настоящее время существенное внимание уделено только первым двум аспектам. При этом технологический аспект включает в себя комплекс работ по введению маркера в водоток и его эффективную регистрацию в фоновом и контрольном створах. Гидравлический аспект направлен на обеспечение максимального полного перемешивания маркера с водой водотока на участке от фонового до контрольного створов. В то же время в объяснении существенной нестабильности результатов измерений расходов воды этим способом статистические аспекты должны играть принципиальную роль.

В основе оценки расходов воды химическим методом, при постоянном введении маркера в водоток, лежит следующее балансовое соотношение:

$$q_{сб}\cdot C_{сб}+Q\cdot C_{ф}=(Q+q_{сб})\cdot C_{к}. \qquad (2.46)$$

Учитывая, что, как правило,

$$q/Q << 1,\ C_{ф}/C_{к} << 1, \qquad (2.47)$$

где $q_{сб}$ – расход жидкости, используемой при введении маркера в водоток, м^3/с;

$C_{сб}$ – исходная концентрация маркера, г/м^3=мг/л;

Q· – расход воды рассматриваемого водотока, м^3/с;

$C_{ф}$ – фоновая концентрация маркера в водотоке, мг/л;

$C_{к}$ – концентрация маркера в контрольном створе, мг/л,

то из соотношения (2.46) следует следующее соотношение

$$Q \approx q_{сб}\cdot C_{сб}/C_{к}. \qquad (2.48)$$

Если неравенство (2.48) не выполняется с требуемой надежностью, то имеет место другое соотношение:

$$Q \approx q_{сб} \cdot (C_{сб} - C_к)/(C_к - C_ф). \quad (2.49)$$

При залповом сбросе маркера в водоток, когда Q(t) ~ G/C(t), где G в кг/с, C в кг/м^3; получаем зависимость в виде:

$$Q(t) \approx \frac{G}{\int_0^\infty C_к(t)dt} \approx \frac{G(t)}{\sum_{i=1}^{N} \Delta t_i \cdot C_{кi}(t)}. \quad (2.50)$$

Надежность выполнения данных соотношений (2.46)-(2.50) определяется эффективностью полного перемешивания маркера в водотоке [Лепихин А.П. и др., 2025a; 2025c; Синцова Т.Н. и др., 2025; Синцова Т.Н., 2026].

Мера равномерности в створе полного перемешивания маркера по сечению потока может быть построена на основе критерия Стьюдента:

$$tp = \frac{max\, C_{i.j} - min\, C_{i.j}}{\sqrt{\frac{2\sigma^2}{N}}} \quad (2.51)$$

где $N \sim N_1 \cdot N_2$,

N_1 – общее количество контрольных вертикалей;

N_2 – количество горизонтальных измерений;

σ^2 – дисперсия распределения рассматриваемого показателя качества воды.

В простейшем случае вместо (2.51) может использоваться соотношение:

$$K_р = 2 \cdot (\max C_к - \min C_к) / (\max C_к + \min C_к), \quad (2.52)$$

где $\max C_к$ – максимальная концентрация маркера в контрольном створе;

$\min C_к$ – минимальная концентрация маркера в контрольном створе.

Если $K_р \leq p$, где p – приемлемая погрешность расчетов, то перемешивание может считаться приемлемым.

В общем случае показатель $<K_р>$, учитывая развитую турбулентность водотока, представляет собой случайную величину, изменяющуюся в диапазоне $0 \leq K_р \leq 1$, при этом задача будет считаться корректной, если $K_р \to 0$.

В створе полного перемешивания изменчивость колебаний величины $\max C_{i,j} - \min C_{i,j}$ определяют двумя независимыми факторами: турбулентными пульсациями рассматриваемого показателя $\sigma_{турб}$ и метрологической погрешностью его измерения $\sigma_{изм}$, т.е.

$$\sigma_{эф} \sim \left(\sigma_{турб}^2 + \sigma_{изм}^2\right)^{1/2}. \quad (2.53)$$

Если относительная погрешность измерения расхода воды водотока Q(t) была бы на уровне относительной погрешности измерения концентраций маркера C(t), то при его нормальном распределении диапазон их возможных отклонений составлял бы $\Delta Q/Q \sim \pm p\ \sigma_{эф}$, при этом в 95% случаев величина $p \leq 1{,}96$.

Учитывая, что характерная среднеквадратическая погрешность колебаний концентраций маркеров составляет 10%, а погрешность их измерения 5÷10%, то погрешность измерения расходов воды не должна превышать 10÷15%. Однако натурные данные показывают, что фактические изменения измерений расходов воды значительно больше [Юхно А.В., 2022; 2022а; 2023]. Попробуем разобраться, в чем причина?

В первом приближении, как показывают многочисленные натурные исследования, колебания концентраций химических веществ в водотоке могут приниматься как имеющие нормальное распределение, а сама величина Q(t) = $q_{сб}$ / $C_к$(t) не рассматривается как нормально распределенная. Если колебания концентрации показателя качества воды $C_к$(t) в строгой постановке описываются нормальным распределением, то статистика расчетной величины Q(t) должна определяться статистикой 1/C(t) и иметь обратное нормальное распределение [Лепихин А.П. и др., 2025а; 2025с; Синцова Т.Н. и др., 2025; Синцова Т.Н., 2026].

Если колебания C_i определяются только стандартными погрешностями измерений, то их величина должна иметь нормальное распределение. В этом случае наилучшей оценкой определяющего параметра является среднее арифметическое значение, имеющее при данном объеме выборки минимальную погрешность.

В то же время в [Springer M.D., 1979] показано, что

$$\langle Q \rangle = \langle \frac{G}{Ci} \rangle \neq \frac{G}{\langle Ci \rangle}, \tag{2.54}$$

соответственно, $\langle \frac{G}{T_N \sum_i^N C_i} \rangle \neq \frac{G}{T_N \langle \sum_i^N C_i \rangle}$. (2.55)

где T_N – продолжительность измерений концентраций, $\langle \ \ \rangle$ – обозначение среднего значения, $C_i = C_к$.

Таким образом, колебания расходов воды по (2.54), (2.55) должны описываться обратным нормальным распределением [Лепихин А.П. и др., 2025а; 2025с; Синцова Т.Н. и др., 2025; Синцова Т.Н., 2026; Springer M.D., 1979; Johnson N.L. et al., 1994]. Колебания концентраций маркера C(t) удобно определить следующим образом:

$$C(t) \sim C_0(1 + \varepsilon(t)) = \overline{C_0} \cdot (1 + \mathrm{Cv} \cdot \varepsilon_{N(0,1)}(t)), \tag{2.56}$$

$$\langle C(t) \rangle = \overline{C(t)}, \left\langle \frac{1}{C(t)} \right\rangle \neq \frac{1}{\langle C(t) \rangle},$$

где ε(t) – случайный процесс, имеющий нормальное распределение с параметрами (0, 1).

Средние значения определяемых расходов воды должны определяться при постоянном введении концентрации маркера в водоток следующими соотношениями:

$$\langle Q(t) \rangle = \left\langle \frac{G1}{\left(1 + Cv \cdot \varepsilon_{N(0,1)}(t)\right)} \right\rangle, \tag{2.57}$$

$$\langle Q(t)\rangle = \left\langle \frac{G2}{\left(1+Cv\cdot\varepsilon_{N(0,1)}(t)\right)} \right\rangle. \quad (2.58)$$

Для залпового сброса концентрации маркера ее интенсивность имеет следующий вид:

$$G1=\frac{G}{\overline{C_0}},\ G2=\frac{G_З}{n\cdot\Delta T\cdot\overline{C_0}}. \quad (2.59)$$

При этом, если расчетная величина расхода воды линейно связана с содержанием маркера C(t), подчиняющимся нормальному распределению, то среднеквадратическая погрешность определения расхода воды $\sigma_П$ при постоянном сбросе определяется как [Блохинов Е.Г., 1974]

$$\sigma_П \sim \frac{\sigma_{ПC}}{\sqrt{N}}, \quad (2.60)$$

где N – количество параллельно проведенных измерений, Cv_C – коэффициент вариации концентрации маркера, в то же время при залповом сбросе для статистически независимых измерений концентрации маркера из рассмотрения выражения (11) нетрудно заметить, что погрешность определения расхода воды $\sigma_{ЗQ}$ равна сумме погрешностей измерений $\sigma_{ЗC}$ в результате проведения одной серии параллельных измерений [Великанов М.А., 1962]

$$\sigma_З \sim \frac{\sigma_{ЗC}\cdot\sqrt{N_З}}{\sqrt{N}}, \quad (2.61)$$

где $N_З$ – количество измерений концентрации маркера при выполнении одной параллельной серии; $\sigma_{ЗC}$ – среднеквадратическая погрешность измерения концентрации маркера.

Исходя из элементарных балансовых соотношений имеет место обратная зависимость между концентрацией маркера и расходом воды. Соответственно, распределение измеряемых расходов воды должно описываться, как уже отмечалось, обратным нормальным распределением, оценка параметров которого принципиально отличается от стандартного нормального распределения. Для оценки среднеквадратической погрешности измерения расходов воды на основе соотношений (2.56)-(2.61) выполнено численное математическое моделирование по схеме Монте-Карло при различных коэффициентах вариации концентрации маркера в водоток Cv_C для постоянного и залпового сбросов [Лепихин А.П. и др., 2024; 2024a; 2024f; 2025a; 2025c; Синцова Т.Н. и др., 2025; Синцова Т.Н., 2026]. Результаты расчетов при объеме выборки N ~ 10^5 представлены в таблице 2.2 и на рисунках 2.5, 2.6.

Таблица 2.2. Статистические характеристики расходов воды и концентраций маркера при залповом и постоянном сбросах на основе численного моделирования по схеме Монте-Карло

Относительная среднеквадратическая погрешность измерения расходов воды в водотоке		Коэффициент вариации концентрации маркера, Cv_C
при постоянном сбросе, $\sigma_{Qп}$	при залповом сбросе, $\sigma_{Qз}$	
0,11	0,33	0,10
0,17	0,53	0,15
0,23	0,78	0,20

Относительная среднеквадратическая погрешность измерения расходов воды в водотоке		Коэффициент вариации концентрации маркера, Cv_C
при постоянном сбросе, $\sigma_{Qп}$	при залповом сбросе, $\sigma_{Qз}$	
0,36	1,30	0,25
0,54	5,79	0,30
29,2	714	0,90

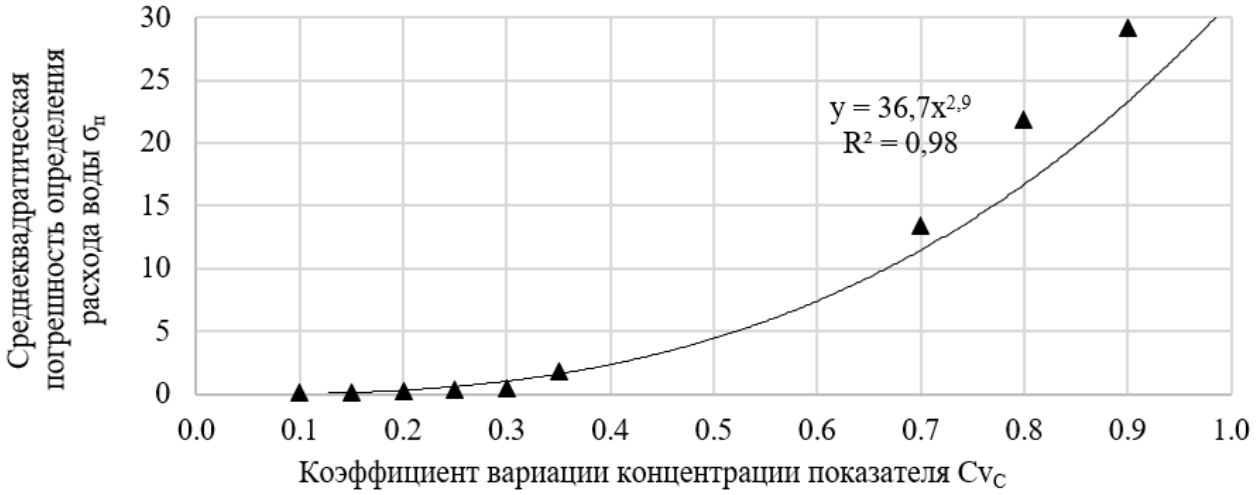


Рисунок 2.5. Зависимость среднеквадратической погрешности определения расхода воды в зависимости от коэффициента вариации концентрации маркера в контрольном створе при постоянном сбросе (по результатам численного моделирования по схеме Монте-Карло)

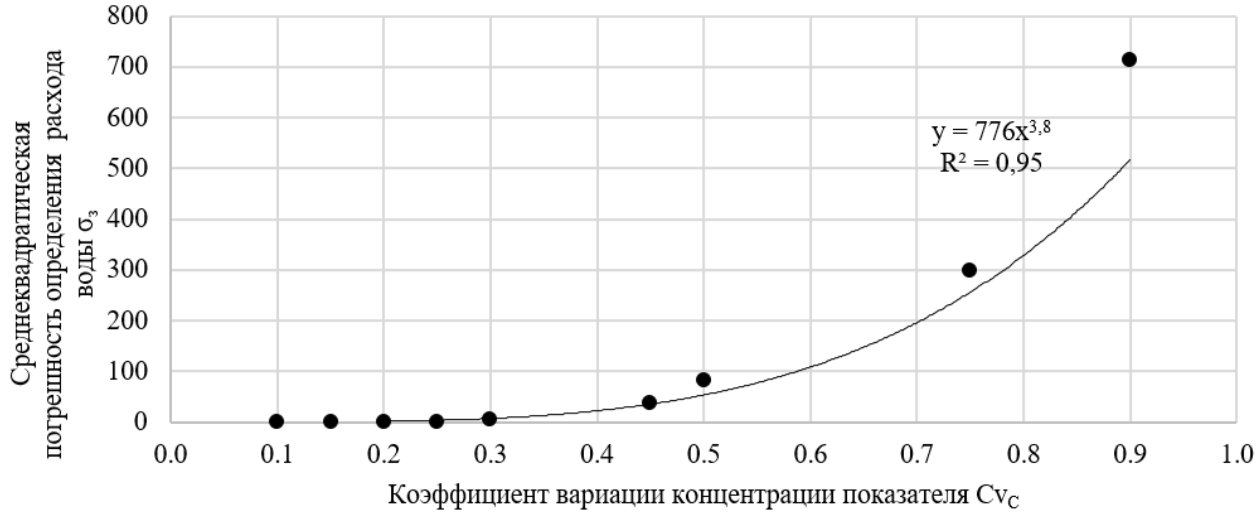


Рисунок 2.6. Зависимость среднеквадратической погрешности определения расхода воды в зависимости от коэффициента вариации концентрации маркера в контрольном створе при залповом сбросе (по результатам численного моделирования по схеме Монте-Карло)

Как следует из таблицы 2.2, рисунков 2.5, 2.6 при коэффициентах вариации концентрации маркера больше 0,2 значения среднеквадратической погрешности определения расхода воды при

залповом сбросе начинают расти с количеством серий параллельных измерений концентраций маркеров в отличие от постоянного сброса. Показано, что при коэффициентах вариации концентрации маркера меньше 0,2 метод смешения является устойчивым для определения расходов воды при постоянном и залповом сбросах, что подтверждается оценками их относительных среднеквадратических погрешностей (таблица 2.2).

Как следует из представленных результатов, при низких значениях коэффициента вариации концентрации маркера относительная погрешность измерений весьма мала, в то же время при $Cv_C > 0,2$ она начинает резко возрастать, что обуславливается особенностями формирования статистических распределений рассматриваемых параметров.

Таким образом высокая нестабильность оценок определения расходов воды в водотоках методом смешения обуславливается характером расчетных соотношений, когда в знаменатель уходят концентрации маркера, представляющие собой, в общем случае, случайный процесс.

Если изменчивость концентрации маркера определяется только погрешностями измерений и мелкомасштабными турбулентными пульсациями, то ее колебания описываются нормальным законом распределения, а расчетная величина расходов воды починяется обратному нормальному распределению. Для этого распределения характерна несостоятельность оценок средних значений и дисперсий. Впервые согласно выполненному численному моделированию формирования погрешностей измерений расходов воды по схеме Монте–Карло показано, что при низкой изменчивости концентрации маркера $Cv_C < 0,2$ их оценки состоятельны, в то же время при $Cv_C > 0,2$ результаты измерений становятся весьма неустойчивыми. Поэтому наиболее эффективным способом повышения устойчивости измерений расходов воды данным методом является уменьшение колебаний измеряемых концентраций в контрольном створе, которое может быть достигнуто различными способами, в том числе и увеличением расстояния от начального до контрольного створа.

ГЛАВА 3. ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СТАТИСТИЧЕСКИХ ФУНКЦИЙ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ В ЗОНАХ АКТИВНОГО ТЕХНОГЕНЕЗА

3.1. Переход системы регламентации техногенного воздействия на концепцию приемлемого риска

Содержание практически любого показателя качества отводимых сточных вод, как и колебания гидрологических и гидрохимических показателей водных объектов, представляет случайный процесс, поэтому регламентация их отведения должна строиться на вероятностном подходе. При этом, исходя из концепции приемлемого (допустимого) риска [Легасов В.А., 2007; Лепихин А.П. и др., 2023а], если известна плотность распределения i – показателя $P_i(C)$, а также его предельно допустимая концентрация $C_{ПДКi}$, должно обеспечиваться выполнение неравенства

$$\int_0^{C_{ПДК}} P(C)dC \geq P_{ГН} \tag{3.1}$$

или, соответственно,

$$\int_{C_{ПДК}}^{\infty} P(C)dC \leq 1 - P_{ГН}, \tag{3.2}$$

где $P_{ГН}$ – гарантированная надежность соблюдения нормативного качества воды, при этом $P_{ГН} < 1$.

В настоящее время вся действующая система регламентации антропогенных нагрузок на водные объекты строится, исходя из концепции о «нулевом» риске и необходимости выполнения требования

$$\frac{C_i}{C_{ПДК}} < 1 \tag{3.3}$$

с абсолютной надежностью, т. е. $Вер\left(\frac{C_i}{C_{ПДК}} \geq 1\right) \to 0$ [Лепихин А.П., 2017]. Однако в условиях, когда колебания регламентируемого показателя качества воды $C_i(t)$ представляют случайный процесс, данное требование практически невыполнимо. Поэтому косвенно в действующих нормативно-методических документах эта особенность регламентации учитывается. Так, в [Методике разработки нормативов допустимых сбросов] при расчете НДС в качестве минимального допустимого расхода воды в водотоке-приемнике принимается расчетный минимальный среднемесячный расход воды года 95 % обеспеченности, хотя, как показано в [Лепихин А.П., 2017; Лепихин А.П. и др., 2023а], использование данного расхода для решения рассматриваемой задачи недостаточно корректно, т. к. при $Q_{набл} < Q_{min95\%}$ при определенных ситуациях может наблюдаться превышение нормативной концентрации.

Отметим, что концепция приемлемого риска была выдвинута и обоснована для решения экологических проблем академиком В.А. Легасовым [Легасов В.А., 2007] еще в начале 1980-х годов. Отсутствие четких, прописанных в нормативных документах вероятностных критериев надежности выполнения нормативных требований значительно затрудняет не только процедуру регламентации, но и, самое главное, контроль за ее выполнением. Переход системы регламентации техногенного воздействия на концепцию приемлемого риска требует, в первую очередь, оценки этого риска, анализа функций распределения регламентируемых показателей качества воды.

3.2 Вопросы формирования и особенности статистических функций распределений химических показателей качества отводимых сточных вод

Как правило, при первоначальном статистическом анализе какого-либо случайного процесса исходят из ЦПТ. Согласно ЦПТ, если данный процесс определяется:

– воздействием большого количества факторов N;

– динамикой каждого из данных определяющих факторов, которые статистически независимы, т. е. $R_{Ni,\,Nj} \equiv 0$;

– тем, что во множестве определяющих факторов отсутствуют доминирующие, т. е. $\frac{\chi_{\max i}}{\sum_{i=1}^{N} \chi_i} \to 0$, где $x_{max\ i}$ – воздействие самого значимого фактора, то его распределение будет описываться нормальным распределением. Предполагается, что данные требования выполнимы и в отношении качественного состава отводимых вод. На выполнимости этого допущения построено большинство схем статистической обработки показателей качества воды [Лепихин А.П., 2017; Лепихин А.П. и др., 2012; 2023а; Lepikhin A.P. et al., 2022; 2024; Синцова Т.Н., 2024; Синцова Т.Н. и др., 2022; 2025а; Rozental O.M. et. al., 2024]. Однако в отношении показателей качества сточных вод ситуация может принципиально усложняться и в общем случае требует специальных оценок.

Если комплекс процессов формирования качества отводимых стоков достаточно устойчив и стационарен, по крайней мере, относительно первых трех статистических моментов, то в этом случае можно и нужно использовать стационарные функции распределения для оценки характерных значений концентраций. Характер данных функций распределений определяется особенностями генезиса рассматриваемых процессов. Задача исследования характера формирования статистических функций распределений химических показателей качества отводимых сточных вод была рассмотрена в [Никаноров А.М., 1991; Долгоносов Б.М., 2009; Dolgonosov B.M. et al., 2013; Лепихин А.П. и др., 2002; 2012; 2023а].

Подробнее остановимся на типичных ситуациях. Режим полного перемешивания: если имеется некоторая усредняющая емкость, в которой происходит смешение отводимых стоков от N - источников и при этом характерное время изменения j - показателя качества воды $T_{C_j} = \left(\left(\frac{\partial C_j}{\partial t} \right) \frac{1}{C_j} \right)^{-1}$ существенно больше максимального времени перемешивания $T_{i,k}$ любого i и k - источников, то на выходе из данного осреднителя концентрация j-консервативного загрязняющего ингредиента должна составлять, исходя из уравнения материального баланса

$$C_{qj} = \frac{\sum_{i=1}^{N} C_{j,i} \cdot q_i}{\sum_{i=1}^{N} q_i}. \qquad (3.4)$$

Если концентрация C_{ji} и расход сточных вод q_i статистически независимы, т. е. $R_{Cji,\ q_{сбi}} \to 0$, соответственно, $Cv_{Cj\Sigma} \to 1/\sqrt{N}$, имеем:

$$C_{j\Sigma} = \frac{\sum_{i=1}^{N} C_{ji} \cdot q_{сбi}}{\sum_{i=1}^{N} q_{сбi}} = \bar{C}_j, \qquad (3.5)$$

где $\sum_{i=1}^{N} q_{сбi} \to const$. Если данные определяющие параметры не статистически независимы, то при этом $R_{Cji,\ q_{сбi}} \neq 0$. При наличии двух источников $N = 2$ соотношение (3.5) имеет вид:

$$C_{j\Sigma} = \frac{C_{j1} \cdot q_{сб1} + C_{j2} \cdot q_{сб2}}{q_{сб1} + q_{сб2}} = C_{j1} \left(\frac{q_{сб1}}{q_{сб1} + q_{сб2}} \right) + C_{j2} \left(\frac{q_{сб2}}{q_{сб1} + q_{сб2}} \right) = \frac{C_{j1} \cdot q_{сб1}}{q_{сб1} + q_{сб2}} \left(1 + \frac{C_{j2} \cdot q_{сб2}}{C_{j1} \cdot q_{сб1}} \right). \qquad (3.6)$$

Рассмотрим несколько предельных ситуаций. Если количество источников загрязнения очень большое $N \to \infty$, а изменчивость их расходов $Cv_q < 1$, при этом все источники загрязнения являются статистически независимыми, т. е.

$$\max R(C_{ji} \cdot q_i)(C_{jk} \cdot q_k) \sim 0, \qquad (3.7)$$

где R – коэффициент корреляции между содержанием j-ингредиента в i и k источниках, интенсивность всех источников достаточно равномерна, т. е.

$$\frac{\max_{i \in N} \left(C_{j,i} \cdot q_i \right) \left(C_{j,k} \cdot q_k \right)}{\sum_{i=1}^{N} \left(C_{j,i} \cdot q_i \right) \left(C_{j,k} \cdot q_k \right)} \to 0, \qquad (3.8)$$

В этом случае распределение содержания j-показателя качества воды C_j в силу ЦПТ должно описываться нормальным распределением, при этом дисперсия содержания j-ингредиента равна $D_j \sim 1/N$. Данная ситуация хорошо известна: чем больше канализационная сеть, чем больше

охватывает источников загрязнения, тем устойчивее содержание контролируемых ингредиентов на выходе [Садовникова И.А., 1973] при условии их статистической независимости.

Если статистические распределения как содержания рассматриваемых контролируемых веществ в отводимых стоках, так и их расходов близки к нормальному, то имеет место следующее соотношение:

$$C_{qj} \sim C_{cpj} (1 + R_{Cj,\,qj} \cdot Cv_{Cj} \cdot Cv_{qj}), \tag{3.9}$$

а соответствующий поток данного j – ингредиента должен составлять

$$q_{Cj} \sim q_{cpj}\, C_{cpj} (1 + R_{Cj,\,qj} \cdot Cv_{Cj} \cdot Cv_{qj}), \tag{3.10}$$

где C_{cpj} – средняя концентрация *j* – ингредиента по всем водовыпускам;

R_{C_j,q_j} – коэффициент Пирсоновской корреляции между концентрацией *j* – ингредиента в *i* – водовыпуске и расходом на данном водовыпуске;

Cv_{Cj} – коэффициент вариации концентрации *j* – ингредиента по отдельным водовыпускам;

Cv_{qj} – коэффициент вариации расхода воды по отдельным водовыпускам.

Как нетрудно заметить из уравнения (3.9), при $R_{Cj,qj} \sim 0$ концентрация $C_{qj} \sim C_{cpj}$, а поток $q_{Cj} \sim q_{cpj}\ C_{cpj}$. Данные оценки (3.9), (3.10) достаточно корректны только при значениях коэффициентов вариации $Cv_{Cj} << 1$, $Cv_{qj} << 1$, т. к. концентрации веществ и расходы отводимых сточных вод физически могут быть только положительными значениями, в то же время нормальность их колебаний предполагает, что они должны изменяться в диапазоне $-\infty < x < \infty$. Соответственно, чем больше значения Cv_{Cj}, Cv_{qj}, тем больше будут проявляться эффекты, связанные с отклонением от нормальности распределения. Поэтому для корректной оценки при достаточно больших значениях Cv_{Cj}, Cv_{qj} необходимо использовать некоторое нормализующее преобразование, переводящее колебания с положительной полуоси на весь диапазон $-\infty < x < \infty$. В качестве такого преобразования можно использовать соотношение $x_{pNi} = \ln\left(\frac{x_i - x_{\min}}{\overline{x} - x_{\min}}\right)$ [Лепихин А.П. и др., 2023а]. Данную ситуацию необходимо учитывать при статистической обработке гидрохимической информации, выполнении балансовых оценок.

При данных допущениях для консервативных поллютантов имеем:

$$C_{j\text{вк}}(t) = \frac{C_j(t) \cdot q_{\text{сб}}(t)}{q_{\text{сб}}(t) + Q(t)}, \tag{3.11}$$

где $q_{\text{сб}}(t)$ – расход отводимых стоков; Q(t) – расход воды в водотоке- приемнике.

Рассмотрим некоторые характерные частные случаи. Если изменчивость концентрации j-ингредиента в отводимых стоках существенно меньше изменчивости расхода отводимых стоков, т. е. при $Cv_{Cj} / Cv_{qj} << 1$ для (3.11) имеем:

$$\frac{C_{jвк}(t)}{C_j(t)} = \frac{q_{сб}(t)}{q_{сб}(t)+Q(t)}. \quad (3.12)$$

При этом колебания относительной концентрации $X(t)=C(t)_{вк}/C_{сб}$ будут изменяться в диапазоне $0 < X(t) < 1$. Распределение X(t), как следует из [Крицкий С.Н., Менкель М.Ф., 1981], должно описываться Бета-распределением первого рода $P(X) = 1/ B(\alpha,\beta) \cdot X^{\alpha-1} (1-X)^{\beta-1}$, как показано в разделе 2. Данный результат имеет принципиальное значение как для анализа и обработки гидрохимической информации, так и для решения задач регламентации антропогенных воздействий на водные объекты, так как Гамма-распределение (распределение Пирсона III типа) изначально предлагалось в качестве одного из основных распределений для описания колебаний речного стока [Лепихин А.П. и др., 2012], частными случаями которого являются экспоненциальное и хи-квадрат распределения. При этом необходимо отметить распределения Рэлея, Вейбулла, Накагами, которые заменой переменной соответствующими преобразованиями сводятся к Гамма-распределению [Lepikhin A.P. et al, 2022]. Согласно ЦПТ при больших *к* Гамма-распределение будет приближаться к нормальному:

$$\Gamma(k,\theta) \approx N\left(k\theta,\theta^2\right) \text{ при к} \to \infty. \quad (3.13)$$

Если x_1, x_2 – независимые случайные величины, такие что

$$x_i \sim \Gamma(k_i,\theta),\ i=1,2, \quad (3.14)$$

то $x_1 / (x_1 + x_2) \sim B(k_1, k_2)$, i = 1.2.

В тоже время $Cv_{Cj} / Cv_{qj} >> 1$ и если, как это часто наблюдается при решении практических задач, $q_{сб}(t) / Q(t) << 1$, в этом случае имеем:

$$C_{jвк}(t) = \frac{C_j(t)\cdot q_{сб}(t)}{Q(t)}. \quad (3.15)$$

Наличие в (3.15) в знаменателе случайного процесса существенно влияет на характер распределения $P(C_{jвк})$. Анализ данной ситуации представлен в [Лепихин А.П. и др., 2012; Lepikhin A.P. et al, 2022; 2024]. Если распределение процессов $C_j(t)$ и Q(t) достаточно близко к нормальному, то, распределение $P(C_{jвк})$ должно быть близко к распределению Коши, при котором все параметрические оценки несостоятельны.

В простейшем случае, если содержание рассматриваемого химического и физического показателя качества воды определяется только одним фактором определяемого параметром П, т. е. существует однозначная зависимость $C(П) = \Psi(П)$, а распределение П известно – $P_п(П)$, то в этом случае несложно [Кобзарь А.И., 2006] получить функцию распределения и для C(t):

$$P_C(C) = P_П\left(\Psi^{-1}(C)\right)\cdot\left|\frac{\partial\Psi^{-1}(C)}{\partial C}\right|. \quad (3.16)$$

В качестве такого фактора рассматривается процесс разбавления, а в качестве определяющего параметра расход водотока-приемника. В простейшем случае (3.15) имеем $C(t)=q_0 \cdot C_0/Q(t)$ или $Q(t)=q_0 \cdot C_0/C(t)$. В этом случае, соответственно:

$$P_C(C) = P_Q\left(\frac{q_0 \cdot C_0}{C}\right) \cdot \left|\frac{q_0 \cdot C_0}{C^2}\right|. \tag{3.17}$$

В качестве простейшей стационарной функции распределения расходов воды, как правило, рассматривается Гамма-распределение. В этом случае несложно получить стационарную функцию распределения и для C(t). Если Гамма-распределение описывает колебания расходов воды в водотоке

$$P(Q) = \frac{\exp\left(-\frac{Q}{\beta}\right) \cdot Q^{\alpha-1}}{\beta^{\alpha} \cdot \Gamma(\alpha)}, \tag{3.18}$$

соответственно, для распределения C будем иметь, учитывая (3.18):

$$P_C(C) = \frac{\exp\left(-\frac{q_0 \cdot C_0}{C \cdot \beta}\right) \cdot \left(\frac{q_0 \cdot C_0}{C}\right)^{\alpha-1}}{\beta^{\alpha} \cdot \Gamma(\alpha)} \cdot \frac{q_0 \cdot C_0}{C^2}. \tag{3.19}$$

Характерной особенностью данного распределения является, как следует из рисунка 3.1, его «тяжелый хвост», вследствие которого не существует первого статистического момента, а второй стремится к бесконечности, т. е. для него нет среднего арифметического значения вследствие его неустойчивости. Проблема «тяжелых хвостов» в распределении химических показателей качества воды обсуждалась также в [Кобзарь А.И., 2006; Лепихин А.П. и др., 2012; 2023а; Lepikhin A.P. et al, 2022].

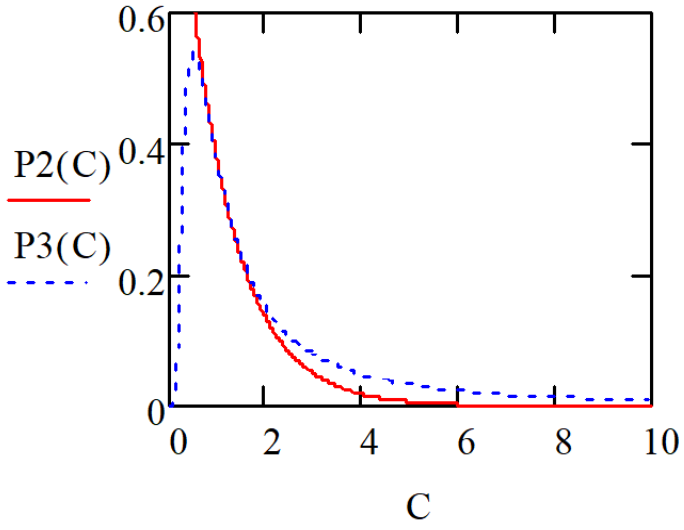


Рисунок 3.1. Совмещенные графики плотности Гамма-распределения и распределения $P_c(C)$: P2(C) – Гамма-распределение, P3(C) – распределение колебаний концентраций $P_c(C)$ по (3.19)

Для дальнейшего анализа введем характерный временной масштаб изменения рассматриваемого показателя качества воды $T_c \sim \left(\frac{dC}{C \cdot dt}\right)^{-1}$. Как правило, функция распределения гидрохимических показателей качества воды $\varphi(C_j,t)$ включает в интегральном виде большое количество различных факторов. При этом они могут быть отчетливо разделены на медленные с характерными временами Тм >> Тс и быстрые – Тб << Тс:

$$\frac{dC_j(t)}{dt} = f\left(C_j\right) + \sigma^2\left(C_j\right) \cdot \xi(t), \tag{3.20}$$

где $f(C_j)$ – описывает влияние «медленных» факторов; $\sigma(C_j)$ – интенсивность «быстрых» факторов.

Некоторые типы статистических распределений, формирующихся в зависимости от характера функции f(C), представлены в таблице 3.1.

Таблица 3.1. Типы распределения гидрохимических показателей качества воды в зависимости от структуры функции f(C) при $\sigma^2(C)$ = const

Структура функции f(C)	Плотность статистического распределения
f(C) = const	Показательное распределение (распределение Лапласа)
f(C) = k·C	Нормальное распределение (распределение Гаусса)
f(C) ~ k/C	Степенное распределение (распределение Парето)
f(C) ~ k·ln(C)	Гамма-распределение
f(C) = exp(k·C)	Распределение экстремального значения
$f(C)=\frac{k \cdot C}{C^2+1}$	При C << 1 – нормальное распределение При C >>1 – распределение Парето При C ~ 1 – распределение Коши

Существенный интерес представляет [Чернавский Д.С., 2007] задание f(C) в виде:

$$f\left(C\right) = \frac{k \cdot C}{C^2 + 1}. \tag{3.21}$$

Из (3.21) нетрудно заключить, что при малых C << 1 распределение асимптотически будет приближаться к нормальному, при C ≥ 1 стремится к степенному – Парето. В тоже время при C^2 ~ 1 система будет описываться распределением Коши. При этом коэффициент k характеризует, насколько быстро компенсируются случайные отклонения, обусловленные ξ(t). Отсюда следует, что определяющее значение имеет отношение k/σ^2. При этом случаи $k << \sigma^2$ фактически сводятся к схеме броуновского движения, описывающегося функцией распределения *B(z)*, а при $k >> \sigma^2$ – к ситуации отсутствия шума детерминированных колебаний – *N(z)* (рисунок 3.2).

Особенностью формирования качества воды сточных вод является взаимодействие нескольких факторов. Рассмотрим влияние взаимодействия этих случайных факторов на характер функций распределений химических показателей качества воды.

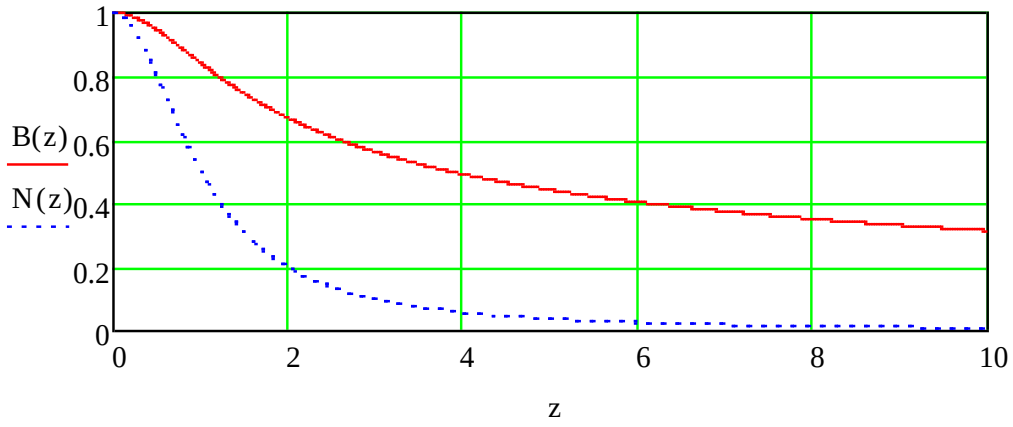


Рисунок 3.2 Характерные функция распределения B(z), описывающая броуновское движение (пример распределения Коши), и функция распределения N(z), описывающая детерминированные колебания без шума (пример нормального распределения)

Приведем, в соответствии с [Melvin Dale, 1979; Коваленко И.Н., Филиппова А.А., 1973], несколько характерных типов взаимодействия – суммация $C_1 + C_2$ (3.22), умножение $C_1 \cdot C_2$ (23), деление $\frac{C_2}{C_1}$ (3.24), где C_1, C_2 – независимые случайные величины, причем в случае частного $P(C_1=0)=0$, имеем:

$$F_{C_2+C_1}(t) = \int_0^{C_2} p_{C_1}(t_1) P(C_2 - t_1) dt_1 , \tag{3.22}$$

$$\begin{aligned} F_{C_1C_2}(t) &= \int_{-\infty}^{\infty} p_{C_1}(t_1) P(C_2 t_1 < t) dt_1 = \int_{-\infty}^{0} p_{C_1}(t_1) P(C_2 t_1 < t) dt_1 + \\ &+ \int_0^{\infty} p_{C_1}(t_1) P(C_2 t_1 < t) dt_1 = \int_{-\infty}^{0} p_{C_1}(t_1) \left[1 - F_{C_2}\left(\frac{t}{t_1} + 0 \right) \right] dt_1 + \int_0^{\infty} p_{C_1}(t_1) \left[F_{C_2}\left(\frac{t}{t_1} \right) \right] dt_1 \end{aligned} \tag{3.23}$$

$$\begin{aligned} F_{C_1/C_2}(t) &= \int_{-\infty}^{\infty} p_{C_1}(t_1) P(C_2/t_1 < t) dt_1 = \int_{-\infty}^{0} p_{C_1}(t_1) P(C_2 > t \cdot t_1) dt_1 + \\ &+ \int_0^{\infty} p_{C_1}(t_1) P(C_2 < t \cdot t_1) dt_1 = \int_{-\infty}^{0} p_{C_1}(t_1) \left[1 - F_{C_2}(t \cdot t_1 + 0) \right] dt_1 + \int_0^{\infty} p_{C_1}(t_1) F_{C_2}(t \cdot t_1) dt_1 \end{aligned} \tag{3.24}$$

Изменение потока загрязняющих веществ при слиянии двух водотоков посредством их сложения имеет вид:

$$q_\Sigma = q_1 + q_2 . \tag{3.25}$$

Колебания концентраций загрязняющих веществ при слиянии двух водотоков представим в виде:

$$C_\Sigma = C_1 \left(\frac{q_1}{q_1 + q_2} \right) + C_2 \left(\frac{q_2}{q_1 + q_2} \right). \tag{3.26}$$

При постоянном расходе воды слияния водотоков q_1 ~ const, q_2 ~ const. На рисунках 3.3–3.5 представлены графики функций распределения F(k) после свертки сложения, умножения и деления рассматриваемых показателей качества воды, подчиняющихся Гамма-распределению с параметром β=1 и логнормальному распределению, где lognorm(k) – логнормальное распределение, norm(k) – нормальное распределение, gamma(k) – Гамма-распределение.

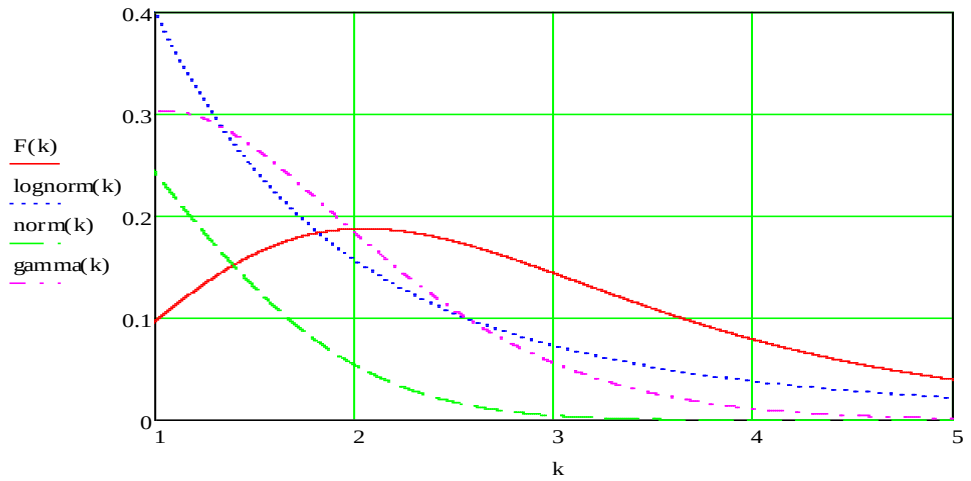


Рисунок 3.3. График функции распределения F(k) после свертки сложения двух случайных величин (концентраций C_1 и C_2), подчиняющихся Гамма-распределению для C_1 с параметром β=1 и логнормальному распределению для C_2

Операция умножения двух случайных функций является характерной при оценке потока загрязняющих веществ:

$$q_\Sigma = C_t \cdot q_t, \qquad (3.27)$$

где C_t и q_t – соответственно, значения концентрации рассматриваемого поллютанта и расхода сточных вод в момент времени t.

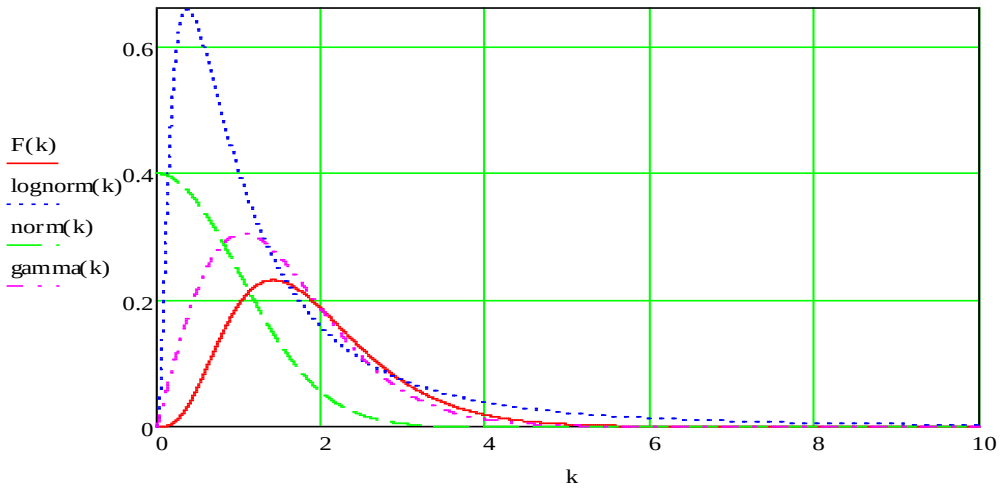


Рисунок 3.4. График функции распределения F(k) после свертки умножения двух случайных величин (концентраций C_t, расходов q_t), подчиняющихся соответственно, логнормальному и Гамма-распределениям

Концентрация поллютанта, как правило, оценивается расчетным путем как частное от деления его потока на расход воды в водотоке:

$$C_\Sigma = C_t \cdot q_t \ / Q_t,. \qquad (3.28)$$

Колебания концентрации загрязняющего вещества при колебании и потока, и расхода водотока-приемника имеют вид:

$$C \sim \frac{q_C}{Q} = C_t \left(\frac{q_t}{Q_t + q_t} \right). \qquad (3.29)$$

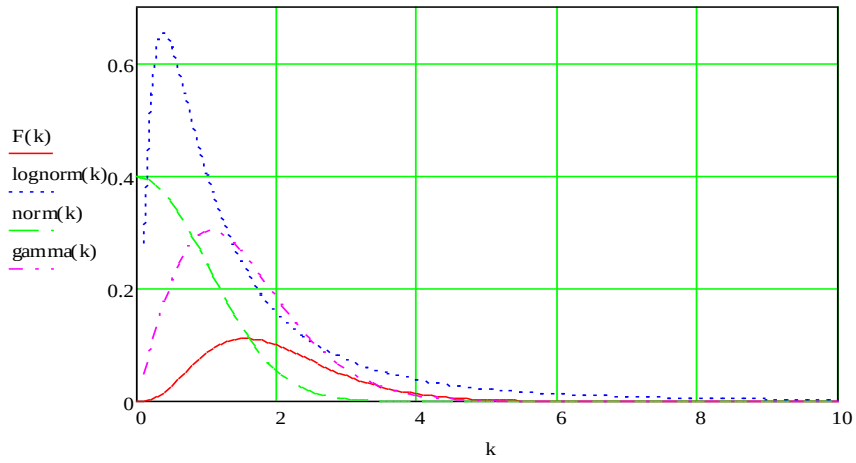


Рисунок 3.5. График функции распределения F(k) после свертки деления двух случайных величин (концентраций C_t, расходов воды Q_t), подчиняющихся, соответственно, логнормальному и Гамма-распределению с параметром β = 1

Существенная асимметрия распределения, наличие тяжелых «хвостов», обуславливают очень низкую эффективность применения средних арифметических значений для оценки характерных значений концентраций отводимых сточных вод. Для этих целей значительно эффективней использование, как доказал еще в 1931 г. А.Н. Колмогоров [Колмогоров А.Н., 1931], показателей, построенных на основе медианных значений [Лепихин А.П., 2017; Лепихин А.П. и др., 2023а]. Он предлагал оценивать по выборке другую среднюю характеристику распределения – медиану m (для симметричных распределений эти две характеристики совпадают), рассматривал свойства медианы как оценки центра распределения, а также критерии согласия эмпирического распределения с теоретическим. В то же время исследованием медианных оценок для различных гидрологических характеристик занимался Ковалев Л.М. [Ковалев Л.М., 1950].

Рассмотрим данные оценки на примерах двух крупных комплексов отведения сточных вод, имеющих существенно различный генезис отводимых стоков – предприятий системы коммунального хозяйства и горно-химической промышленности, используя материалы регулярных, ежемесячных наблюдений.

3.3. Оценка качества отводимых сточных вод для предприятий коммунального водоснабжения и горно-химической промышленности

Достаточно корректные оценки могут быть получены только на основе анализа статистических однородных рядов, поэтому в первую очередь была проведена оценка однородности рассматриваемых выборок с использованием как параметрических, так непараметрических критериев. Если статистические распределения рассматриваемых поллютантов незначительно отличаются от нормального статистического закона распределения, тогда для оценки однородности средних значений рассматриваемой выборки можно использовать критерий Стьюдента [Кобзарь А.И., 2006; Лепихин А.П. и др., 2023а]. Если распределение рассматриваемых показателей весьма существенно отличается от нормального, необходимо использовать непараметрические критерии, например, критерий Манн-Уитни, основанный на сопоставлении медиан.

Для объективной оценки качества отводимых сточных вод для предприятий коммунального водоснабжения и горно-химической промышленности был проведен статистический анализ первичной гидрохимической информации. Данная обработка выполнена с использованием лицензионного пакета программы Statistica v.10 [Боровиков В.П., 2003]. Выполненный статистический анализ включал:

– оценку однородности рассматриваемых рядов с использованием традиционных параметрических и непараметрических критериев;

– оценку функций распределений в интегральном и дифференциальном видах, в т. ч. функций распределения с «тяжелыми» хвостами.

Современное состояние поверхностных вод определяется естественными процессами формирования речного стока вместе с гидрохимическим режимом и техногенным воздействием на них. Особенности используемых технологических процессов, почвенно-геохимических особенностей территории определяют специфику загрязнения поверхностных вод в зоне влияния предприятия.

3.3.1. Особенности статистических распределений колебаний загрязняющих ингредиентов в сточных водах предприятия горно-химической промышленности

По результатам ежемесячных регулярных наблюдений, проводимых предприятием горно-химической промышленности, расположенным в Мурманской области, за 2016–2020 гг., оценено влияние основного выпуска сточных вод рассматриваемого предприятия на изменение гидрохимического режима водотока-приемника. Для оценки на однородность содержания контролируемых показателей качества воды данного выпуска использованы как параметрические критерии Стьюдента и Фишера, так и непараметрические критерии Манн-

Уитни. Данные критерии позволяют найти вероятность того, что оба средних значения в выборке относятся к одной и той же совокупности или отвергнуть данную гипотезу.

Для оценки однородности рассматриваемая выборка показателей качества в отводимых сточных водах предприятия горно-химической промышленности за период 2016– 2020 гг. была разбита на две равные группы: первая группа – с января 2016 г. по август 2018 г., вторая – с сентября 2018 г. по декабрь 2020 г. Результаты проверки на однородность показателей качества воды представлены в таблицах 3.2, 3.3 [Лепихин А.П. и др., 2023а].

Таблица 3.2. Оценка однородности содержания загрязняющих веществ в отводимых сточных водах предприятия горно-химической промышленности за период с 2016 по 2020 гг. с использование параметрических критериев Стьюдента (t) и Фишера (F) (Красным цветом отмечены ингредиенты, значения которых неоднородны на уровне p <0,05)

Название вещества	Среднее 1 группы	Среднее 2 группы	t	p	Ср. отклонение 1 группы	Ср. отклонение 2 группы	F	p
Взвешенные вещества	2,456	1,063	7,634	0	0,904	0,34	7,072	0
Фосфат-ионы	0,589	0,886	-4,05	0,000165	0,298	0,248	1,449	0,341
Сульфат-ионы	217	268	-3,467	0,001039	50,1	57,75	1,329	0,465
Хлорид-ионы	12,746	12,626	0,136	0,893	3,853	2,703	2,032	0,071
Нитрат-ионы	2,54	1,135	3,997	0,000196	1,531	1,055	2,106	0,058
Нитрит-ионы	0,235	0,098	3,638	0,00064	0,134	0,139	1,079	0,856
Аммоний-ион	0,515	0,494	1,619	0,111	0,036	0,057	2,448	0,023
Магний	26,79	28,756	-1,082	0,284	6,534	6,926	1,123	0,769
Сухой остаток	617	712	-2,708	0,011062	67,067	50,763	1,746	0,725
Нефтепродукты	0,085	0,064	1,753	0,085	0,048	0,043	1,267	0,542
$БПК_{полн}$	2,741	2,018	3,362	0,00143	0,781	0,829	1,127	0,758
Фенолы	0,024	0,015	0,857	0,395	0,052	0,022	5,525	0
Железо	0,065	0,073	-0,68	0,499	0,032	0,046	2,085	0,061
Марганец	0,162	0,082	4,614	0,000025	0,075	0,052	2,044	0,069
Цинк	0,005	0,004	0,605	0,547	0,01	0,005	3,906	0,001
Медь	0,002	0,001	1,84	0,071	0,001	0,001	1,081	0,84
Ванадий	0,008	0,004	1,383	0,172	0,017	0,002	74,590	0
Молибден	0,001	0,002	-4,211	0,000097	0	0,001	4,939	0
Алюминий	0,012	0,008	1,301	0,210	0,006	0,003	4,503	0,241
АПАВ	0,071	0,035	4,024	0,000207	0,045	0,013	12,285	0
Фосфор общий	0,024	0,077	-2,203	0,042584	0,007	0,106	203	0
Стронций	0,688	1,292	-4,744	0,000088	0,159	0,296	3,453	0,175

Применение наряду с традиционными параметрическими критериями непараметрических связано с тем, что распределения рассматриваемых показателей качества воды, как правило, не описываются нормальным распределением, что обусловливает некорректность использования параметрических показателей.

Как следует из таблиц 3.2, 3.3, колебания большинства показателей качества воды в отводимых стоках достаточно нестабильны. Проверка гипотезы на однородность исследуемых выборок с использованием критерия Стьюдента (таблица 3.2) была отвергнута для более 54 % от всех контролируемых показателей, кроме хлорид-ионов, аммоний-иона, магния, нефтепродуктов, фенолов, железа, цинка, меди, ванадия, алюминия. В колебаниях таких

ингредиентов как взвешенные вещества, нитрат-ионы, нитрит-ионы, $БПК_{полн}$, марганец, АПАВ наблюдалась тенденция к их снижению, в отличие от показателей качества воды – сульфаты, сухой остаток молибден, фосфаты, фосфор, стронций, которые имеют тенденцию к некоторому росту.

Таблица 3.3. Оценка однородности содержания загрязняющих веществ в отводимых сточных водах предприятия горно-химической промышленности за период с 2016 по 2020 гг. с использование непараметрических критериев однородности Манна-Уитни, Z (Красным цветом отмечены ингредиенты, значения которых неоднородны на уровне p <0,05)

Название вещества	Сумма рангов 1 группы	Сумма рангов 2 группы	U	Z 1 группы	p 1 группы	Z 2 группы	p 2 группы
Взвешенные вещества	1134	462	56	5,498	0,00000004	5,514	0,00000004
Фосфат-ионы	570	1026	164	-3,728	0,000193	-3,733	0,000189
Сульфат-ионы	558	1038	152	-3,925	0,0000869	-3,925	0,0000868
Хлорид-ионы	757	839	351	-0,664	0,507	-0,664	0,507
Нитрат-ионы	1002	595	189	3,327	0,000879	3,343	0,000828
Нитрит-ионы	887	545	139	3,759	0,000170	3,824	0,000131
Аммоний-ион	853	743	337	0,893	0,372	1,468	0,142
Магний	677	863	299	-1,322	0,186	-1,322	0,186
Сухой остаток	415	113	9	-2,65	0,008060	-2,650	0,008054
Нефтепродукты	922	675	269	2,016	0,0438	2,016	0,0438
$БПК_{полн}$	985	612	206	3,048	0,00230	3,050	0,00229
Фенолы	826	771	365	0,442	0,658	0,446	0,656
Железо	784	813	378	-0,229	0,819	-0,229	0,818
Марганец	1048	548	142	4,089	0,0000434	4,091	0,0000430
Цинк	602	995	196	-3,212	0,00132	-3,310	0,000932
Медь	913	683	277	1,876	0,061	1,886	0,059
Ванадий	940	657	251	2,311	0,0209	2,516	0,0119
Молибден	579	1018	173	-3,589	0,000332	-3,856	0,000115
Алюминий	164	26	16	1,350	0,177	1,569	0,117
АПАВ	752	474	68	4,566	0,000005	4,602	0,000004
Фосфор общий	145	27	21	0,178	0,859	0,190	0,849
Стронций	27	298	6	-3,213	0,001313	-3,214	0,001307

Согласно данным таблицы 3.3, при использовании для оценки непараметрических критериев менее 36 % всех показателей качества воды в отводимых сточных водах предприятия горно-химической промышленности проходят проверку на однородность.

Результаты кластерного анализа, представленные на рисунке 3.6, демонстрируют образование отдельных кластеров в отводимых стоках данного предприятия. Наиболее отчетливо выделяются два кластера: первый включает <сухой остаток, хлориды, сульфаты>; второй – <АПАВ, нитриты, нитраты> [Лепихин А.П. и др., 2023а].

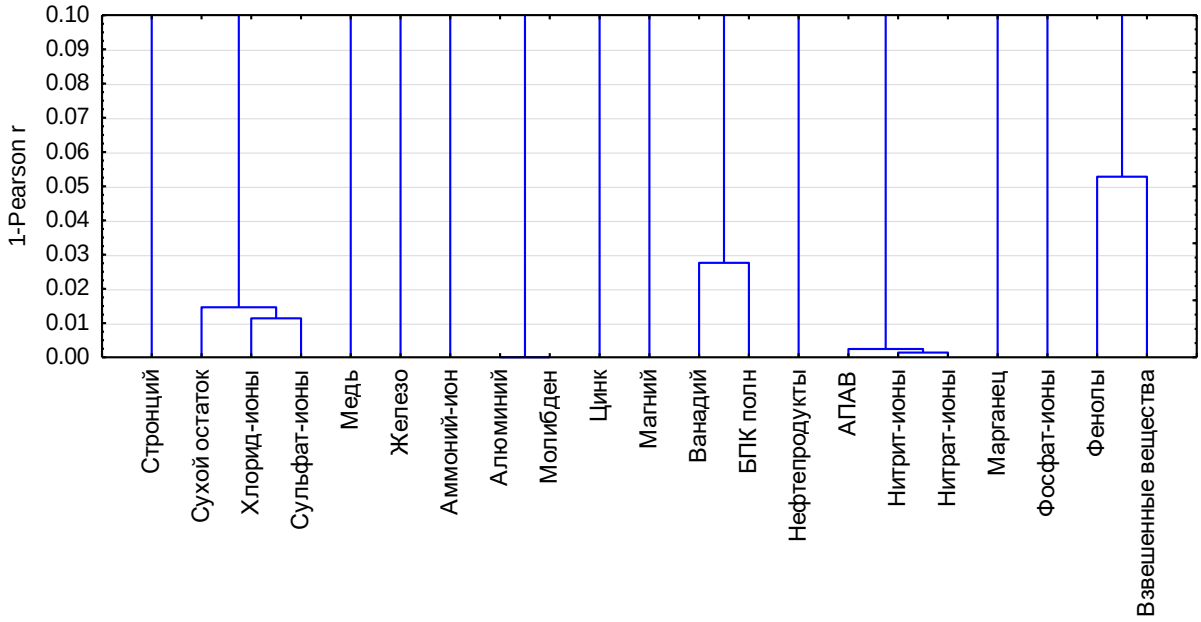


Рисунок 3.6. Дендрограмма результатов кластерного анализа химических показателей воды с использованием критерия близости Пирсона в отводимых стоках предприятия горно-химической промышленности

Более подробно рассмотрены статистические критерии оценки нормальности распределения содержания в воде загрязняющих веществ в отводимых стоках предприятия горно-химической промышленности за период 2016–2020 гг. с использованием критериев Колмогорова-Смирнова с поправкой Лиллиефорса, хи-квадрата Пирсона и Шапиро-Уилка [Кобзарь А.И., 2006], позволяющие принять или отвергнуть нулевую гипотезу о нормальном законе распределения (таблица 3.4) [Лепихин А.П. и др., 2023а].

Таблица 3.4. Критерии оценки нормальности распределения содержания загрязняющих веществ в отводимых сточных водах предприятия горно-химической промышленности за 2016 - 2020 гг.

Название вещества	Коэффициент вариации (Cv)	Стандартная ошибка оценки среднего арифметического значения (Cv/√N)	Коэффициент асимметрии (Cs)	Отношение Cs/σ(Cs)	Критерий хи-квадрат Пирсона	Критерий Колмогорова-Смирнова с поправкой Лиллиефорса	Критерий Шапиро-Уилка
Взвешенные вещества	0,555	0,074	0,713	2,235	34,1	0,27	0,853
Фосфат-ионы*	**0,421**	0,056	**0,326**	**1,023**	**13,9**	**0,125**	**0,938**
Сульфат-ионы*	**0,244**	0,033	**-1,365**	**-4,278**	**30,6**	**0,169**	**0,862**
Хлорид-ионы*	**0,260**	0,035	**-0,433**	**-1,356**	**3,18**	**0,107**	**0,959**
Нитрат-ионы*	**0,807**	0,108	**0,457**	**1,432**	**19,1**	**0,154**	**0,894**
Нитрит-ионы	0,936	0,129	0,897	2,740	24,9	0,165	0,868

Название вещества	Коэффициент вариации (Cv)	Стандартная ошибка оценки среднего арифметического значения (Cv/√N)	Коэффициент асимметрии (Cs)	Отношение Cs/σ(Cs)	Критерий хи-квадрат Пирсона	Критерий Колмогорова-Смирнова с поправкой Лиллиефорса	Критерий Шапиро-Уилка
Аммоний-ион	0,096	0,013	-3,031	-9,500	70,9	0,444	0,386
Магний*	**0,243**	0,033	**-0,975**	**-3,032**	**6,61**	**0,127**	**0,948**
Сухой остаток*	**0,114**	0,020	**-0,880**	**-2,123**	**6,53**	**0,161**	**0,915**
Нефтепродукты*	**0,627**	0,084	**1,517**	**4,757**	**12,7**	**0,182**	**0,893**
$БПК_{полн}$*	**0,369**	0,049	**-0,162**	**-0,506**	**8,05**	**0,117**	**0,968**
Фенолы	2,016	0,269	4,714	14,778	59,2	0,318	0,47
Железо*	**0,571**	0,076	**0,937**	**2,938**	**13,3**	**0,131**	**0,927**
Марганец*	**0,620**	0,083	**0,909**	**2,851**	**13,8**	**0,139**	**0,929**
Цинк	1,911	0,255	3,762	11,794	145	0,41	0,413
Медь*	**0,472**	0,063	**0,607**	**1,903**	**10,4**	**0,151**	**0,958**
Ванадий	2,029	0,271	7,267	22,8	-	0,479	0,201
Молибден	0,592	0,079	0,952	2,985	38,3	0,287	0,861
Алюминий	0,537	0,123	2,23	4,258	-	0,396	0,687
АПАВ	0,696	0,099	3,872	11,393	29,9	0,233	0,629
Фосфор общий	1,285	0,303	4,031	7,517	-	0,378	0,398
Стронций*	**0,326**	0,065	**-0,323**	**-0,697**	**4,82**	**0,179**	**0,912**

Примечание: * – распределения показателей качества воды, близкие к нормальному по критериям Колмогорова – Смирнова, Лиллиефорса, Шапиро-Уилка, Пирсона.

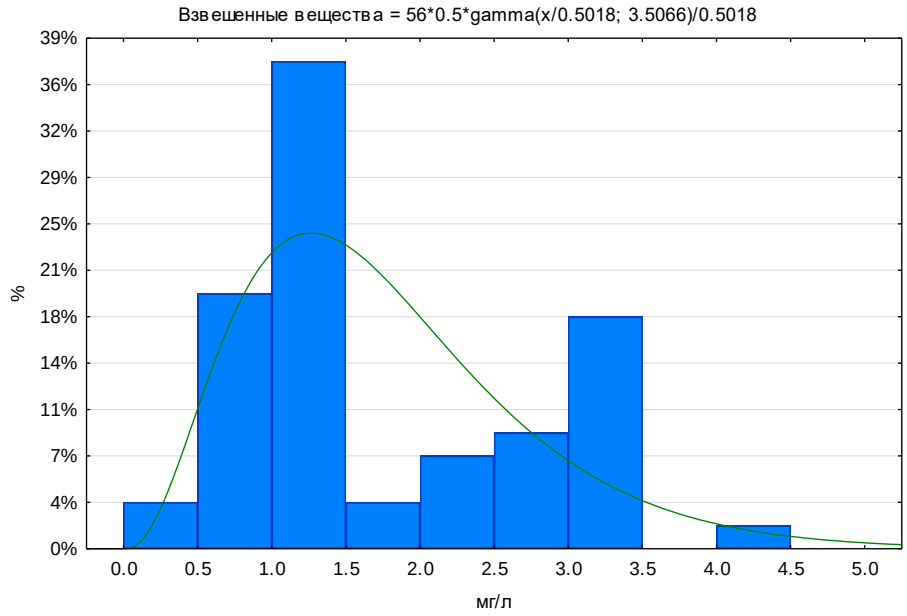
Как следует из таблицы 3.4, характерной особенностью макрокомпонентов (сульфаты, хлориды, $БПК_{полн}$, аммоний, магний, сухой остаток, стронций) является их существенная отрицательная асимметрия, т. е. наблюдаются более значительные отклонения от средних значений в сторону понижения, чем в сторону повышения. Естественно, такая ситуация с позиции обеспечения надежности выполнения регламентных нормативов весьма благоприятна. В то же время распределение фенолов, цинка, ванадия и фосфора характеризуется высокой, статистически значимой асимметрией. Безусловно, контролю содержания данных ингредиентов должно уделяться повышенное внимание [Лепихин А.П. и др., 2023а].

Как видно из таблицы 3.4, рассматриваемые показатели качества воды: взвешенные вещества, нитриты, аммоний, фенолы, цинк, ванадий, молибден, алюминий, АПАВ, фосфор, составляющие 45 % от общего количества рассматриваемых показателей, не описываются нормальным распределением (распределением Гаусса) в отличие от других показателей (фосфаты, сульфаты, хлориды, нитраты, магний, сухой остаток, нефтепродукты, $БПК_{полн}$, железо, марганец, медь, стронций), составляющих 55 % от общего количества, подчиняющихся нормальному закону распределения.

Показано, что характерные гистограммы плотности и функции распределения имеют «тяжелые» хвосты для концентраций ВВ, нитритов и молибдена, представленные на рисунках

3.7 - 3.9, с характерной асимметрией Cs 0,713, 0,897 и 0,952 соответственно. ВВ с асимметрией Cs ~ 0,713 имеют максимум повторяемостей в диапазоне концентраций 1,0–1,5 мг/л (рисунок 3.7). Колебания концентрации ВВ существенно отличается от нормального распределения и ведет себя как Гамма-распределение, при этом характеризуется ярко выраженной бимодальностью.

(а)



(б)

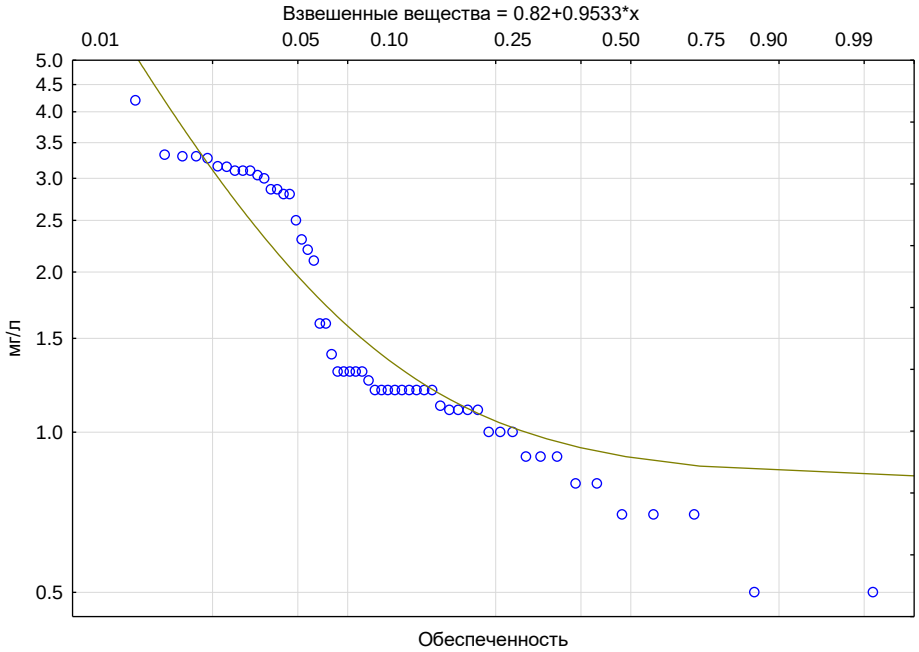
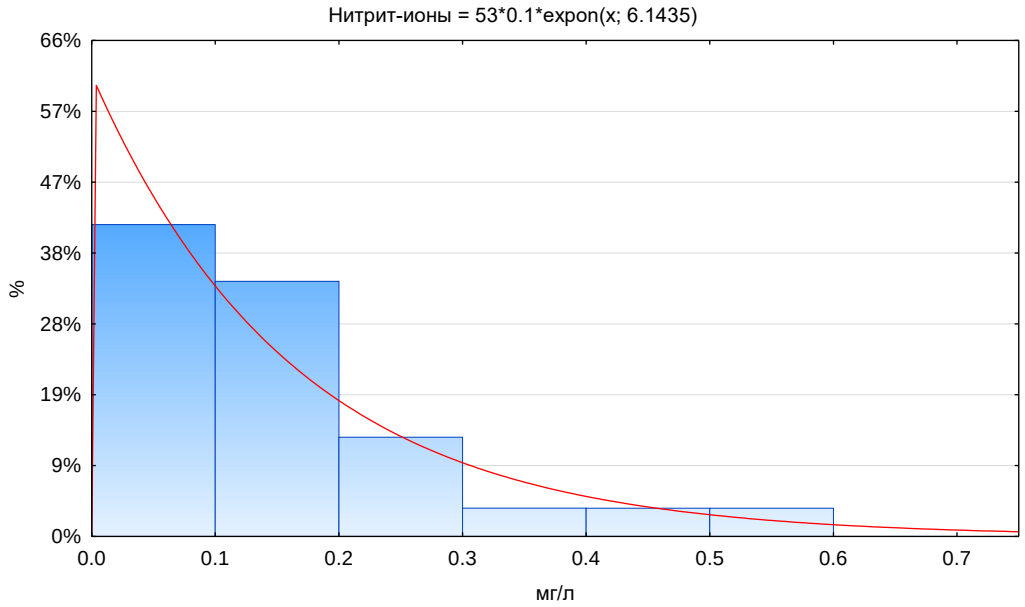


Рисунок 3.7. Гистограмма плотности распределения (а) и интегральная функция распределения (б) концентрации взвешенных веществ

Нитриты с характерной асимметрией 0,897 имеют максимум вероятных значений концентраций – 0,1 мг/л (рисунок. 3.8). Распределение концентрации нитритов подчиняется

экспоненциальному распределению с критерием Колмогорова–Смирнова 0,047 и критерием Пирсона – 2,69. Молибден с характерной асимметрией 0,95 имеет максимум вероятных значений в диапазоне концентраций 0,0005–0,001 мг/л (рисунок 3.9). Распределение концентрации молибдена описывается лог-нормальным распределением с критерием Колмогорова-Смирнова 0,142 и критерием Пирсона – 34.

(а)



(б)

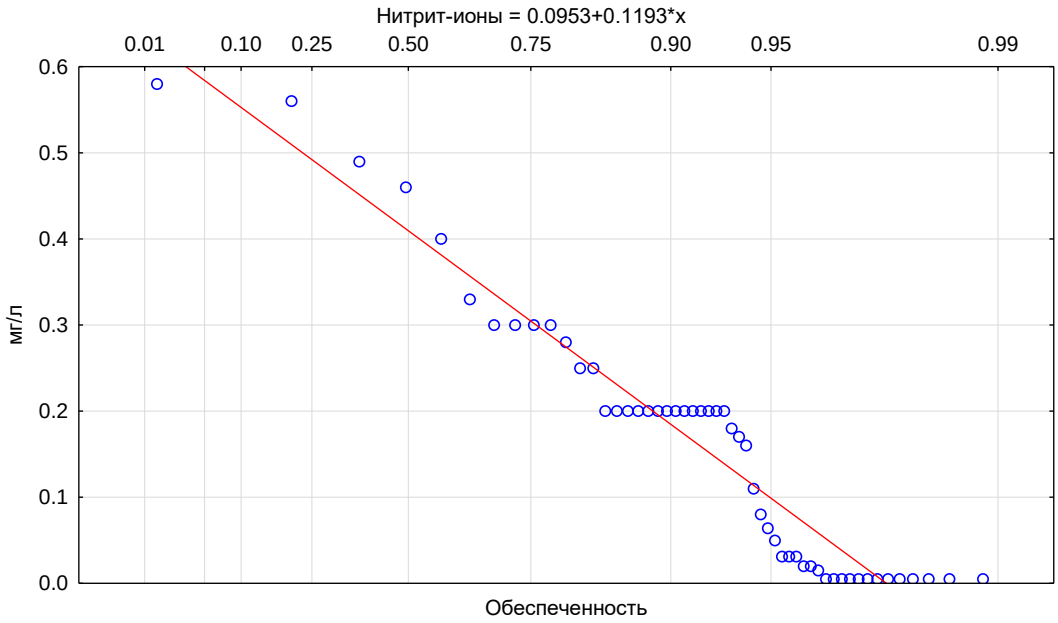
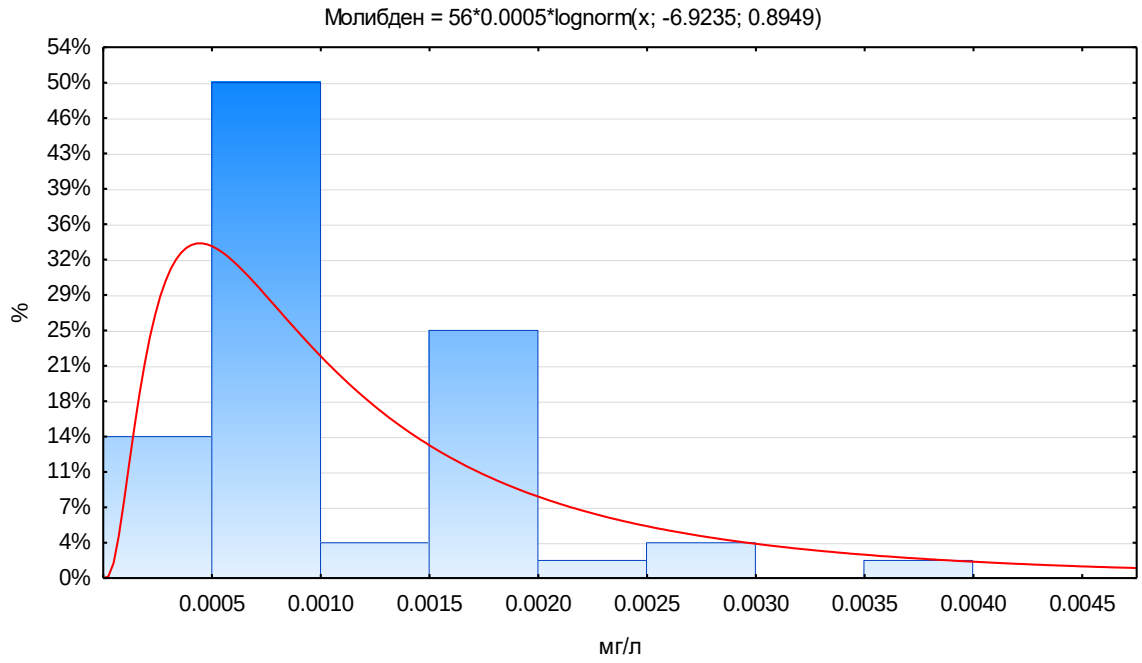


Рисунок 3.8. Гистограмма плотности распределения (а) и интегральная функция распределения (ба) концентрации нитритов

(а)



(б)

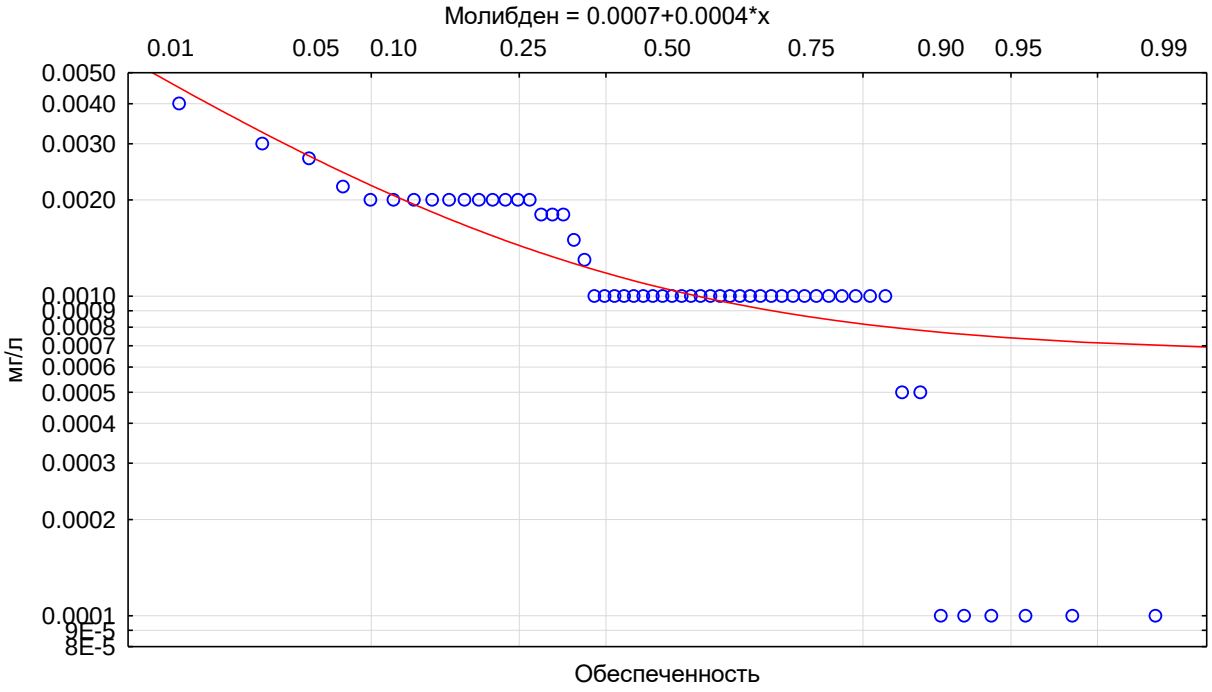


Рисунок 3.9. Гистограмма плотности распределения (а) и интегральная функция распределения (б) концентрации молибдена

Проведенный выше анализ показывает, что вид плотности распределения зависит от генезиса рассматриваемого показателя в отводимых стоках. При доминировании локальных факторов характер распределения изменяется, например, для взвешенных веществ, нитритов и молибдена. Данные показатели качества воды рассмотрены как пример альтернативного поведения по сравнению с другими показателями.

3.3.2. Особенности статистических распределений загрязняющих ингредиентов в сточных водах предприятия коммунального хозяйства

Для оценки однородности рассматриваемая выборка ежемесячных значений показателей качества отводимых сточных вод выпуска предприятия коммунального водоснабжения, расположенного в 32 км ниже плотины Камской ГЭС, находящегося в подпоре от Воткинской ГЭС, за период 2018–2021 гг. была разбита на две равные группы: первая – с января 2018 г. по сентябрь 2019 г., вторая – с октября 2019 г. по сентябрь 2021 г. Как видно из таблицы 3.5, даже в течение такого относительно непродолжительного периода колебания целого ряда ингредиентов нельзя рассматривать как стационарные. Несмотря на то, что большинство показателей качества воды в отводимых стоках достаточно стабильно, содержание ряда ингредиентов (взвешенные вещества, АСПАВ, сухой остаток и железо) имеет тенденцию к их снижению, а pH – к повышению.

Таблица 3.5. Оценка однородности состава отводимых стоков предприятия коммунального водоснабжения с использование параметрических критериев Стьюдента (t) и Фишера (F) (Красным цветом отмечены ингредиенты, значения которых неоднородны на уровне p <0,05)

Название вещества	Среднее 1 группы	Среднее 2 группы	t	p	Среднее откло-нение 1 группы	Среднее откло-нение 2 группы	F	p
Взвешенные вещества	9,023	8,281	2,428	0,019	0,614	1,324	4,647	0,001
$БПК_{полн}$	12,751	11,809	0,740	0,464	4,899	3,492	1,967	0,126
Сульфат-анион	193	175	0,918	0,364	69,886	59,155	1,396	0,449
Хлорид-анион	115,5	115,9	0,085	0,932	20,880	19,594	1,136	0,774
Нефтепродукты	0,099	0,103	-0,292	0,772	0,033	0,047	1,990	0,117
Аммоний-ион	1,272	1,255	0,149	0,883	0,443	0,316	1,962	0,128
Нитрат-анион	53,426	64,513	-1,922	0,061	18,084	20,585	1,296	0,551
Нитрит-анион	0,802	0,692	1,141	0,260	0,265	0,377	2,015	0,110
АСПАВ	0,193	0,126	3,850	0,000	0,068	0,046	2,134	0,088
НПАВ	0,100	0,089	1,673	0,102	0,016	0,029	3,567	0,005
Фенолы	0,000	0,000	0,973	0,336	0,000	0,000	1,888	0,158
Фосфаты (по P)	1,371	1,675	-1,814	0,077	0,398	0,695	3,045	0,012
Цинк	0,015	0,014	0,445	0,659	0,007	0,008	1,134	0,771
Медь	0,003	0,004	-0,748	0,458	0,003	0,004	1,578	0,296
Сухой остаток	707	602	2,316	0,025	186	102	3,295	0,008
Свинец	0,006	0,008	-0,630	0,532	0,011	0,009	1,521	0,341
Никель	0,013	0,010	1,049	0,300	0,009	0,008	1,324	0,524
Железо	0,213	0,100	3,168	0,003	0,152	0,070	4,714	0,001
ХПК	32,119	32,190	-0,040	0,969	6,200	5,946	1,087	0,851
Кобальт	0,014	0,014	-0,111	0,912	0,008	0,016	3,877	0,024
Алюминий	0,047	0,046	0,053	0,958	0,034	0,039	1,337	0,632
Температура	17,055	16,806	0,169	0,867	3,683	3,933	1,140	0,880
Водородный показатель	7,310	7,497	-3,034	0,005	0,221	0,127	3,020	0,035
Растворенный кислород	7,87	8,20	-1,17	0,25	0,222	0,787	13,05	0,0019

При сравнении данных таблиц 3.5, 3.6 показаны некоторые различия в выделении показателей, колебания которых нестационарны. Согласно таблице 3.6 при использовании для

оценки непараметрических критериев 75 % всех показателей качества воды в отводимых сточных водах предприятия коммунального водоснабжения проходят проверку на однородность в отличие от предприятия горно-химической промышленности, где только 36 % всех показателей прошли данную проверку.

Таблица 3.6. Оценка однородности состава отводимых стоков предприятия коммунального водоснабжения с использование непараметрических критериев однородности Манна-Уитни, Z (Красным цветом отмечены ингредиенты, значения которых неоднородны на уровне p <0,05)

Название вещества	Сумма рангов 1 группы	Сумма рангов 2 группы	U	Z 1 группы	p 1 группы	Z 2 группы	p 2 группы
Взвешенные вещества	689	346	93	3,622	0,000	3,625	0,000
БПКполн.	595	441	188	1,476	0,140	1,477	0,140
Сульфат-анион	571	464	211	0,942	0,346	0,942	0,346
Хлорид-анион	534	501	248	0,102	0,919	0,102	0,919
Нефтепродукты	548	487	234	0,420	0,674	0,420	0,674
Аммоний-ион	531	504	251	0,034	0,973	0,034	0,973
Нитрат-анион	483	552	207	-1,033	0,302	-1,033	0,302
Нитрит-анион	597	438	185	1,533	0,125	1,533	0,125
АСПАВ	681	355	102	3,429	0,001	3,430	0,001
НПАВ	526	509	250	-0,057	0,955	-0,058	0,953
Фенолы	513	477	237	-0,094	0,925	-0,096	0,923
Фосфаты (по Р)	426	609	150	-2,327	0,020	-2,328	0,020
Цинк	540	495	242	0,238	0,812	0,239	0,811
Медь	522	513	246	-0,148	0,883	-0,150	0,881
Сухой остаток	607	428	175	1,760	0,078	1,760	0,078
Свинец	429	607	153	-2,271	0,023	-2,337	0,019
Никель	551	484	231	0,488	0,625	0,491	0,624
Железо	635	400	147	2,395	0,017	2,407	0,016
ХПК	540	495	242	0,238	0,812	0,238	0,812
Кобальт	231	364	111	0,739	0,460	0,742	0,458
Алюминий	211	384	131	0,018	0,986	0,018	0,985
Температура	170	358	105	0,183	0,855	0,183	0,855
Водородный показатель	108	420	53	-2,297	0,022	-2,309	0,021
Растворенный кислород	95	401	59	-1,467	0,142	-1,469	0,142

Оценка связности на основе кластерного анализа химических показателей воды с использованием критерия близости Пирсона представляет собой образование отдельных характерных кластеров в отводимых стоках выпусков предприятия коммунального водоснабжения: <сухой остаток, хлориды, сульфаты> и <аммоний, ХПК, $БПК_{полн}$, нитриты> (рисунок 3.10).

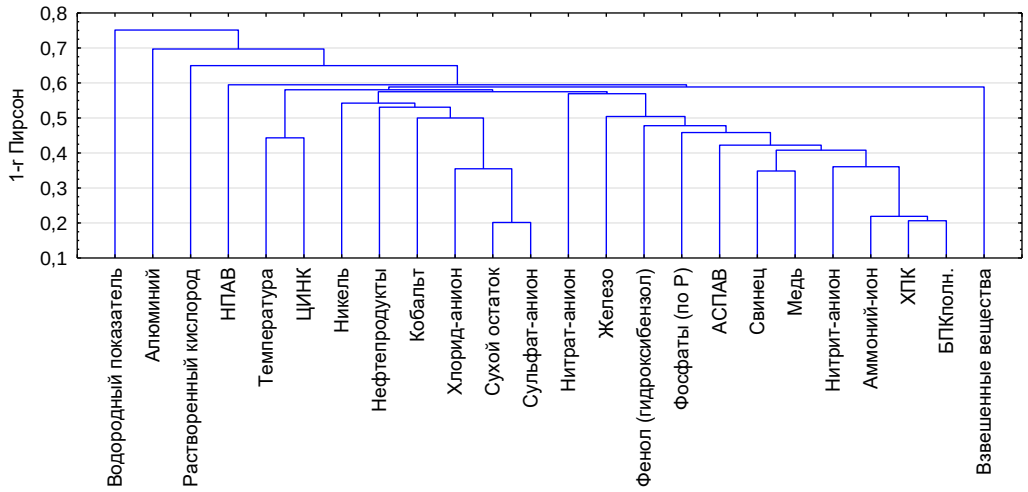
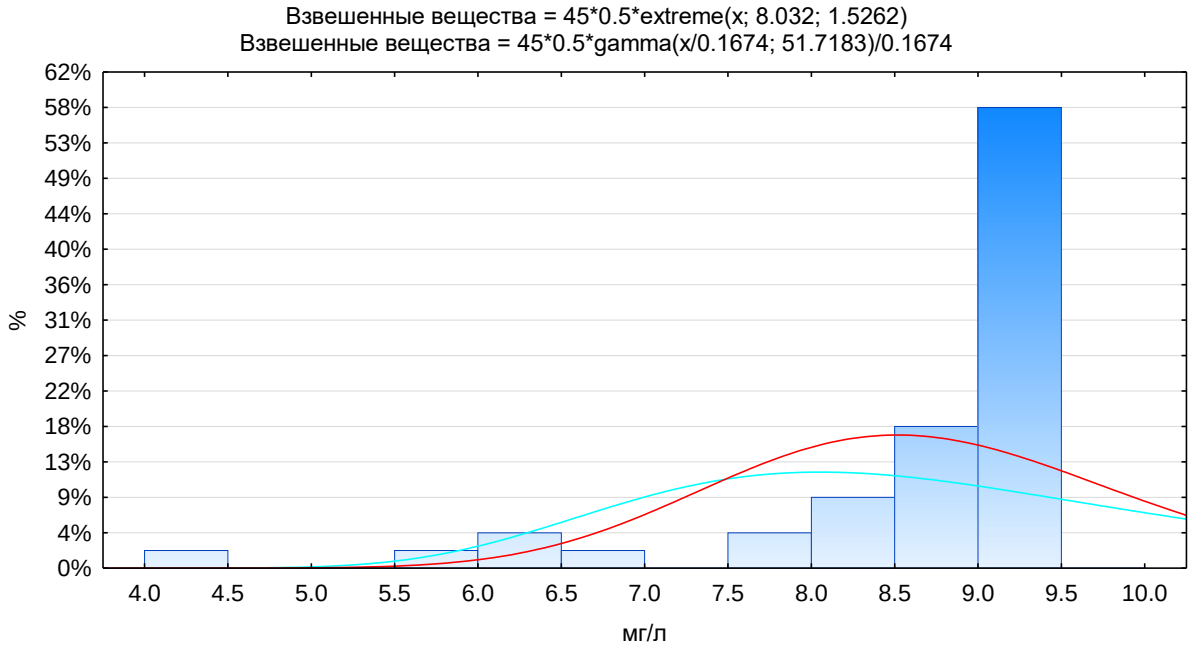


Рисунок 3.10. Дендрограмма результатов кластерного анализа химических показателей воды с использованием критерия близости Пирсона в отводимых стоках

На рисунках 3.11, 3.12. представлены характерные гистограммы плотности и функции распределения концентраций таких показателей качества воды как ВВ и $БПК_{полн}$, которые не подчиняются нормальному распределению.

ВВ имеют распределение с отрицательной асимметрией, смещенный вправо узкий пик в области больших вероятных значений в диапазоне концентраций 9,0 – 9,5 мг/л, длинный «хвост» тянется в область малых значений до 4 мг/л. Распределение концентрации ВВ подчиняется экстремальному распределению в области больших значений, а в области малых – Гамма распределению, характерному и для распределения ВВ в сточных водах предприятия горно-химический промышленности (рисунки 3.7, 3.11).

(а)



(б)

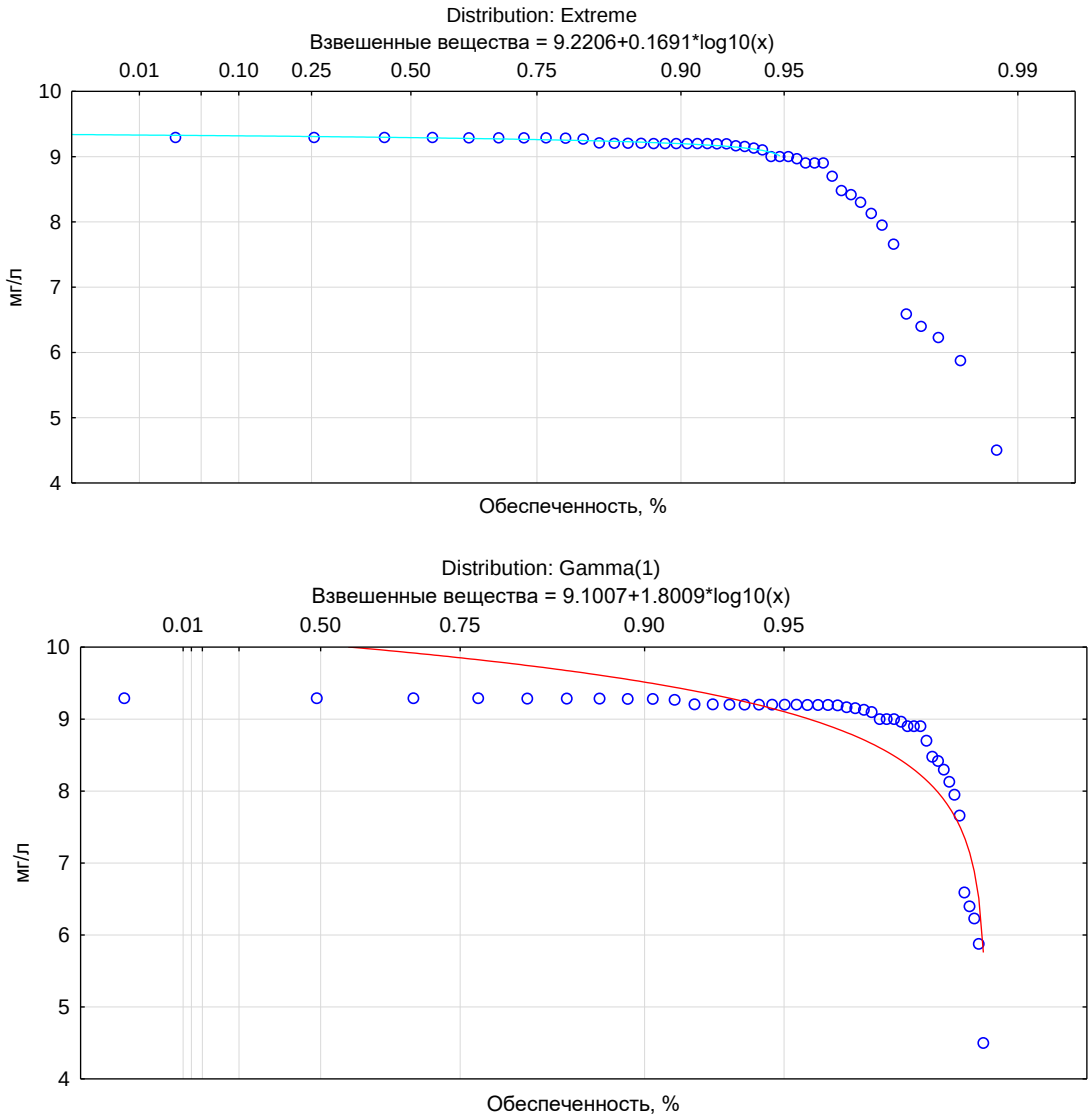
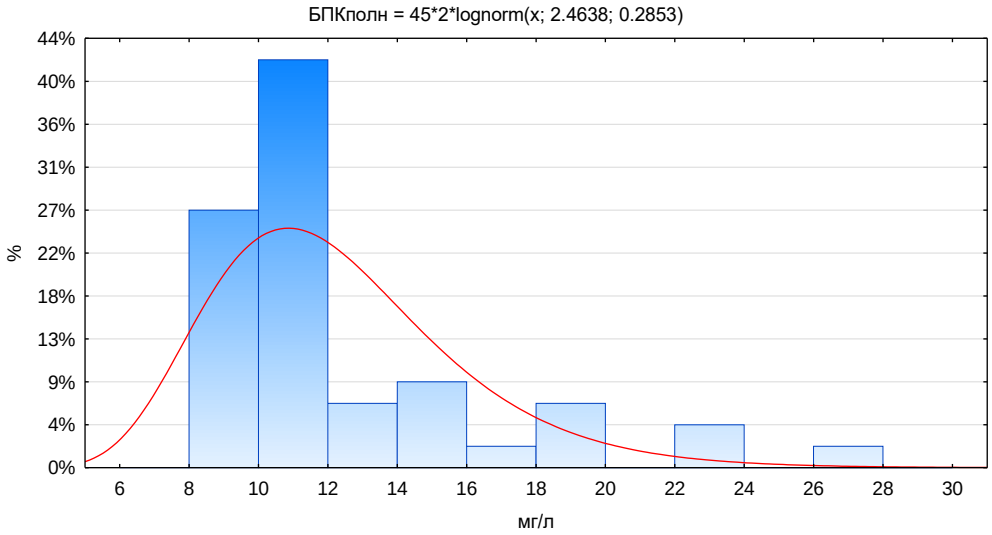


Рисунок 3.11. Гистограмма плотности распределения (а) и интегральная функция распределения (б) взвешенных веществ в отводимых стоках

Колебания концентрации $БПК_{полн}$ подчиняются лог-нормальному распределению с критерием Колмогорова–Смирнова 0,159 и критерием Пирсона 10,7. При этом $БПК_{полн}$ с асимметрией 1,876 имеет узкий пик вероятных значений концентраций в области малых значений в диапазоне 10–12 мг/л с длинным «хвостом» в область больших значений до 28 мг/л.

(а)



(б)

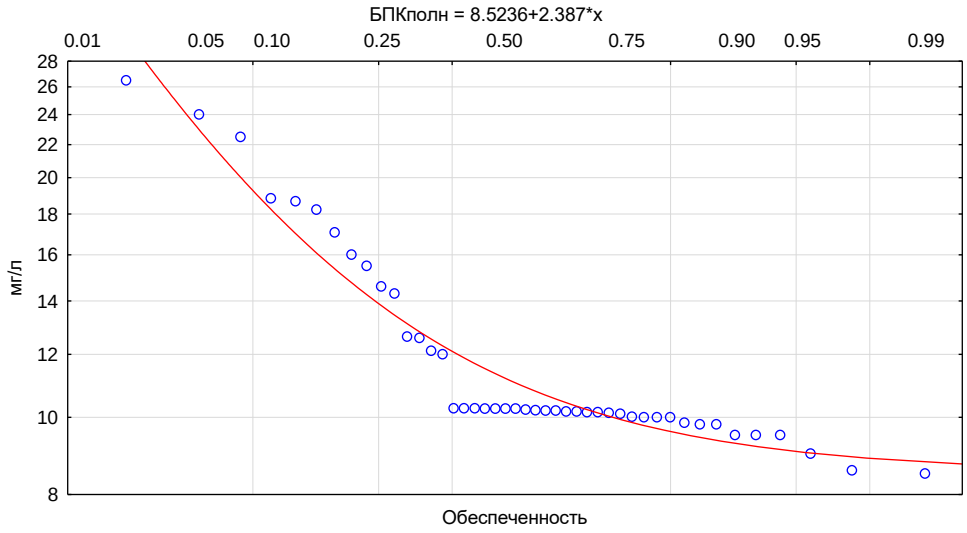


Рисунок 3.12. Гистограмма плотности распределения (а) и интегральная функция распределения (б) $БПК_{полн}$ в отводимых стоках

Как видно из рисунков 3.11, 3.12, гистограммы плотности распределения и интегральные функции распределения показателей качества воды в выпусках отводимых сточных вод, характеризующие вероятности наблюдения некоторых экстремальных значений, наглядно демонстрируют распределение характерных контролируемых показателей качества воды, не подчиняемые нормальному распределению. Они позволяют получить достаточно полную и объективную картину качества отводимых стоков.

Рассмотрены статистические оценки нормальности распределения содержания в воде загрязняющих веществ в отводимых стоках предприятия коммунального водоснабжения за 2018–2021 гг. с использованием различных критериев Колмогорова–Смирнова с поправкой Лиллиефорса, хи-квадрата Пирсона и Шапиро-Уилка (таблица 3.7).

Таблица 3.7. Оценка нормальности распределения содержания загрязняющих веществ в отводимых стоках предприятия коммунального водоснабжения за 2018– 2021 гг.

Название вещества	Коэффициент изменчивости (Cv)	Стандартная ошибка оценки среднего арифметического значения (Cv/√N)	Коэффициент асимметрии (Cs)	Отношение Cs/σ(Cs)	Критерий Хи-квадрат Пирсона	Критерий Колмогорова-Смирнова с поправкой Лиллиефорса	Критерий Шапиро-Уилка
Взвешенные вещества	0,125	0,019	-2,360	-6,672	64,5	0,321	0,622
$БПК_{полн}$	0,346	0,052	1,876	5,304	32,3	0,35	0,71
Сульфат-анион*	**0,351**	0,052	**0,222**	**0,627**	**9,529**	**0,128**	**0,939**
Хлорид-анион*	**0,174**	0,026	**-0,205**	**-0,581**	**6,253**	**0,139**	**0,938**
Нефтепродукты*	**0,395**	0,059	**0,967**	**2,733**	**18,3**	**0,154**	**0,929**
Аммоний-ион	0,302	0,045	1,200	3,393	30,9	0,288	0,823
Нитрат-анион*	**0,339**	0,050	**0,670**	**1,893**	**10,3**	**0,132**	**0,924**
Нитрит-анион*	**0,435**	0,065	**-0,108**	**-0,304**	**36,1**	**0,194**	**0,922**
СПАВа/а*	**0,416**	0,062	**0,927**	**2,621**	**14,1**	**0,1297**	**0,924**
СПАВн/г	0,252	0,037	-2,822	-7,979	70,4	0,241	0,666
Фенолы	0,951	0,143	1,095	3,064	37,5	0,2	0,785
Фосфаты (по Р)*	**0,380**	0,057	**-0,394**	**-1,114**	**4,84**	**0,133**	**0,958**
Цинк*	**0,505**	0,075	**-0,409**	**-1,156**	**2,056**	**0,102**	**0,954**
Медь	1,155	0,172	1,206	3,411	41,2	0,256	0,781
Сухой остаток*	**0,242**	0,036	**0,778**	**2,200**	**8,8**	**0,167**	**0,939**
Хром +3	1,430	0,213	0,732	2,069	68,1	0,424	0,595
Свинец	1,390	0,207	1,160	3,280	22,6	0,366	0,721
Никель*	**0,717**	0,107	**0,656**	**1,854**	**5,39**	**0,177**	**0,933**
Железо*	**0,833**	0,124	**0,553**	**1,563**	**5,33**	**0,158**	**0,913**
ХПК	0,187	0,028	0,807	2,281	32,9	0,287	0,854
Хром +6	1,430	0,213	0,732	2,069	68,1	0,424	0,595
Кобальт	0,961	0,165	1,776	4,407	4,37	0,238	0,813
Алюминий*	**0,798**	0,137	**0,982**	**2,437**	**6,3**	**0,154**	**0,905**
Температура*	**0,225**	0,040	**0,277**	**0,669**	**4,69**	**0,186**	**0,937**
Водородный показатель*	0,024	0,004	-0,639	-1,541	-	0,133	0,964
Растворенный кислород*	**0,086**	0,015	**0,421**	**1,002**	**-**	**0,107**	**0,973**

Примечание: * – распределения показателей качества воды, близкие к нормальному по критериям Колмогорова–Смирнова, Лиллиефорса, Шапиро-Уилка, Пирсона

Согласно таблице 3.7, оценка нормальности распределения при использовании критериев Колмогорова–Смирнова с поправкой Лиллиефорса, хи-квадрата Пирсона и Шапиро-Уилка позволяет принять нулевую гипотезу о нормальном законе распределения таких показателей качества воды как сухой остаток, сульфаты, хлориды, нитриты, фосфаты, цинк, растворенный кислород, $СПАВ_{а/а}$, нефтепродукты, нитраты никель, железо, кобальт и алюминий, составляющих 58 % от общего количества показателей качества воды. В то же время распределение таких ингредиентов как взвешенные вещества, $БПК_{полн}$, аммоний-ион, $СПАВ_{н/г}$, фенолы, медь, хром, свинец, ХПК, кобальт, составляющих 42 % от общего количества рассматриваемых показателей, не описываются нормальным распределением.

В результате выполненного исследования были сделаны следующие выводы:

1. Проведенные оценки показали, что статистические характеристики химического состава сточных вод коммунального предприятия характеризуются большей устойчивостью, чем сточные воды предприятий горно-химического производства. Данное обстоятельство обусловливается тем, что коммунальные стоки формируются под воздействием значительно большего количества независимых факторов, чем отводимые сточные воды крупного промышленного предприятия.

2. Рассмотренные статистически однородные выборки колебаний содержания регламентируемых ингредиентов отводимых сточных вод, имеющих принципиально различный генезис, показали, что несмотря на существенное различие условий формирования химического состава коммунальных сточных вод и промышленного предприятия горно-химического профиля список ингредиентов, описываемых нормальным распределением, довольно близок: растворенный кислород, сульфаты, хлориды, сухой остаток, фосфаты, железо, нефтепродукты. В то же время колебания ВВ, фенолов не описываются на рассматриваемых объектах нормальным распределением, так как их статистические колебания определяются более сложной совокупностью технологических факторов [Синцова Т.Н. и др., 2022; Синцова Т.Н., 2024]

3.4. Сопоставительная оценка функций распределения показателей качества воды в условно естественном состоянии и при техногенной нагрузке на примере р. Кама в районе г. Перми

Город Пермь является крупнейшим культурным, административным и промышленным центром на р. Каме. В 200 км выше от нее, по р. Каме, располагается и активно разрабатывается второе в мире по запасам калийно-магниевых руд Верхнекамское месторождение калийно-магниевых солей (ВКМКМС). В связи с этим представляет существенный интерес влияние промышленных комплексов на р. Каму в масштабах г. Перми и оценка роли техногенных и естественных факторов на ее формирование. Город Пермь будучи крупным промышленным, административным центром сам характеризуется значительным объемом отведения сточных вод. Основной доминирующий сброс сточных очищенных вод осуществляется через выпуск сточных вод, расположенный в 32 км ниже плотины Камской ГЭС, и находящийся в подпоре от Воткинской ГЭС. Гидрологический режим данного участка определяется особенностью работы как Камской, так и Воткинской ГЭС. Характерной особенностью в районе размещения рассматриваемого водовыпуска является то, что он располагается в непосредственной близости от границ Индустриального (городского) района, Пермского (сельского) района и Кировского (городского) района (рисунок 3.13) [Синцова Т.Н. и др., 2022].

Рисунок 3.13. Схема расположения выпуска сточных вод ООО «Новогор-Прикамье»

Гидрохимический режим любого водного объекта носит стохастический характер и определяется достаточно сложным сочетанием естественных и антропогенных факторов. При этом в зависимости от почвенно-геохимических условий водосборной площади, условий формирования химического стока, естественного содержания химических ингредиентов он может очень существенно различаться и варьировать внутри года в весьма широком диапазоне. На гидрохимический режим р. Камы в районе г. Перми существенное влияние, в первую очередь, на содержание макрокомпонентов оказывает Соликамско-Березниковский промышленный комплекс. Особенности формирования гидрохимического режима р. Камы описаны в работах [Лепихин А.П., 2003; Лепихин А.П. и др., 2003; 2008; 2026]. Характерной особенностью изменений гидрохимических показателей качества воды водных объектов является то, что распределения рассматриваемых показателей качества воды, как правило, не описываются нормальным распределением [Лепихин А.П. и др., 2000; Lepikhin A.P. et al., 2022; Кобзарь А.И., 2006], что приводит к некорректности использования параметрических показателей. В связи с этим использование традиционных методов параметрического статистического анализа в общем случае некорректно, и при использовании статистических оценок основной упор был сделан на использование непараметрических показателей. Для анализа были использованы два массива

гидрохимической информации: данные наблюдений Пермского ЦГМС с 1974 по 2002 гг. и материалы ведомственного мониторинга, выполненного за период 2018-2021 гг. в пределах г. Перми (в первую очередь, данные ООО «Новогор-Прикамье»).

Наиболее объективный анализ статистик приоритетных показателей качества воды может быть построен при сопоставительной оценке функций распределения показателей качества воды в условно естественном состоянии и при техногенной нагрузке. В связи с этим проводится статистический анализ первичной гидрохимической информации по качеству водных масс в фоновом и контрольном створах. Данная обработка была выполнена с использованием лицензионного пакета программы Statistica v 10. Проведенный статистический анализ включает в себя оценку однородности рассматриваемых рядов с использованием как традиционных параметрических, так и непараметрических критериев; оценку связности рассматриваемых гидрохимических показателей качества воды с использованием как параметрических, так и непараметрических показателей; кластерного анализа; оценку функций распределений как в интегральном, так и дифференциальном виде.

Регулярные гидрохимические наблюдения в районе г. Перми проводятся с 1974 года территориальным органом Росгидромета (Пермским ЦГМС). Для сравнительной оценки влияния сброса промышленных сточных вод предприятий г. Перми исследуется химический состав воды в черте г. Перми, 0,5 км ниже плотины КамГЭС и в г. Пермь, в 16 км ниже г. Перми, 0,7 км ниже впадения р. Мулянки. В таблицах 3.8, 3.9 представлены характерные концентрации загрязняющих веществ в створах р. Кама – в черте г. Перми и ниже г. Перми.

Таблица 3.8. Среднемесячные концентрации загрязняющих веществ для р. Камы в створе р. Кама – в черте г. Перми, 0,5 км ниже плотины КамГЭС (1974 – 2002 гг.) (мг/л)

Месяц	Весна			Лето-осень					Зима			
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III
Взвешенные вещества	9,87	17,2	8,08	6,11	4,16	3,79	3,35	7,60	3,31	3,42	4,79	5,66
Сульфаты	99,3	20,5	18,4	26,7	35,5	49,0	63,1	71,8	76,8	83,6	95,5	102
Хлориды	179	26,0	17,0	21,7	31,5	39,6	60,1	82,5	100	111	113	130
Сухой остаток	638	121	91	127	170	230	296	357	399	433	486	544
Азот аммонийный	0,553	0,270	0,213	0,213	0,169	0,154	0,215	0,164	0,193	0,328	0,407	0,419
Азот нитратный	0,508	0,325	0,168	0,073	0,087	0,096	0,112	0,193	0,287	0,416	0,484	0,627
Азот нитритный	0,065	0,035	0,012	0,008	0,013	0,005	0,007	0,007	0,008	0,014	0,014	0,027
Железо общ.	1,010	1,001	0,657	0,475	0,396	0,359	0,306	0,290	0,358	0,533	0,406	0,528
Фосфаты	0,014	0,023	0,003	0,004	0,002	0,005	0,007	0,006	0,013	0,002	0,004	0,009
$БПК_5$	2,34	2,29	1,67	1,55	1,25	1,29	1,46	1,92	1,75	2,10	2,26	2,28
Нефтепродукты	0,486	0,362	0,106	0,135	0,077	0,110	0,091	0,082	0,080	0,088	0,130	0,136
АСПАВ	0,066	0,030	0,016	0,025	0,039	0,022	0,023	0,027	0,029	0,028	0,030	0,056
Медь	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,003	0,004	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004
Цинк	0,012	0,015	0,013	0,014	0,010	0,008	0,011	0,011	0,010	0,007	0,009	0,009
Никель	0,002	0,002	0,001	0,002	0,000	0,0002	0,002	0,000	0,001	0,001	0,001	0,002
Хром общий	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001
Фенол	0,005	0,002	0,003	0,002	0,002	0,003	0,001	0,002	0,002	0,003	0,003	0,004

Среднемесячные концентрации загрязняющих веществ в створах: р. Кама – в черте г. Перми, 0,5 км ниже плотины КамГЭС и р. Кама – г. Пермь, 16 км ниже города, 0,7 км ниже впадения р. Мулянки были рассчитаны как средние значения по каждому месяцу из данных гидрохимических наблюдений за весь период, соответственно, 1974 – 2002 гг. и 1986 – 2000 гг.

Таблица 3.9. Среднемесячные концентрации загрязняющих веществ для р. Камы в створе р. Кама – г. Пермь, 16 км ниже города, 0,7 км ниже впадения р. Мулянки (1986 – 2000 гг.) (мг/л)

Месяц	Весна			Лето-осень					Зима			
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III
Взвешенные вещества	12,6	10,9	10,2	8,95	7,30	5,63	4,45	4,10	3,78	3,78	5,03	7,33
Сульфаты	125	26,2	21,1	35,0	46,8	60,5	70,0	-	-	97,1	76,5	112
Хлориды	90,9	23,7	12,6	14,5	18,4	31,8	56,6	-	-	63,4	98,8	116
Сухой остаток	532	134	93,6	149	187	245	304	-	-	401	417	535
Азот аммонийный	0,838	0,279	0,168	0,193	0,096	0,130	0,125	0,148	0,380	0,446	0,420	0,578
Азот нитратный	1,74	0,397	0,139	0,064	0,070	0,093	0,163	0,273	0,708	0,926	0,864	1,005
Азот нитритный	0,177	0,009	0,004	0,008	0,005	0,005	0,015	0,007	0,018	0,016	0,025	0,028
Железо общ.	0,440	0,912	0,711	0,565	0,250	-	0,458	-	-	0,290	0,340	0,473
Фосфаты	0,014	0,005	0,004	0,000	0,012	0,010	0,021	-	-	0,008	0,024	0,057
$БПК_5$	3,26	2,40	2,27	1,67	1,44	1,62	1,50	1,96	2,55	2,81	2,15	2,57
Нефтепродукты	0,125	0,063	0,055	0,199	0,063	0,072	0,066	0,074	0,101	0,058	0,049	0,078
АСПАВ	0,060	0,026	0,022	0,028	0,030	0,028	0,015	-	-	0,020	0,030	0,036
Медь	0,005	0,004	0,003	0,004	0,008	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004
Цинк	0,012	0,014	0,007	0,010	0,008	0,007	0,010	0,012	0,008	0,008	0,009	0,010
Никель	0,002	0,002	0,000	0,001	0,001	0,003	0,002	0,001	0,001	0,003	0,000	0,004
Хром общий	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,001	0,002	0,003	0,002	0,002
Фенол	0,014	0,002	0,004	0,040	0,002	0,001	0,001	0,002	0,002	0,003	0,004	0,006

Для оценки однородности показателей качества воды в фоновом створе были взяты:

– данные наблюдений Пермского ЦГМС с 1974 по 2002 гг., в качестве фонового створа взят створ - г. Пермь – в черте г. Перми, 0,5 км ниже плотины КамГЭС;

– материалы ведомственного мониторинга за период 2018-2021 гг., в качестве фонового створа – фоновый створ выпуска сточных вод ООО «Новогор-Прикамье».

Данные наблюдений Пермского ЦГМС за период 1974 – 2002 гг. взяты как первая группа рассматриваемой выборки исходных данных, данные наблюдений ООО «Новогор-Прикамье» за период 2018 – 2021 гг. – как вторая группа этой выборки. Как было отмечено, в данной работе использовались как традиционные параметрические критерии (критерий Стьюдента и Фишера), так и непараметрические (критерий Манн-Уитни). Результаты проверки рядов гидрохимических показателей на однородность приведены в таблицах 3.10 и 3.11. Как следует из таблицы 3.10, колебания 60% всех показателей качества воды в фоновом створе по данным ЦГМС и ООО «Новогор-Прикамье» достаточно стабильны, и данные за два временных периода, согласно проверке по параметрическим критериям, могут рассматриваться как однородные ряды, кроме сульфатов, хлоридов, железа общего, $БПК_5$, меди, никеля и хрома общего. Однако, как показывает таблица 3.11, при использовании для оценки непараметрических критериев, менее

30% всех показателей качества воды в фоновом створе по данным ЦГМС и ООО «Новогор-Прикамье» проходят проверку на однородность.

Таблица 3.10. Оценка однородности показателей качества воды в фоновом створе по данным ЦГМС за период 1974-2002 гг. (1 группа) и по данным ООО «Новогор-Прикамье» за 2018 - 2021 гг. (2 группа) с использованием параметрических критериев Стьюдента и Фишера

Название вещества	Среднее значение 1 группа	Среднее значение 2 группа	Критерий Стьюдента	Степень свободы	Уровень значимости	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	Среднеквадратическое отклонение 1 группа	Среднеквадратическое отклонение 2 группа	Критерий Фишера	Уровень значимости
Взвешенные вещества	6,73	4,94	1,23	200	0,220	175	27	7,55	1,56	23,4	0,000
Сульфаты	56,4	30,0	3,65	197	0,000	172	27	36,9	18,2	4,11	0,0001
Хлориды	67,5	35,3	2,99	197	0,003	172	27	54,9	27,4	4,02	0,0001
Сухой остаток	295	228	1,76	197	0,079	172	27	191	114	2,82	0,003
Азот аммонийный	0,272	0,314	-1,24	229	0,217	204	27	0,179	0,044	16,8	0,000
Азот нитратный	0,277	0,219	1,17	228	0,242	203	27	0,242	0,252	1,09	0,718
Азот нитритный	0,018	0,010	0,858	228	0,392	203	27	0,050	0,000	0,000	1,000
Железо $_{общ.}$	0,562	0,369	2,591	194	0,010	169	27	0,372	0,273	1,850	0,066
Фосфаты	0,009	0,013	-0,688	130	0,493	105	27	0,033	0,004	63,5	0,000
БПК5	1,85	1,10	3,77	297	0,000	272	27	1,04	0,210	24,5	0,000
Нефтепродукты	0,167	0,043	1,11	277	0,267	252	27	0,582	0,008	5070	0,000
АСПАВ	0,032	0,017	1,85	174	0,066	149	27	0,042	0,008	31	0,000
Медь	0,004	0,010	-13,0	286	0,000	261	27	0,003	0,000	0,000	1,000
Цинк	0,011	0,009	0,722	294	0,471	269	27	0,011	0,008	1,93	0,046
Никель	0,001	0,015	-22,6	168	0,000	143	27	0,003	0,000	0,000	1,000
Хром общий	0,001	0,018	-28,9	167	0,000	142	27	0,002	0,005	9,209	0,000
Фенол	0,003	0,001	1,64	286	0,102	262	26	0,005	0,001	27,5	0,000

Данные таблицы 3.10 позволяют провести также сравнительный анализ возможного изменения качества воды за последние двадцать лет. Так, в колебаниях содержания таких ингредиентов как взвешенные вещества, сульфаты, хлориды, сухой остаток, азот нитратный, азот нитритный, железо общее, $БПК_5$, АСПАВ, нефтепродукты, цинк, фенолы наблюдается определенная тенденция к их снижению. Еще в работах [Лепихин А.П. и др., 2003; 2008; 2000; Lepikhin A.P. et al., 2022; Синцова Т.Н. и др., 2022] было показано, что перечисленные ингредиенты являются характерными для сточных вод предприятий Соликамско-Березниковского промузла и г. Перми. Снижение этих показателей в последние годы показывает, что проводимые водоохранные мероприятия на данной территории дают свои определенные результаты. Согласно таблице 3.10, содержание таких ингредиентов как медь, никель, хром общий имеют тенденцию к их некоторому росту с течением времени, что объясняется значительным вкладом естественных природных факторов их формирования, поскольку для промышленных предприятий Пермского края они не характерны.

Таблица 3.11. Оценка однородности показателей качества воды в фоновом створе по данным ЦГМС за период 1974-2002 гг. (1 группа) и по данным ООО «Новогор-Прикамье» за 2018 - 2021 гг. (2 группа) с использованием непараметрического критерия Манна-Уитни

Название вещества	Сумма рангов 1 группа	Сумма рангов 2 группа	Критерий Манна-Уитни 1 группа	Уровень значимости 1 группа	Критерий Манна-Уитни 2 группа	Уровень значимости 2 группа	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	2- сторонний уровень значимости
Взвешенные вещества	17815	2689	0,182	0,855	0,182	0,855	175	27	0,855
Сульфаты	18208	1693	3,62	0,0003	3,62	0,0003	172	27	0,0002
Хлориды	18043	1858	3,03	0,002	3,03	0,002	172	27	0,002
Сухой остаток	17541	2360	1,22	0,222	1,22	0,222	172	27	0,222
Азот аммонийный	22624	4172	-3,19	0,001	-3,19	0,001	204	27	
Азот нитратный	23960	2605	1,58	0,114	1,58	0,114	203	27	
Азот нитритный	22772	3794	-2,08	0,038	-2,08	0,037	203	27	
Железо $_{общ.}$	17404	1902	2,77	0,006	2,77	0,006	169	27	0,005
Фосфаты	6058	2721	-5,22	0,0000002	-5,34	0,0000001	105	27	0,000
БПК5	42702	2148	4,44	0,00001	4,44	0,00001	272	27	
Нефтепродукты	36370	2690	2,73	0,006	2,74	0,006	252	27	
АСПАВ	14001	1576	3,34	0,001	3,35	0,001	149	27	0,000678
Медь	34407	7209	-8,03	0,000	-8,09	0,000	261	27	
Цинк	40150	3807	0,478	0,633	0,478	0,633	269	27	
Никель	10350	4185	-8,00	0,000	-9,96	0,000	143	27	0,000
Хром общий	10183	4182	-8,09	0,000	-8,27	0,000	142	27	0,000
Фенол	38026	3590	0,411	0,681	0,420	0,674	262	26	

Аналогичная статистическая обработка гидрохимической информации была выполнена также для двух контрольных створов: по данным наблюдений ПЦГМС за период 1986-2000 гг. и ведомственного мониторинга ООО «Новогор-Прикамье» за 2018-2021 гг., представленная в таблицах 3.12, 3.13. Для контрольного створа наблюдений ПЦГМС взят створ – г. Пермь, в 16 км ниже г. Перми, 0,7 км ниже впадения р. Мулянки, для контрольного створа – контрольный створ выпуска сточных вод ООО «Новогор-Прикамье». Как видно из таблицы 3.12, колебания более 53% всех показателей качества воды в контрольном створе устойчивы, исключение составляют сульфаты, азот нитратный, железо общее, $БПК_5$, АСПАВ, медь, никель, хром общий.

Таблица 3.12. Оценка однородности показателей качества воды в контрольном створе по данным ЦГМС за период 1986-2000 гг. (1 группа) и по материалам ООО «Новогор-Прикамье» за 2018 -2021 гг. (2 группа) с использованием параметрических критериев Стьюдента и Фишера

Название вещества	Среднее значение 1 группа	Среднее значение 2 группа	Критерий Стьюдента	Степень свободы	Уровень значимости	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	Среднеквадратическое отклонение 1 группа	Среднеквадратическое отклонение 2 группа	Критерий Фишера	Уровень значимости
Взвешенные вещества	6,86	4,83	1,81	157	0,071	132	27	5,74	1,42	16,3	0,000
Сульфаты	58,7	29,6	3,49	77	0,0008	52	27	41,4	17,5	5,61	0,00001
Хлориды	49,5	35,4	1,52	77	0,132	52	27	43,8	27,8	2,49	0,014
Сухой остаток	269	229	1,02	77	0,311	52	27	185	115	2,56	0,011
Азот аммонийный	0,312	0,313	-0,014	109	0,989	84	27	0,259	0,037	50,1	0,000
Азот нитратный	0,501	0,226	2,58	108	0,011	83	27	0,525	0,290	3,28	0,001

Название вещества	Среднее значение 1 группа	Среднее значение 2 группа	Критерий Стьюдента	Степень свободы	Уровень значимости	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	Среднеквадратическое отклонение 1 группа	Среднеквадратическое отклонение 2 группа	Критерий Фишера	Уровень значимости
Азот нитритный	0,022	0,010	1,10	109	0,273	84	27	0,058	0,000	0,000	1,00
Железо $_{общ.}$	0,596	0,366	3,44	77	0,001	52	27	0,284	0,278	1,046	0,925
Фосфаты	0,019	0,013	0,932	77	0,354	52	27	0,034	0,004	65,3	0,000
БПК5	2,21	1,17	3,86	162	0,0002	137	27	1,38	0,409	11,4	0,000
Нефтепродукты	0,084	0,040	1,73	164	0,085	139	27	0,133	0,000	0,000	1,00
АСПАВ	0,028	0,018	3,48	72	0,0009	47	27	0,014	0,008	2,64	0,01
Медь	0,004	0,010	-5,96	162	0,000	137	27	0,005	0,000	0,000	1,00
Цинк	0,009	0,008	1,13	160	0,258	135	27	0,007	0,005	1,976	0,045
Никель	0,002	0,015	-20,3	160	0,000	135	27	0,003	0,000	0,000	1,00
Хром общий	0,002	0,018	-28,5	163	0,000	138	27	0,002	0,005	5,00	0,000
Фенол	0,007	0,001	0,789	163	0,431	139	26	0,039	0,001	1824	0,000

Однако, как показывает таблица 3.13, более 70% всех показателей качества воды в контрольном створе по данным ЦГМС и ООО «Новогор-Прикамье» не проходят проверку на однородность, также как и в фоновом створе (таблица 3.11).

В то же время можно выделить ряд показателей качества воды, которые имеют аналогичную тенденцию к снижению содержания в воде в контрольном створе за последнее время (2018-2021 гг.), также как и в фоновом створе: взвешенные вещества, сульфаты, хлориды, сухой остаток, азот нитратный, азот нитритный, железо общее, $БПК_5$, АСПАВ, нефтепродукты, цинк, фенолы, кроме фосфатов, содержание которых имеет тенденцию к уменьшению только в контрольном створе, что говорит о нормативной очистке данного показателя на биологических очистных сооружениях (БОС) сточных вод ООО «Новогор-Прикамье». Соответственно, содержание таких показателей качества воды как медь, никель, хром общий имеет тенденцию к их некоторому росту в контрольном створе с течением времени (за период 2018-2021 гг.), что также аналогично ситуации с поведением данных веществ в фоновом створе.

Таблица 3.13. Оценка однородности показателей качества воды в контрольном створе по данным ЦГМС за период 1986-2000 гг. (1 группа) и по материалам ООО «Новогор-Прикамье» за 2018 -2021 гг. (2 группа) с использованием непараметрического критерия Манна-Уитни

Название вещества	Сумма рангов 1 группа	Сумма рангов 2 группа	Критерий Манна-Уитни 1 группа	Уровень значимости 1 группа	Критерий Манна-Уитни 2 группа	Уровень значимости 2 группа	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	2- сторонний уровень значимости
Взвешенные вещества	10786	1935	1,03	0,302	1,033	0,302	132	27	0,303
Сульфаты	2374	786	3,03	0,002	3,03	0,002	52	27	0,002
Хлориды	2158	1003	0,796	0,426	0,796	0,426	52	27	0,426
Сухой остаток	2100	1061	0,196	0,844	0,196	0,844	52	27	0,841
Азот аммонийный	4394	1823	-2,13	0,033	-2,14	0,032	84	27	0,032
Азот нитратный	4926	1179	2,22	0,027	2,22	0,027	83	27	0,026
Азот нитритный	4677	1539	-0,182	0,855	-0,185	0,853	84	27	0,856
Железо $_{общ.}$	2400	760	3,30	0,001	3,30	0,001	52	27	0,001
Фосфаты	1805	1355	-2,84	0,005	-2,89	0,004	52	27	0,004
БПК5	12395	1136	4,84	0,000	4,84	0,000	137	27	0,000
Нефтепродукты	12147	1715	2,36	0,018	2,38	0,017	139	27	0,018
АСПАВ	2095	681	3,72	0,0002	3,75	0,0002	47	27	0,000
Медь	9548	3983	-7,78	0,000	-7,86	0,000	137	27	0,000
Цинк	11196	2007	0,867	0,386	0,868	0,385	135	27	0,388

Название вещества	Сумма рангов 1 группа	Сумма рангов 2 группа	Критерий Манна-Уитни 1 группа	Уровень значимости 1 группа	Критерий Манна-Уитни 2 группа	Уровень значимости 2 группа	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	2- сторонний уровень значимости
Никель	9261	3942	-7,82	0,000	-9,06	0,000	135	27	0,000
Хром общий	9618	4077	-8,08	0,000	-8,20	0,000	138	27	0,000
Фенол	12006	1689	2,10	0,036	2,11	0,035	139	26	0,036

Также была проведена оценка однородности показателей качества воды в контрольном и фоновом створах за весь период наблюдений, включая данные Пермского ЦГМС и материалы ООО «Новогор-Прикамье» с 1974 – 2002 гг. по 2018 – 2021 гг., представленная в таблицах 3.14, 3.15. Рассматриваемые выборки были разбиты на две равные группы: первая группа – фоновый створ, вторая группа – контрольный створ. Колебания практически всех показателей качества воды в контрольном и фоновом створах однородны по параметрическим критериям Стьюдента и Фишера, кроме хлоридов, азот нитратного и $БПК_5$ (таблица 3.14), а по непараметрическому критерию Манна-Уитни не стабильны только хлориды, фосфаты и фенолы (таблица 3.15), а большинство показателей качества воды проходят проверку на однородность.

Таблица 3.14. Оценка однородности показателей качества воды в фоновом (1 группа) и контрольном (2 группа) створах с использованием параметрических критериев Стьюдента и Фишера

Название вещества	Среднее значение 1 группа	Среднее значение 2 группа	Критерий Стьюдента	Степень свободы	Уровень значимости	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	Среднеквадратическое отклонение 1 группа	Среднеквадратическое отклонение 2 группа	Критерий Фишера	Уровень значимости
Взвешенные вещества	6,49	6,51	-0,027	359	0,978	202	159	7,07	5,32	1,77	0,0002
Сульфаты	52,8	48,8	0,835	276	0,405	199	79	36,1	37,6	1,09	0,644
Хлориды	63,1	44,7	2,79	276	0,006	199	79	53,1	39,4	1,81	0,003
Сухой остаток	286	255	1,29	276	0,199	199	79	183	164	1,24	0,271
Азот аммонийный	0,277	0,312	-1,62	340	0,106	231	111	0,169	0,225	1,78	0,0003
Азот нитратный	0,270	0,434	-4,10	338	0,000	230	110	0,243	0,492	4,09	0,000
Азот нитритный	0,017	0,019	-0,375	339	0,708	230	111	0,047	0,050	1,17	0,315
Железо $_{общ.}$	0,535	0,517	0,393	273	0,695	196	79	0,365	0,301	1,48	0,050
Фосфаты	0,010	0,017	-1,79	209	0,075	132	79	0,030	0,028	1,17	0,451
БПК5	1,79	2,04	-2,25	461	0,025	299	164	1,019	1,331	1,70	0,000
ХПК	30,3	30,3	0,051	52	0,959	27	27	6,29	5,86	1,15	0,720
Нефтепродукты	0,155	0,077	1,79	443	0,074	279	166	0,554	0,123	20,4	0,000
АСПАВ	0,029	0,024	1,16	248	0,248	176	74	0,039	0,013	9,25	0,000
Медь	0,004	0,005	-1,51	450	0,131	288	164	0,003	0,005	3,17	0,000
Цинк	0,011	0,009	1,51	456	0,131	296	162	0,011	0,007	2,35	0,000
Никель	0,003	0,004	-0,899	330	0,369	170	162	0,006	0,006	1,00	0,997
Хром общий	0,004	0,005	-0,750	332	0,454	169	165	0,007	0,007	1,03	0,841
Хром +6	0,853	0,890	-0,398	52	0,692	27	27	0,358	0,317	1,28	0,536
Свинец	0,019	0,020	-0,982	53	0,331	28	27	0,003	0,000	0,00	1,000
Фенол	0,002	0,006	-1,70	451	0,090	288	165	0,005	0,036	57,9	0,000
НПАВ	0,187	0,168	0,511	50	0,611	26	26	0,142	0,118	1,43	0,374
Алюминий	0,130	0,101	1,02	53	0,311	28	27	0,130	0,070	3,45	0,002
Кобальт	0,005	0,005	-0,982	53	0,331	28	27	0,001	0,000	0,00	1,000

Как следует из таблиц 3.14, 3.15, содержание большинства показателей качества воды таких как взвешенные вещества, сульфаты, сухой остаток, азот аммонийный, азот нитритный, $БПК_5$, ХПК, АСПАВ, медь, цинк, никель, хром общий, свинец, фенолы, НПАВ, алюминий,

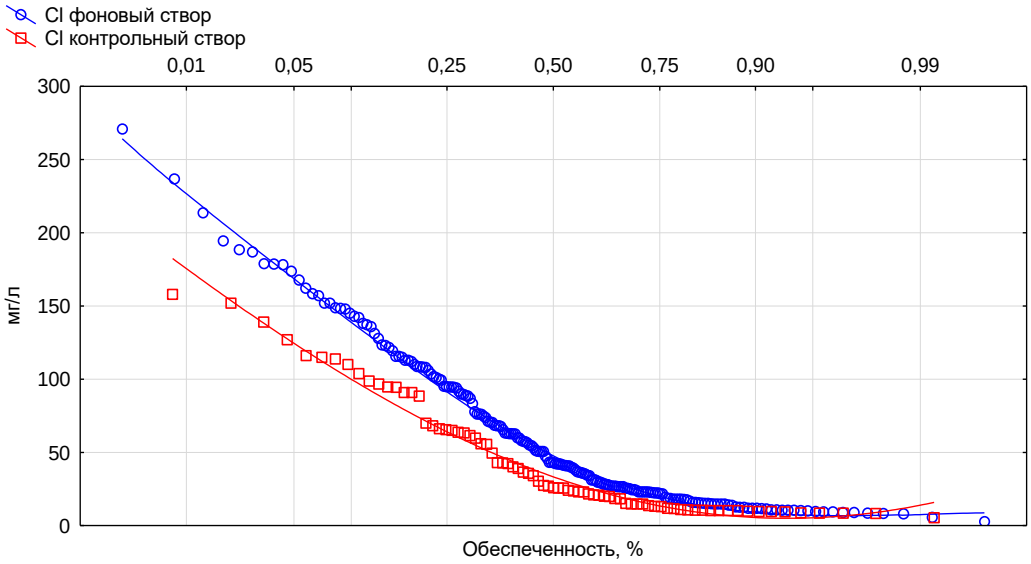
кобальт практически не изменились в течение всего периода наблюдений с 1974 – 2002 гг. по 2018 – 2021 гг. как в фоновом, так и в контрольном створах. Содержание азота нитратного в контрольном створе увеличивается, а концентрация хлоридов уменьшается, что подтверждается проведенным анализом в работе [Синцова Т.Н. и др., 2022] содержания данных веществ в контрольном и фоновом створах из таблиц 3.10 – 3.13.

Таблица 3.15. Оценка однородности показателей качества воды в фоновом (1 группа) и контрольном (2 группа) створах с использованием непараметрического критерия Манна-Уитни

Название вещества	Сумма рангов 1 группа	Сумма рангов 2 группа	Критерий Манна-Уитни 1 группа	Уровень значимости 1 группа	Критерий Манна-Уитни 2 группа	Уровень значимости 2 группа	Объем выборки 1 группа	Объем выборки 2 группа	2- сторонний уровень значимости
Взвешенные вещества	35568	29774	-1,010	0,313	-1,010	0,312	202	159	
Сульфаты	28437	10344	1,118	0,264	1,118	0,264	199	79	
Хлориды	29515	9267	2,900	0,004	2,900	0,004	199	79	
Сухой остаток	28443	10339	1,127	0,260	1,127	0,260	199	79	
Азот аммонийный	38908	19746	-0,828	0,408	-0,829	0,407	231	111	
Азот нитратный	37904	20067	-1,546	0,122	-1,546	0,122	230	110	
Азот нитритный	38242	20069	-1,275	0,202	-1,282	0,200	230	111	
Железо $_{общ.}$	26887	11064	-0,270	0,787	-0,270	0,787	196	79	
Фосфаты	13154	9212	-1,951	0,051	-1,992	0,046	132	79	
БПК5	67213	40204	-1,565	0,118	-1,566	0,117	299	164	
ХПК	751	734	0,138	0,890	0,139	0,890	27	27	0,891
Нефтепродукты	64451	34784	1,702	0,089	1,709	0,087	279	166	
АСПАВ	22233	9142	0,277	0,782	0,278	0,781	176	74	
Медь	64413	37965	-0,613	0,540	-0,618	0,536	288	164	
Цинк	68485	36627	0,408	0,684	0,408	0,683	296	162	
Никель	27321	27957	-1,125	0,261	-1,348	0,178	170	162	
Хром общий	26744	29202	-1,772	0,076	-1,802	0,072	169	165	
Хром +6	729	756	-0,225	0,822	-0,387	0,699	27	27	0,824
Свинец	771	770	-0,219	0,827	-0,946	0,344	28	27	0,822
Фенол	62221	40611	-2,353	0,019	-2,387	0,017	288	165	
НПАВ	718	660	0,522	0,602	0,523	0,601	26	26	0,605
Алюминий	826	714	0,699	0,485	0,700	0,484	28	27	0,488
Кобальт	771	770	-0,219	0,827	-0,946	0,344	28	27	0,822

Для наглядности изменения состава вод были построены графики интегральных функций распределения по рассматриваемым створам на р. Кама по объединенным данным ведомственного мониторинга ООО «Новогор-Прикамье» и материалам ПЦГМС за весь период наблюдений с 1974 – 2002 гг. по 2018 – 2021 гг. (рисунок 3.14). Из контролируемых наблюдениями ведомственного мониторинга ООО «Новогор-Прикамье» и материалами Пермского ЦГМС показателей качества воды наиболее характерными являются хлориды и азот нитратный. Содержание в воде хлоридов и азот нитратного в фоновом и контрольном створах не превышает установленные нормативы качества воды (ПДК$_{р/х}$).

а)



б)

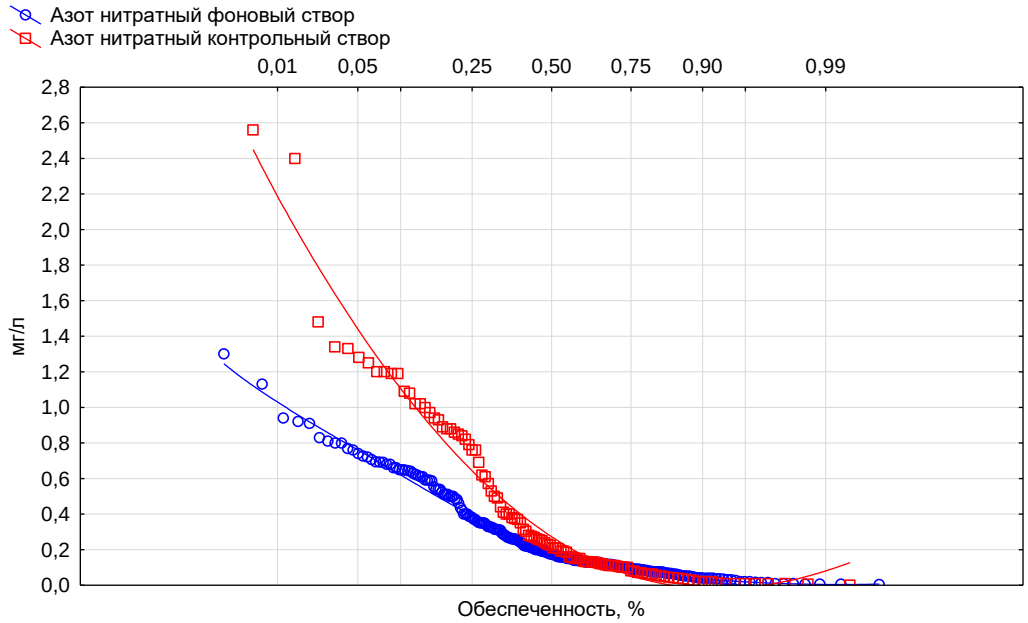
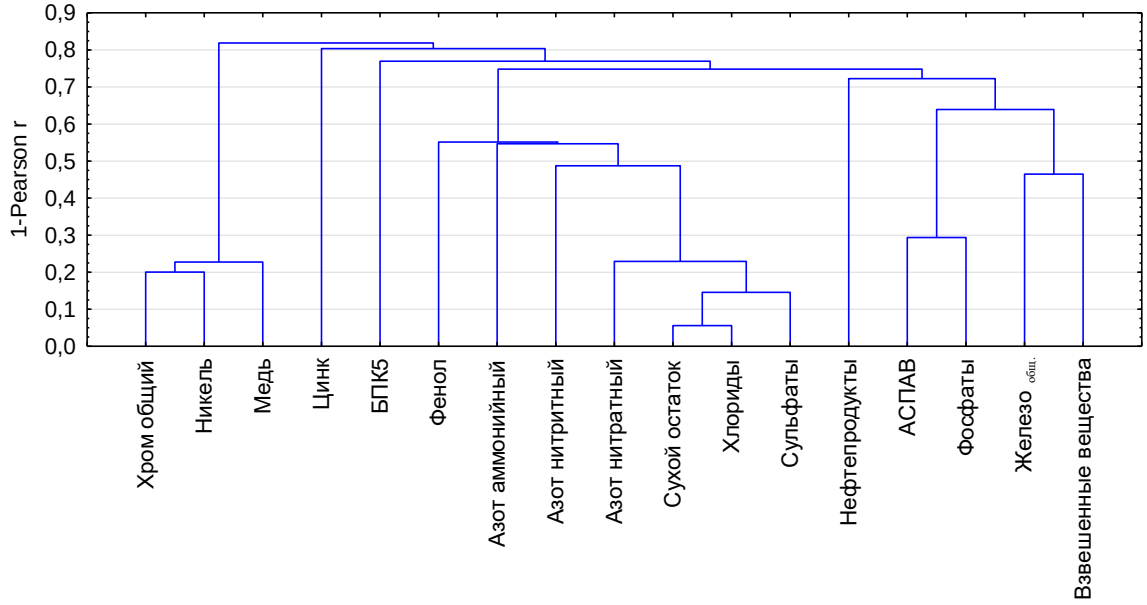


Рисунок 3.14. Интегральная функция распределения концентрации хлоридов (а) и азот нитратного (б) в фоновом и контрольном створах (ПДКр/х хлоридов = 300 мг/л, ПДКр/х азот нитратного = 9,029 мг/л)

Для анализа связности изменений рассматриваемых показателей качества воды представлены дендрограммы результатов кластерного анализа. Результаты кластерного анализа (рисунок 3.15) демонстрируют образование отдельных кластеров как в фоновом, так и контрольном створах.

а)



б)

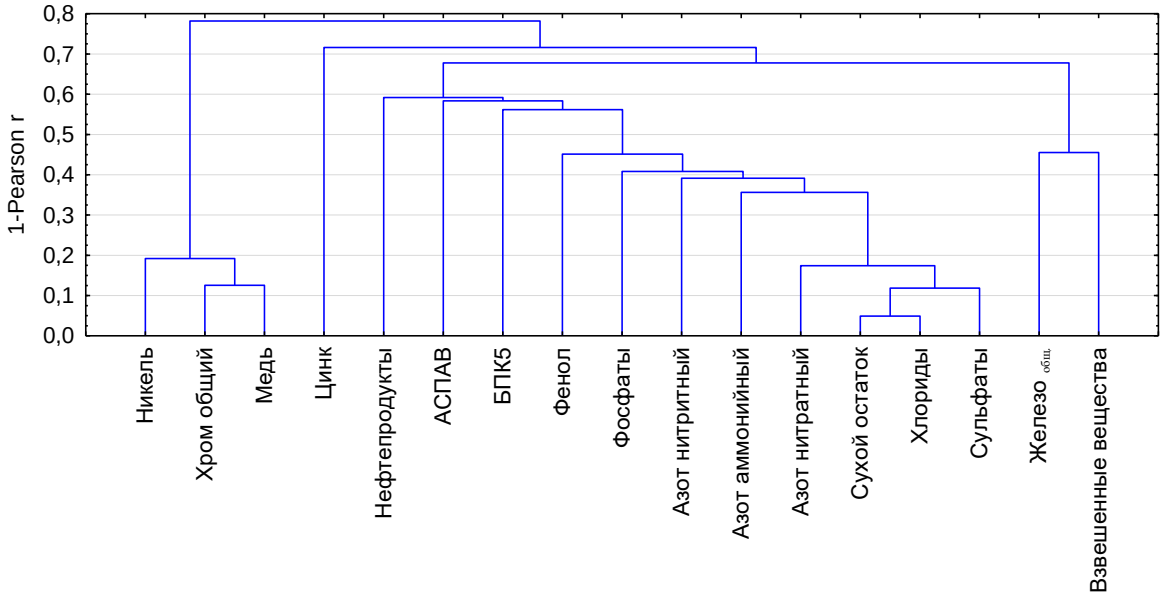


Рисунок 3.15. Дендограмма результатов кластерного анализа химического показателя воды с использованием критерия близости Пирсона в фоновом (а) и контрольном (б) створах

Показана существенная устойчивость контролируемых показателей качества воды как в контрольном, так и в фоновом створах, что указывает на значительную роль в формировании гидрохимического режима р. Камы в районе г. Перми естественных факторов. Проведенный кластерный анализ материалов ежемесячных наблюдений показал, что как как в фоновом, так и контрольном створах наиболее отчетливо выделяются два кластера: первый, включающий <азот нитратный, сухой остаток, хлориды, сульфаты>, второй, включающий < хром общий, никель, медь >. Сохранение и близость доминирующих кластеров качества воды в фоновом и контрольном створах достаточно наглядно демонстрируют минимальное воздействие

промышленного комплекса г. Перми на качество воды в р. Каме [Синцова Т.Н. и др., 2022; Синцова Т.Н., 2024].

В результате проведенных исследований были сделаны общие выводы по главе 3:

1. Укрупненный статистический анализ однородности показателей качества воды с использованием параметрических и непараметрических критериев представляется необходимым для получения корректной характеристики изменения качества воды в фоновом и контрольном створах водного объекта. Показаны существенная стабильность регламентируемых загрязняющих веществ и близость кластеров качества воды в фоновом и контрольном створах предприятия коммунального водоснабжения.

2. Установлено, что статистические характеристики химического состава сточных вод коммунального предприятия характеризуются большей устойчивостью, чем сточные воды предприятий горно-химического производства, т.к. коммунальные стоки формируются под воздействием значительно большего количества независимых факторов.

3. Показано, что перечень загрязняющих веществ в отводимых сточных водах предприятий горно-химической промышленности и коммунального водоснабжения, описывающихся нормальным распределением, достаточно близок. Вместе с тем колебания ряда показателей качества отводимых сточных вод, например, ВВ на рассматриваемых объектах не описываются нормальным распределением, так как их статистические колебания определяются более сложной совокупностью технологических факторов.

4. Для эффективной регламентации отведения сточных вод в водные объекты на примере предприятий горно-химической промышленности и коммунального водоснабжения представляется необходимым разработка и внедрение автоматизированной системы контроля за качеством воды в отводимых стоках, а также состоянием воды в контрольном и фоновом створах [Синцова Т.Н. и др., 2022; Синцова Т.Н., 2024].

ГЛАВА 4. ВНУТРИСУТОЧНЫЕ КОЛЕБАНИЯ ФИЗИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ВОДЫ В КАМСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

4.1. Характеристика водного объекта, описание измерительного комплекса и технологии проведения измерений

В настоящее время, как правило, представляет наибольший интерес сезонная и межгодовая динамика рассматриваемых показателей качества воды в поверхностные водные объекты, а также колебания данных показателей, связанные с турбулентными пульсациями при их характерном периоде $10–10^2$ с. Это нашло отражение в соответствующих нормативно – методических документах, связанных с отбором проб воды [Р 52.24.353-2012; ПНД Ф 12.15.1-08]. Однако внедрение в последние годы автоматических систем измерений показало, что спектр возможных колебаний показателей качества воды значительно шире. При этом существенное значение могут иметь внутрисуточные колебания с частотами 10^{-3} – 10^{-5} 1/с. Так как эти колебания, как правило, достаточно пространственно локализованы, они в тоже время могут представлять наибольшую угрозу для систем водоснабжения. В целом различными авторами [Монин А.Е., и др., 1965; 1985; Вениционов Е.В. и др., 2002; Лепихин А.П. и др., 2023; 2023a; 2024; 2024b; 2025; 2026; Богомолов А.В. и др., 2023; 2025; Синцова Т.Н. и др., 2024a; 2024b; 2025a; Чалов С.Р. и др., 2020] достаточно отчетливо выделяются характерные периоды:

1. Климатические с характерным временным масштабом Тклим ≥ 30 ÷ 50 лет;
2. Междугодичные 1 ≤ Тмеж ≤ 30 лет;
3. Сезонные Тсез ~ 10^7 с;
4. Синоптические Тсин ~ 6 ÷ 8 · 10^5 с;
5. Суточные Тсут ~ 10^5 с;
6. Когерентные Тког ~ 10^4 с;
7. Турбулентные 10^{-1} ≤ Ттур ≤ 10^3 с.

Долгопериодные колебания показателей качества воды, связанные с гидрологическим режимом поверхностных водных объектов, обуславливаются внешними факторами, при этом короткопериодные – формируются под влиянием внутриводоемных процессов. Сами временные масштабы процессов, формирующихся под воздействием внутриводоемных и внешних факторов, в первую очередь, зависят от масштабов самих рассматриваемых водных объектов. При этом в достаточно крупных водохранилищах колебания синоптического и внутрисуточного масштаба могут формироваться под воздействием совокупности как внутриводоемных, так и внешних факторов. Для характеристики колебаний таких масштабов часто используется термин «когерентные колебания», при этом, хотя сам термин «когерентные» в общем случае означает согласованные, коррелированные колебаний, но так как внутриводоемные процессы могут формировать колебания, связанные с наличием соответствующих крупномасштабных вихревых

структур, то, как правило, в исследовании водных объектов под когерентными понимают колебания, обусловленные макротурбулентными процессами.

Наименее исследованными, в то же время характеризующимися существенной амплитудой, соответственно, представляющими наибольший практический интерес являются колебания синоптического и внутрисуточного масштабов. Это связано, в первую очередь, с трудоемкостью проведения таких исследований. В тоже время необходимость решения задач обеспечения устойчивого водоснабжения требует проведения таких исследований.

В последнее время в связи с интенсивным внедрением автоматизированных систем измерений интерес к исследованию колебаний такого масштаба существенно усилился. В работе [Чалов С.Р. и др., 2020] представлены результаты обширных исследований по колебаниям мутности воды с 20-минутным интервалом. Показано, что данные колебания связаны с крупномасштабной турбулентностью.

Существенные колебания качества воды синоптического масштаба, наблюдаемые на Камском водохранилище в районе г. Березники, были рассмотрены в [Богомолов, А.В. и др., 2021; Лепихин А.П. и др., 2020а; 2022; 2026]. Было показано, что в теплый период при отметках уровней воды в водохранилище, близких к НПУ, может наблюдаться существенная вертикальная плотностная стратификация, при которой в придонном слое минерализация воды на порядок выше, чем в поверхностном. Продолжительность таких явлений составляет ~ 3-8 суток. Кроме этих колебаний существенное влияние на устойчивость водоснабжения могут оказывать и внутрисуточные изменения, рассматриваемые как когерентные.

В ходе проведении суточных экспериментов параллельно выполнялись измерения мутности (концентрации взвешенных частиц через оценку оптической плотности воды), температуры, удельной электропроводности, а также скорости и направления течения. Ранее в связи с исследованием влияния режима работы Камской ГЭС на качество подаваемой в г. Пермь воды были опубликованы результаты исследования внутрисуточных колебаний удельной электропроводности, скорости и направления течения [Лепихин А.П. и др., 2017; 2020; 2021; Lyubimova T.P. et al., 2022], при этом измерения проводились на расстоянии 9 км, в непосредственной близости от водозабора ЧОС (Чусовских очистных сооружений) г. Перми.

Было показано, что характер колебаний как течений, так и удельной электропроводности воды, в значительной мере, определяется внутрисуточным режимом работы Камской ГЭС. В связи с этим существенный интерес представляет структура и характер внутрисуточных колебаний рассматриваемых параметров на значительном расстоянии от ГЭС, где ее непосредственное влияние не должно проявляться, в тоже время они способны оказывать влияние на устойчивость систем водопользования.

В настоящее время кроме хорошо известной сезонной динамики показателей качества воды отчетливо выделяются, не учитываемые ранее, их существенные короткопериодные колебания. Наряду с этим внутрисуточная динамика физических показателей качества воды [Cassidy R. et al., 2011; Alpaslan K., et al., 2012; Vercruysse K., 2017; Hamshaw S.D. et al., 2018; Cohen S., et al., 2014; Stott T.A. et al., 2001; 2007; Brooks S.C. et al., 2018; Elçi S., 2008; Richardson D.C. et al., 2009; Лепихин А.П. и др., 2023; 2024; 2024b; 2025; 2026; Богомолов А.В. и др., 2023; 2025; Синцова Т.Н. и др., 2024a; 2024b; 2025a; Опутин М.А. и др., 2025; Розенталь О.М. и др., 2024] представляет наибольший интерес для оценки эффективности построения системы мониторинга водных объектов, в первую очередь, производственного.

Исследования структуры внутрисуточных колебаний мутности, удельной электропроводности, температуры воды и скорости проводились на двух участках Камского водохранилища: в районе г. Березники и на Чусовском плесе г. Перми в 2021 году в течение 1 суток с использованием прибора Midas ECM (рисунок 4.1). На Камском водохранилище наблюдается значительная внутригодовая динамика изменения уровней воды, которые в отдельные годы превышают 7 метров.

Первый исследуемый участок – участок Камского водохранилища в районе г. Березники, находящийся в зоне переменного подпора от Камской ГЭС. Зона выклинивания подпора здесь при сработке водохранилища перемещается вниз по течению, как правило, это наблюдается в период предвесенней сработки уровня, в этот период для данного участка характерны речные условия. В районе г. Березники период естественного режима уровня составляет от 1 до 3,5 месяца. При уровнях близких к НПУ (нормальный подпорный уровень) подпор распространяется до района пгт. Тюлькино – п. Керчевский. Характерной особенностью данного участка водохранилища, представленного на рисунке 4.1, является очень высокая, оказываемая на него техногенная нагрузка, связанная как с точечными, так и диффузными источниками загрязнения [Богомолов А.В. и др, 2021; Лепихин А.П. и др., 2022; 2021; 2020; 2025; 2024c; 2026; Опутин М.А. и др., 2024]. Для этой зоны характерны фильтрационные разгрузки подземных высокоминерализованных вод как естественного, так и техногенного генезиса.

Второй исследуемый участок – Чусовской плес Камского водохранилища, находящийся в зоне постоянного подпора от плотины Камской ГЭС (рисунок 4.2). Чусовской плес образован слиянием рек Сылвы и Чусовой. Как показали ранее выполненные исследования [Lyubimova T. et al., 2014; Лепихин А.П. и др., 2017a], характерной особенностью данного района водохранилища является то, что водные массы в зимний период характеризуются значительной вертикальной неоднородностью. В придонных горизонтах транспортируются более плотные, характеризующиеся повышенной жесткостью воды р. Сылва, достигающей 13-14 мг-экв/л, а в приповерхностных горизонтах – менее плотные воды р. Чусовой с меньшей жесткостью воды.

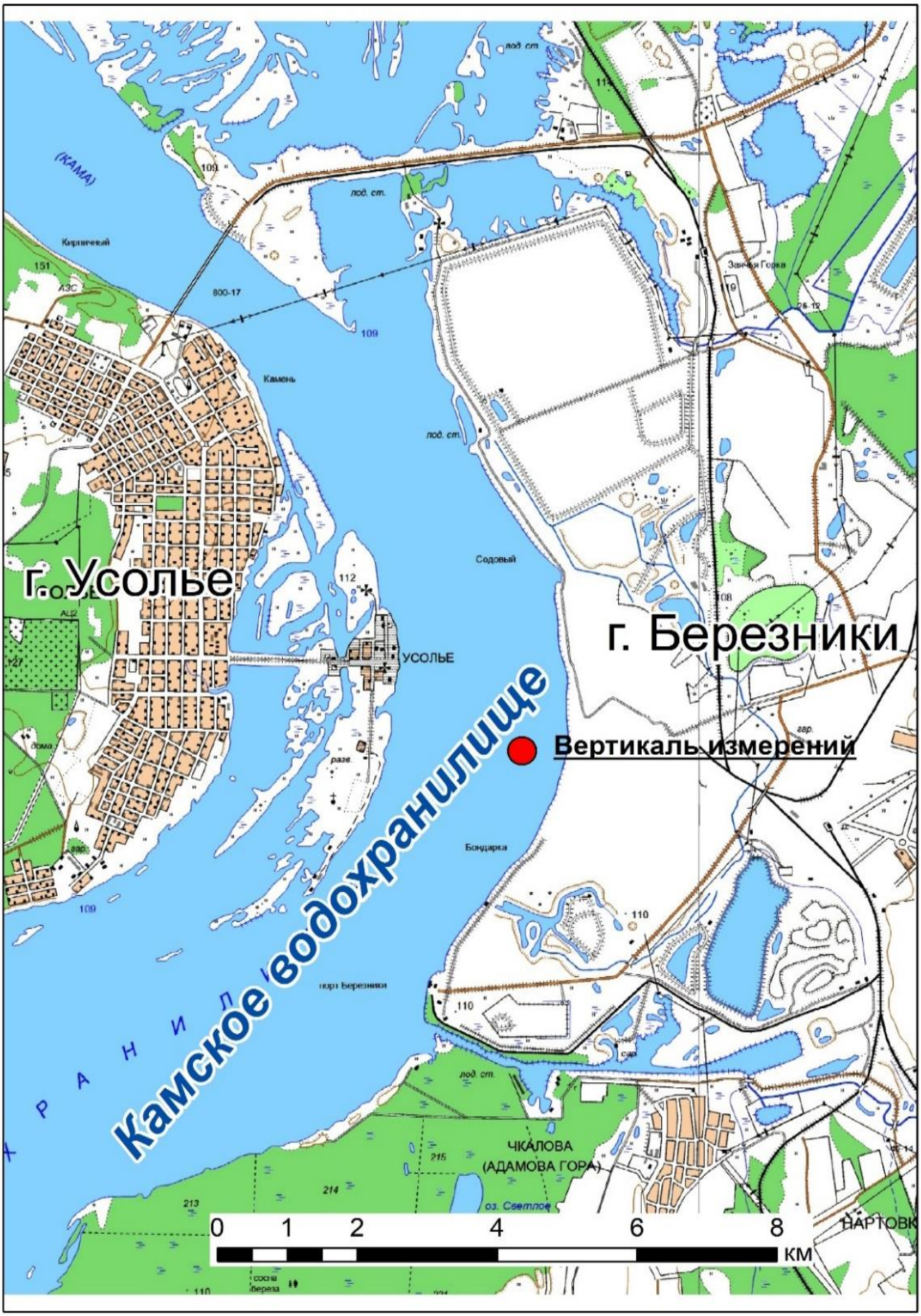


Рисунок 4.1. Карта – схема рассматриваемого участка р. Кама (Камское водохранилище) в районе г. Березники

Высокая закарстованность водосборной территории р. Сылвы обуславливает не только повышенную жесткость ее воды, но и повышенную минерализацию и плотность по сравнению с водой р. Чусовой. Данные различия становятся заметными в период зимней межени, когда эти реки переходят на подземный режим питания. Близость данного участка к плотине Камской ГЭС (расстояние до гидроузла составляет порядка 16 км) обуславливает влияние неравномерности сбросов воды из верхнего бьефа ГЭС в нижний (резкие изменения сбросных расходов воды через плотину гидроузла) на гидродинамический режим исследуемого участка водоема. Минерализация, а, соответственно, и плотность воды р. Сылвы вследствие особенностей почвенно-геологического строения ее бассейна, из-за его высокой закарстованности, как правило, существенно выше минерализации р. Чусовой. Это приводит к весьма специфическому гидрохимическому режиму Чусовского плеса. Более минерализованные, более плотные воды р. Сылвы «подтекают» под менее плотные воды р. Чусовой, в свою очередь воды р. Чусовой «надтекают» на воды р. Сылвы.

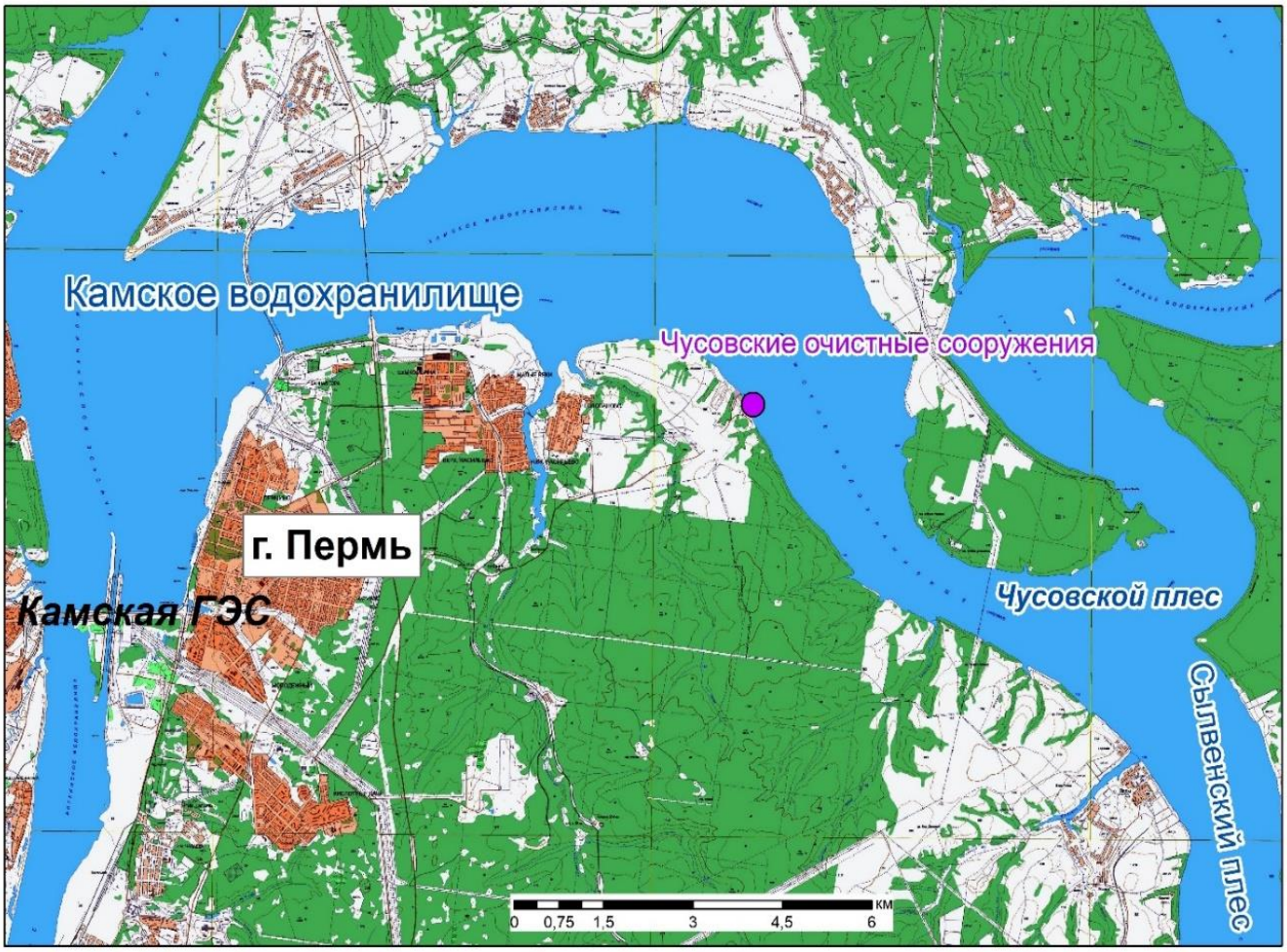


Рисунок 4.2. Карта- схема Чусовского плеса Камского водохранилища

Гидрологические, гидрохимические, гидродинамические аспекты слияния этих двух водотоков обсуждались в [Лепихин А.П. и др, 2017; 2020, Lyubimova T. et al., 2014]. Соответственно ниже слияния рек Сылвы и Чусовой, в том числе и в районе размещения Чусовского водозабора г. Перми, наблюдается достаточно устойчивая двухслойная структура водной массы, когда в верхних горизонтах вода по своим свойствам близка к воде р. Чусовой, а в нижних горизонтах – к воде р. Сылва. При этом наблюдается весьма отчетливо выраженная граница «слой скачка» между этими водными массами. Плотность воды определяется как ее температурой, так и минерализацией. Тем не менее в зимний период в условиях достаточно однородного распределения температуры воды, как по глубине, так и акватории водного объекта, определяющим является минерализация воды. Однако общая минерализация воды, являясь химическим показателем, требует для своего определения достаточно сложной громоздкой процедуры. Вследствие этого при проведении полевых исследований значительно более удобно использовать непосредственно измеряемый показатель – удельную электропроводность воды. Поэтому непосредственные измерения были выполнены с использованием данного показателя. Основными преимуществами применения данного показателя являются:

- его очень хорошая линейная связь с минерализацией. Как показали проведенные многочисленные исследования, эти два показателя имеют очень устойчивую связь, коэффициент корреляции Пирсона составляет $R^2 \sim 0{,}96$;

- при проведении измерений удельной электропроводности вносятся минимальные возмущения в водную массу, что обуславливает минимальные метрологические искажения измеряемого показателя.

Для проведения данного комплекса измерений был использован универсальный многопараметрический точечный измеритель тока Midas ECM производства компании Valeport. Данный прибор является точечным универсальным измерителем параметров течения, разработанным для длительной работы в режиме реального времени на несколько тысячах метров кабеля и простого автономного развертывания посредством прямой связи с компьютером до и после установки. Титановый корпус обеспечивает глубину погружения до 5000 метров. Архитектура электроники Valeport позволяет подключать множество дополнительных датчиков, а также использовать различные варианты связи, что делает его одним из немногих многопараметрических измерителей тока. Модуль Midas ECM оснащен тведотельной энергонезависимой флэш-памятью объемом 16 Мб, с помощью него проводится непрерывная обработка более 520 тыс. точек данных и более 15 профилей на 5 тыс м для более 360 тыс. точек данных. Диапазон измеряемых скоростей потока для данного прибора находится в пределах от 0,001 м/с до 5 м/с, а точность их измерения составляет ±1%. Данный прибор является измерителем скорости течения электромагнитного типа, базирующимся на эффекте Фарадея. Он

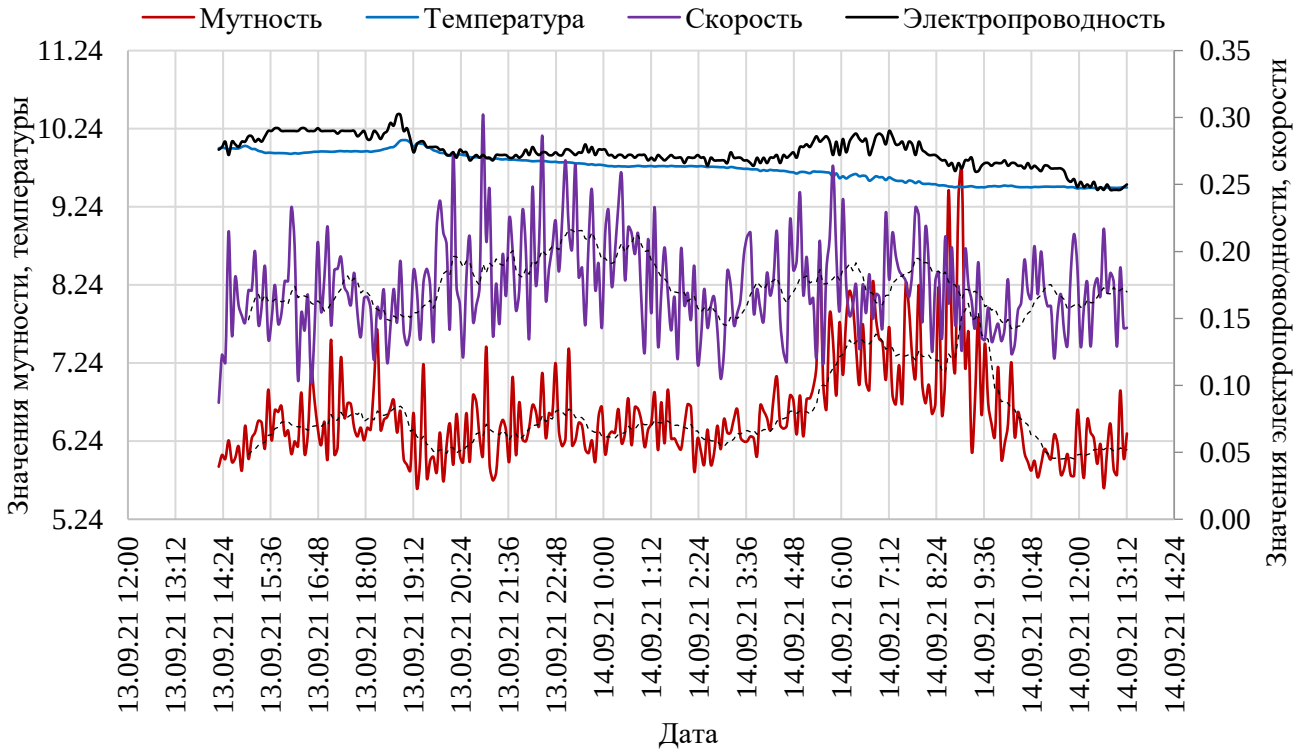
позволяет также определять физические свойства водной массы: удельную электропроводность воды, температуру, давление, мутность. Диапазон измерения мутности составляет 0-2000 FTU с точностью измерения ±2%, удельной электропроводности 0-80 мС/см с точностью ±0,01 мС/см, температуры воды в диапазоне -5 – +35 ^{0}C с точностью ±0,005 ^{0}C и давления до 500 Бар с точностью ±0,01%. Более подробно можно узнать о возможностях Midas ECM на официальном сайте [Midas ECM]. Прибор Midas ECM проходил калибровку и имеет соответствующий сертификат, использовано калибровочное переходное уравнение для определения каждого из физических показателей качества воды, в том числе мутности воды, подтверждающие достоверность используемых данных, поэтому результаты с его помощью можно считать репрезентативными. Показатель мутности воды тесно связан с качеством воды. Данный показатель определяет прозрачность воды. При прохождении через столб воды солнечный свет рассеивается. Чем больше величина рассеивания света, тем выше мутность образца воды. На этом принципе основана работа датчика мутности. Измеритель мутности регистрирует свет, рассеянный частицами, взвешенными в воде, генерируя выходное напряжение, пропорциональное мутности или взвешенным твердым веществам. Рассматриваемая в данной работе модель Midas ECM имеет оптическую конструкцию, которая ограничивает измерительный объем в пределах 5 см от датчика, что позволяет проводить измерения вблизи дна, сводя к минимуму ошибочные отражения в ограниченных пространствах. На исследуемых водных объектах прибор погружался на заданные глубины, после чего начиналась регистрация измеряемых величин [Лепихин А.П. и др., 2023].

4.2. Динамика физических параметров качества воды

В рассматриваемом районе ЧОС г. Перми наблюдаются волнообразные колебания (рисунок 4.3) мутности, температуры воды и электропроводности с амплитудой, достигающей в ряде случаев приблизительно 50% измеряемой величины, а в районе г. Березники амплитуда колебаний удельной электропроводности воды не превышает 10%, более значимые колебания характерны для мутности и температуры, однако и они превышают ~ 20%, что существенно меньше при наличии плотностной стратификации.

Как видно из рисунка 4.3, значения рассматриваемых показателей качества воды, представленные с 1-секундной и 5-минутной дискретностью, существенно неоднородны в течении суток при объеме выборки более 10 тыс. значений. Статистическая обработка таких больших массивов данных имеет ряд специфических особенностей по сравнению с традиционным статистическим анализом с небольшими выборками. При традиционном анализе, в первую очередь, ставится задача оценки хотя бы первых трех статистических моментов.

а)



б)

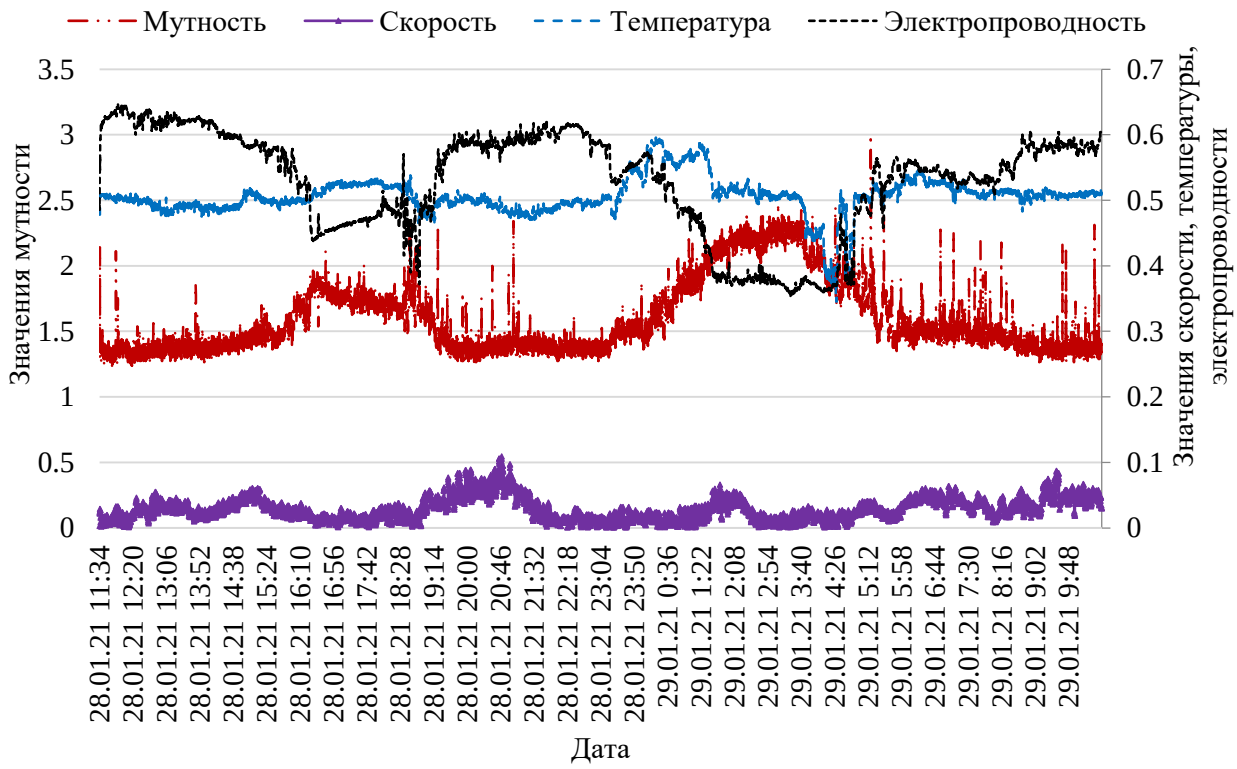


Рисунок 4.3. График хода наблюдаемых значений мутности (FTU), температуры (^{0}C), скорости (м/с), электропроводности (мСм/см) для Камского водохранилища, г. Березники (а) с 13.09 14:17 по 14.09.2021 13:12 (ν=12/час); ЧОС (б) с 28.01 11:34:10 по 29.01.2021 10:33:15 (ν=1/с)

При этом средняя квадратическая погрешность оценки расчетных параметров при отсутствии внутрирядовой связности связана с объемом рассматриваемой выборки следующим

образом $\sigma_s = \frac{1}{\sqrt{N}}$ и основная технология уменьшения погрешности оценки рассматриваемого параметра σ_s строится на основе увеличения объема выборки.

В то же время цифровые характеристики большинства природных процессов представляют собой совокупность квазиоднородных выборок, в которой необходимо установить, выделить однородные группы. При этом под группировкой понимают такое распределение наблюдений, когда их различие внутри одной группировки меньше, чем различие между элементами различных групп.

При статистическом характере естественных наблюдаемых процессов любые оценки проводятся с определенной погрешностью. Поэтому при формировании группировки принципиально важно, чтобы различие по группировочному признаку внутри одной группы было меньше, чем между отдельными группами, но принципиально важно, чтобы внутри группы были бы статистически однородны.

Необходимо учитывать, если среднее $\overline{x}_k$ из совокупных групп $x_{k,i}$ равно среднему по всей выборке $\overline{x}$, то с дисперсией $\sigma^2_{\text{общ}}$ ситуация более сложная, ее среднее значение по всей выборке равно совокупности среднего по всем группам N_k, N_m, а также межгрупповой дисперсии

$$\sigma^2_{общ} = \frac{1}{N}\left(\sum_{k=1}^{Nm}\sum_{i=1}^{Nk}\left(x_{k,i} - \overline{x}_k\right)^2 + \sum_{k=1}^{Nm}\left(\overline{x}_k - \overline{x}\right)^2 \cdot N_k\right) = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{Nm}\left[\sum_{i=1}^{Nk}\left(x_{k,i} - \overline{x}_k\right)^2 + \left(\overline{x}_k - \overline{x}\right)^2 \cdot N_k\right].$$

Простейший случай группировки проводится следующим образом: определяется признак s, по которому следует разделить исходную выборку. В качестве такого признака чаще всего, в первую очередь, принимается среднее значение. Затем анализируется расстояние d_{ik} по показателю s между отдельными группами по их средним значениям $\overline{x}_{si}$, $\overline{x}_{sk}$ и среднеквадратическому отклонения $\sigma_{эф}$: $d_{ik} = \frac{\left|\overline{x}_{si} - \overline{x}_{sk}\right|}{\sigma_{эф}}$. Учитывая данные особенности больших массивов исходной информации, для оценки внутрисуточных колебаний физических показателей качества воды для р. Кама (Камское водохранилище) в районах ЧОС г. Перми и г. Березники были взяты однородные участки рядов наблюдений (таблица 4.1).

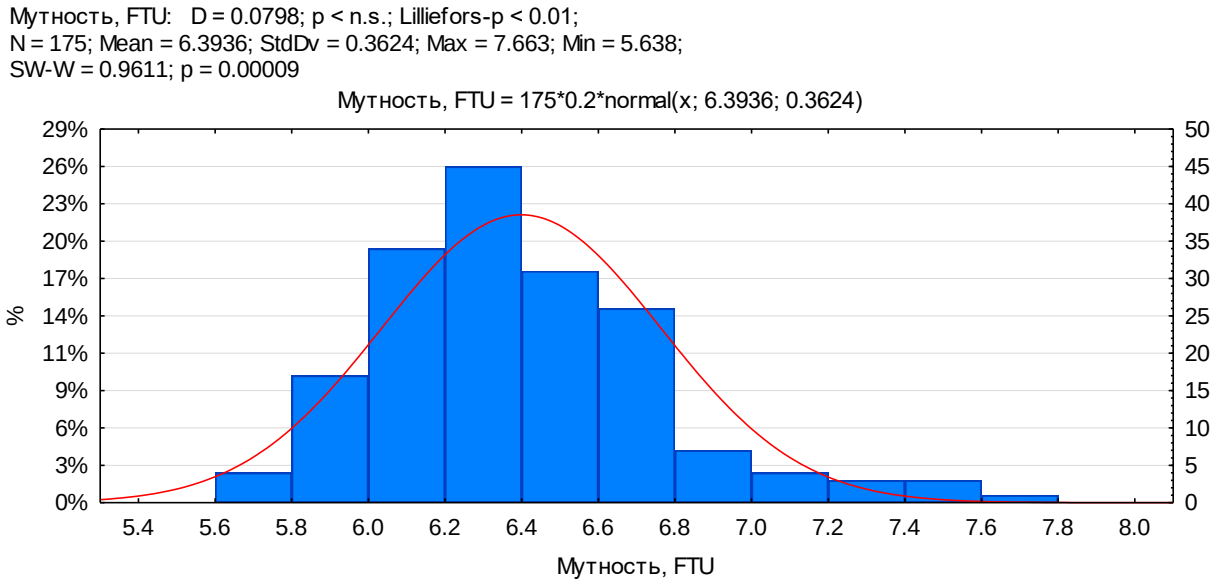
На основании результатов статистической обработки (таблица 4.1) значения мутности воды изменяются от 1,263 FTU до 2,375 FTU в районе ЧОС и в диапазоне 5,638 – 7,663 FTU в районе г. Березники. При этом очень важно подчеркнуть, что коэффициенты вариации рассматриваемых колебаний весьма близки и составляют 0,057 – 0,124.

Таблица 4.1. Статистические характеристики рассматриваемых показателей мутности воды, скорости потока, температуры воды и электропроводности для р. Кама в районах ЧОС г. Перми и г. Березники

Название параметра	Объем выборки	Среднее значение	Медиана	Минимальное значение	Максимальное значение	Среднеквадратическое отклонение	Коэффициент вариации	Коэффициент асимметрии	Эксцесс
В районе ЧОС г. Перми с 1-секундным интервалом на глубине 7 м									
Мутность, FTU	6376	1,530	1,463	1,263	2,375	0,190	0,124	1,141	0,886
Скорость, м/с	8077	0,029	0,025	0,001	0,109	0,017	0,589	0,789	0,558
Температура, ^{0}C	3136	0,499	0,497	0,462	0,538	0,015	0,030	0,432	-0,659
Удельная электропроводность, мСм/см	8280	0,530	0,552	0,352	0,648	0,079	0,150	-0,780	-0,521
В районе г. Березники с 5-минутным интервалом на глубине 10 м									
Мутность, FTU	175	6,394	6,35	5,638	7,663	0,362	0,057	0,824	1,109
Скорость, м/с	152	0,171	0,168	0,105	0,264	0,032	0,186	0,371	-0,153
Температура, ^{0}C	32	9,498	9,498	9,488	9,513	0,007	0,001	0,606	-0,378
Удельная электропроводность, мСм/см	70	0,286	0,289	0,272	0,302	0,006	0,022	-0,252	0,070

Распределение мутности воды характеризуется относительно небольшими значениями коэффициента вариации $Cv \sim 0{,}1$ и эксцесса $Ex \sim 1$ как для района г. Березники, так и для района ЧОС. По-видимому, их распределение описывается сопряжением двух механизмов, центральная часть имеет распределение близкое к нормальному, периферия описывается распределением с «тяжелым хвостом» (рисунок 4.4), где D, SW–W – соответственно, критерии оценки нормальности распределения Колмогорова и Шапиро-Уилка.

а)



б)

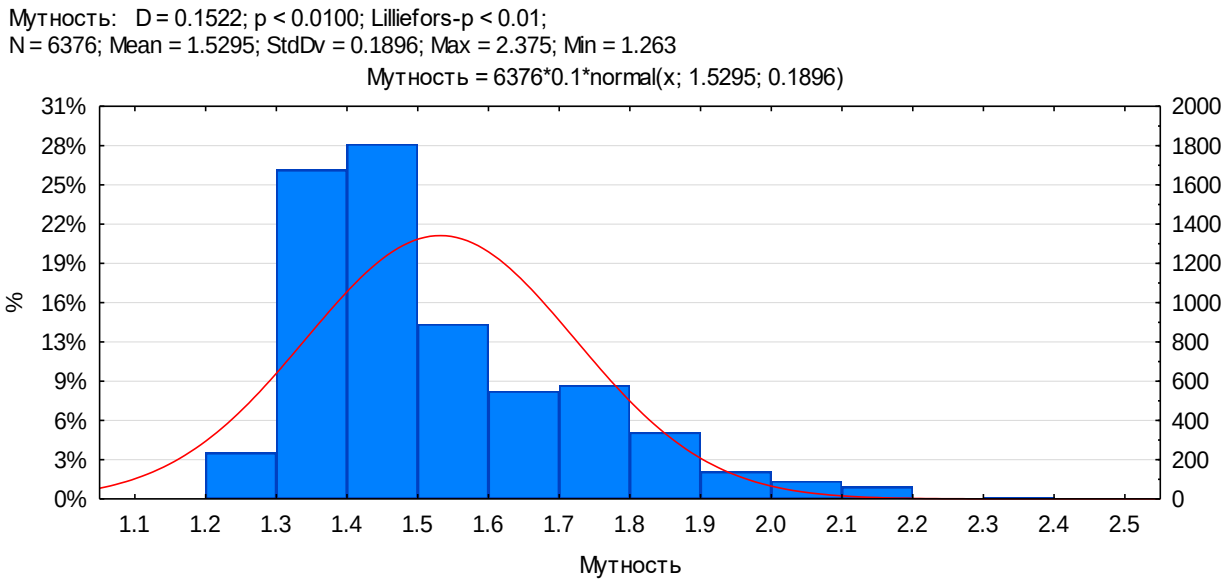
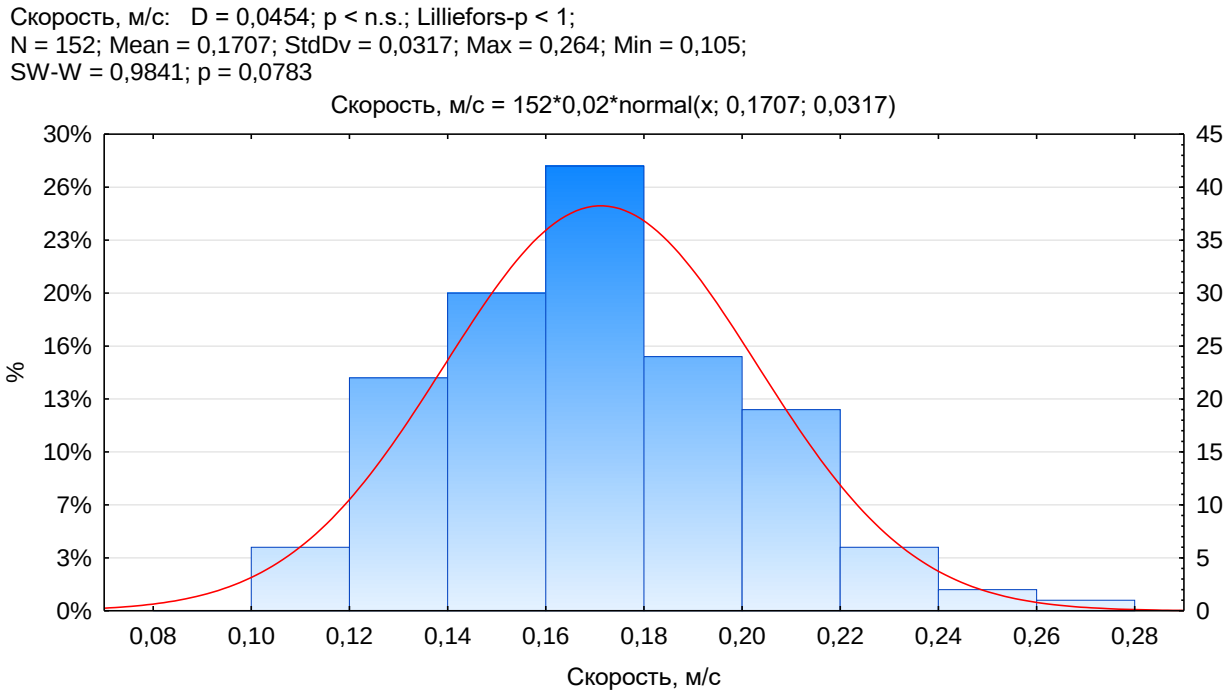


Рисунок 4.4. График плотности распределения мутности воды для р. Кама (Камское водохранилище) в районе г. Березники (а) за 13.09 14:17:29 – 14.09.2021 4:47:28 и в районе ЧОС (б) за 28.01.2021 13:18:11 – 29.01.2021 1:46:10, 29.01.2021 5:19:11 – 10:33:15

По-видимому, центральная часть распределения формируется под воздействием турбулентных пульсаций, а периферия – под воздействием крупномасштабных вихрей. Такими же особенностями распределения характеризуются колебания не только мутности, но и характеристики скорости потока и температуры воды в районах ЧОС и г. Березники (рисунки 4.5, 4.6) [Лепихин А.П. и др., 2023].

а)



б)

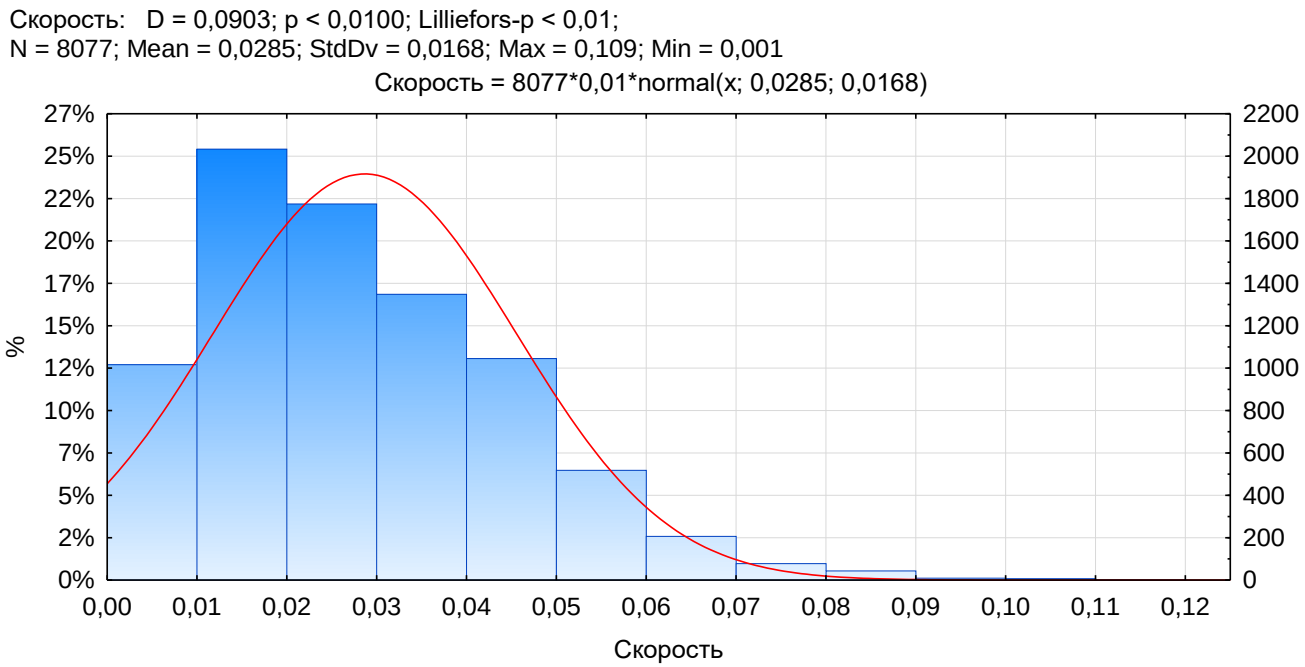
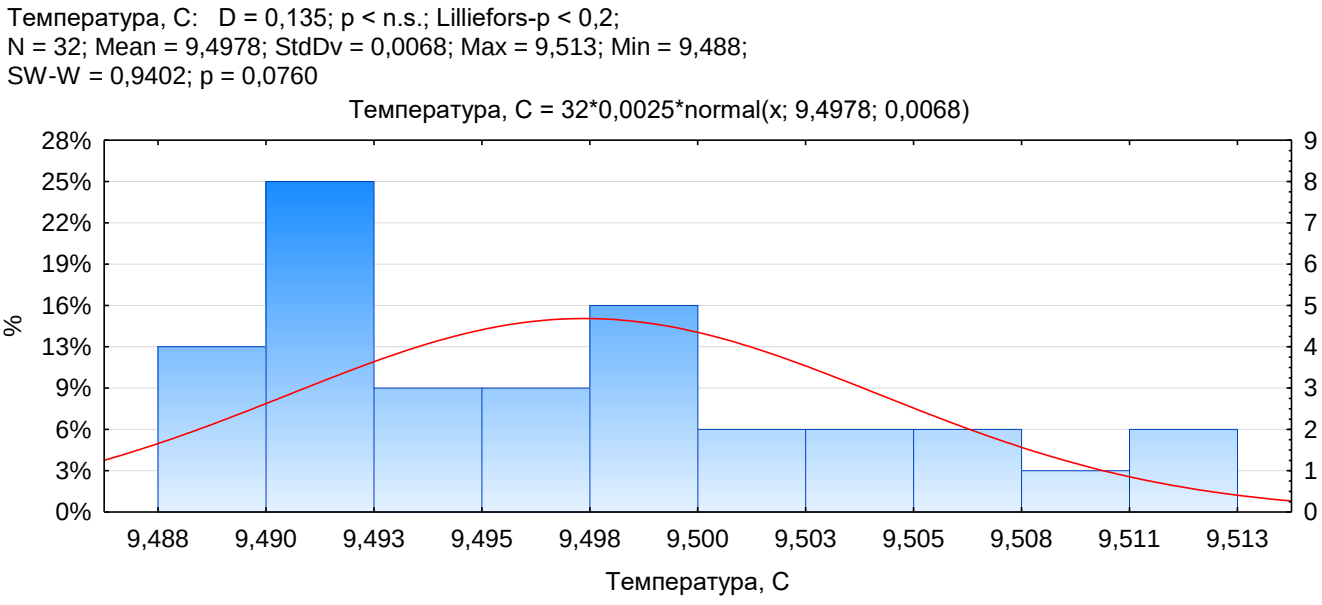


Рисунок 4.5. График плотности распределения скорости для р. Кама (Камское водохранилище) в районе г. Березники (а) за период измерений 14.09.2021 0:27:28 – 13:02:28 и в районе ЧОС (б) за 28.01.2021 11:34:10 – 10:33:15

На нормальность колебаний физических и гидродинамических параметров под воздействием турбулентности потока указывается многими авторами [Лепихин А.П. и др., 2023; Чалов С.Р. и др., 2020; Долгоносов Б.М., 2009; Dolgonosov B.M. et al., 2013]. Данная особенность, по-видимому, связана со значительно меньшим вкладом крупномасштабных вихрей в их формирование.

а)



б)

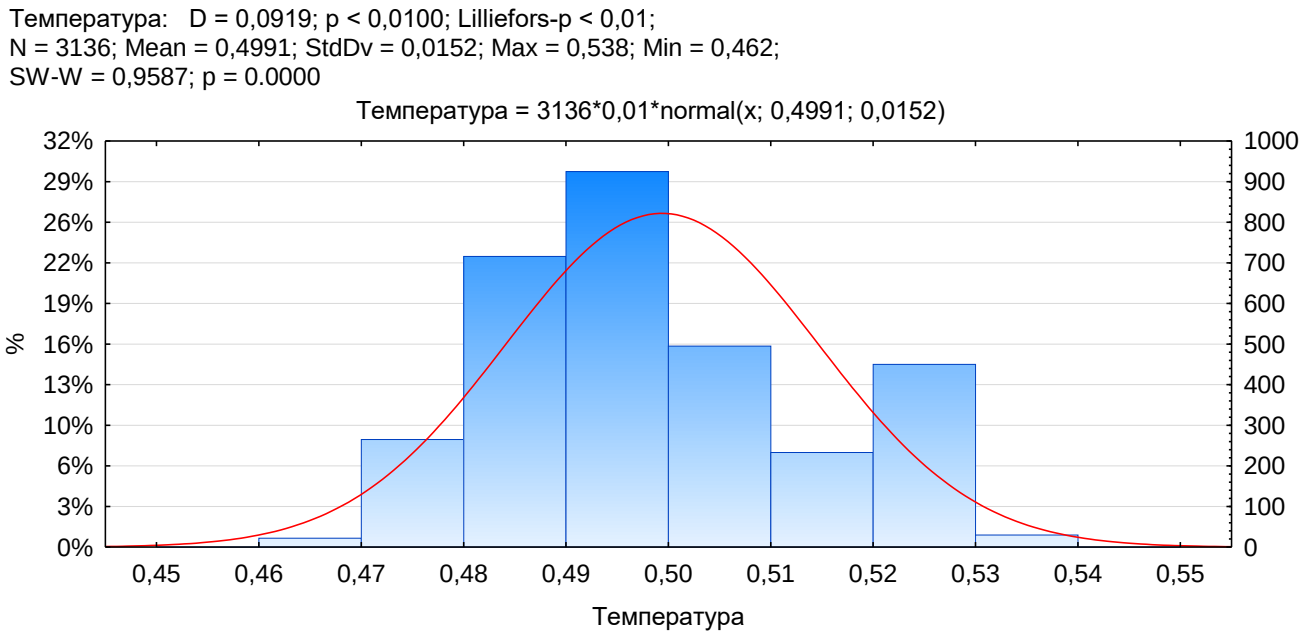
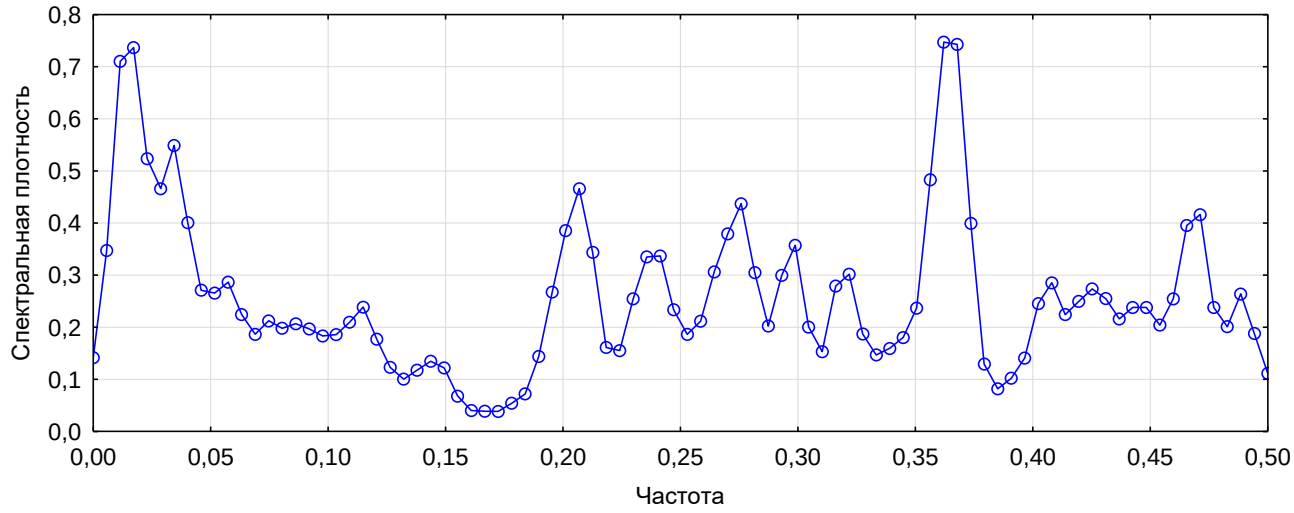


Рисунок 4.6. График плотности распределения температуры для р. Кама (Камское водохранилище) в районе г. Березники (а) за период измерений 14.09.2021 8:37:28 – 11:12:28 и в районе ЧОС (б) за 28.01.2021 12:55:12 – 21:53:14

Существенный, принципиальный вопрос представляет установление причины наблюдаемых ярковыраженных колебаний мутности воды с периодом Т ~ 5-6 часов (рисунок 4.7). Если короткопериодные колебания мутности в районе Чусовского плеса обуславливаются турбулентными пульсациями с ярко выраженным характерным временным масштабом Т ~ 42 мин, то в колебаниях в районе г. Березники отчетливо выделены периоды ~ 0,25 и 5 часов. Этот период 5 часов хорошо согласуется с характерным временем вертикального перемешивания водных масс Т вследствие вертикальной турбулентной диффузии.

а)



б)

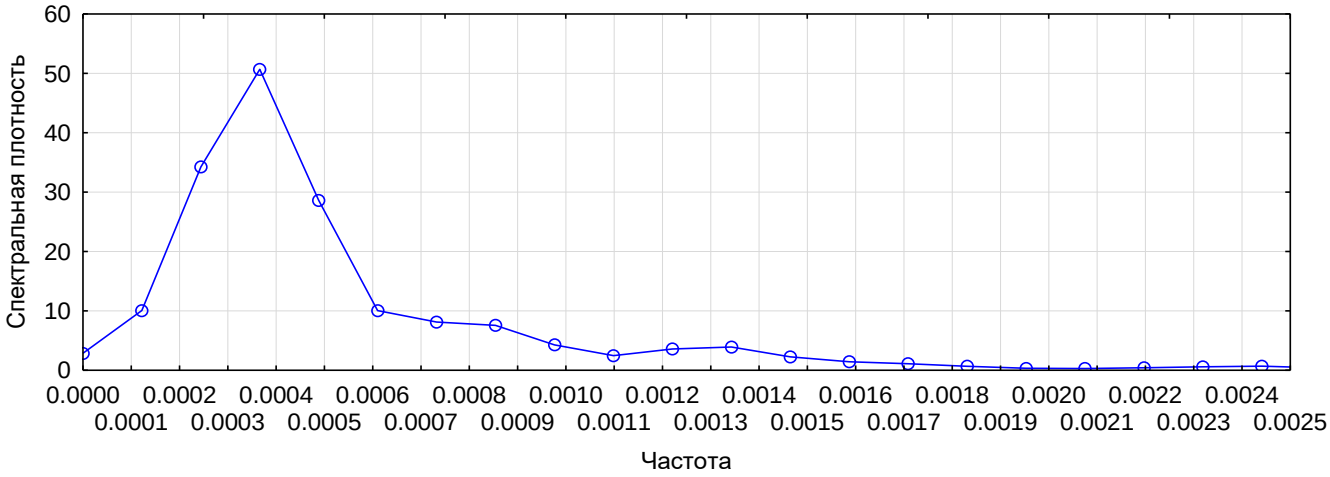


Рисунок 4.7. График спектральной функции мутности в р. Каме (Камском водохранилище) в районе г. Березники (а) за период измерений 13.09.2021 14:17:29 – 14.09.2021 4:47:28 и в районе ЧОС (б) за 28.01.2021 13:18:11 – 29.01.2021 1:46:10, 29.01.2021 5:19:11 – 10:33:15

Несложно видеть, что временной масштаб $T \sim H^2/K_{zz}$, учитывая, что по многочисленным оценкам $K_{zz} = 0.07^* V_* H$, где H – глубина потока, м; V_* – динамическая скорость, $V_* = g^{1/2}V_{ср}/C$, g – ускорение свободного падения, м/с^2; $V_{ср}$ – средняя скорость на глубине 10 м, C – коэффициент Шези. При H ~ 10 м, $V_{ср}$ = 0.532 м/с, C ~ 50 м$^{1/2}$/с, имеем характерное время вертикального перемешивания водных масс T ~ 5 часов.

Таким образом, короткопериодные колебания показателей качества воды поверхностных водных объектов оказывают значимое влияние на устойчивость системы водопользования в крупных водных объектах с применением современных методов измерений.

В настоящее время в связи с актуальностью вопросов анализа короткопериодных колебаний показателей качества воды, связанных с задачами их практического использования, представляется необходимым проводить мониторинг качества воды с существенно большей частотой измерения на основе автоматических измерительных комплексов.

Использование современных измерительных комплексов открывает принципиально новые возможности в решении вопросов организации систем мониторинга поверхностных водных объектов. В первую очередь, это относится к мониторингу, регламентации отведения взвешенных веществ, являющихся наиболее распространенным компонентом загрязнения сточных вод. Принципиальная особенность действующей системы регламентации отведения взвешенных веществ состоит в том, что она строится на оценке допустимых превышений их содержания в контрольном створе над фоновым. Сложность решения этой задачи состоит в стохастическом характере динамики взвешенных наносов. Поэтому традиционная схема регламентации взвешенных веществ представляется некорректной при частоте измерений даже 1/сут, так как в водных объектах наблюдаются значительные внутрисуточные колебания. При этом принципиально важно подчеркнуть, что соответствующие внутрисуточные колебания

контролируемых показателей качества воды, обусловленные макротурбулентными процессами, необходимо в обязательном порядке учитывать при регламентации их отведения. Введенная более 80 лет назад традиционная схема регламентации отведения взвешенных веществ [Черкинский С.Н., 1947] не учитывает достаточно сложный стохастический характер их динамики.

В настоящее время вопросы анализа когерентных структур формирующихся на границах разделов водных масс становятся все более актуальными. Это связано не только с гидродинамическими формированиями устойчивых слоистых структур в поверхностных водных объектах, но и с задачами практического использования этих эффектов в задачах охраны вод и обеспечения устойчивого водопользования. Из-за существенного различия минерализации, а, соответственно, и плотности вод рек Сылвы и Чусовой, в зимний период, в зоне их слияния наблюдается значительная вертикальная неоднородность водных масс. Эта вертикальная неоднородность водных масс используется для улучшения качества забираемой воды. На эффективность селективного отбора воды существенное влияние оказывают формирующиеся в данном районе волновые структуры. Данные оценки имеют принципиальное значение для организации устойчивого селективного забора воды с требуемыми потребительскими свойствами [Лепихин А.П. и др., 2023].

ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ПОСТРОЕНИЯ СИСТЕМЫ РЕГЛАМЕНТАЦИИ ОТВЕДЕНИЯ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ПОВЕРХНОСТНЫЕ ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ НА ОСНОВЕ УЧЕТА СТОХАСТИЧЕСКОГО ХАРАКТЕРА ИХ ДИНАМИКИ

5.1. Аспекты регламентации отведения содержания взвешенных веществ в водные объекты

Проблема отведения содержания взвешенных веществ в водные объекты очень широка, включает в себя как минимум семь аспектов его регламентации:

– гидробиологические [Лепихин А.П. и др., 2015; Зиновьев Е.А. и др., 2015; Чалов С.Р. и др., 2019];

– санитарно-гигиенические [СанПиН 2.1.5.980-00; СанПиН 2.1.4.1074-01];

– гидродинамические [Гончаров В.Н., 1938; Гришанин К.В., 1990; Веницианов Е.В. и др., 2002; Лепихин А.П. и др., 2023; Чалов С.Р. и др., 2020; Du Buat P.-L.-G., 1995];

– географические [Веницианов Е.В. и др., 2002; Лепихин А.П. и др., 2023; Чалов С.Р. и др., 2020; Долгоносов Б.М., 2009; Dolgonosov B.M. et al., 2013];

– технологические [Р 52.24.353-2012; ПНД Ф 12.15.1-08];

– мониторинговые [Чалов С.Р. и др., 2020; Chalov S. et al., 2017; Богомолов, А.В., 2021];

– гидрохимические [Веницианов Е.В. и др., 2002; Лепихин А.П. и др., 2023; Чалов С.Р. и др., 2020; Лепихин А.П., 2021].

Каждому из этих аспектов посвящено достаточно большое количество исследований. Однако, несмотря на широкие охваты, они не включают в себя такой важный аспект, как статистические характеристики колебаний концентраций взвешенных веществ в водных объектах. Детальное исследование этого важного аспекта стало возможным только при переходе на автоматические системы контроля, в то же время данная проблематика может играть ключевую роль в построении современных систем регламентации взвешенных веществ в водных объектах.

Оценка актуального состояния и возможных экстремальных характеристик любого физического или химического показателя качества воды водных объектов может рассматриваться только с определенной погрешностью, соответственно, для того чтобы нормативы качества были эффективны, необходимо, чтобы они учитывали данную погрешность с требуемой надежностью.

Так как содержание взвешенных веществ в наибольшей мере определяется гидрологическим режимом рассматриваемого водотока, являющимся достаточно сложным случайным процессом, его регламентация является наиболее ярким примером невыполнения данных требований. Значительное разнообразие факторов, определяющих в водотоке

содержание взвешенных веществ, их очень существенная внутригодовая изменчивость обусловила для данного поллютанта принципиально отличную схему регламентации. Его регламентация строится не на некоторых пороговых значениях, единых для всех водных объектов, а на основе нормирования локальных изменений качества воды между фоновым и контрольным створами. Согласно Методике [Методика разработки нормативов допустимых сбросов] содержание взвешенных веществ в контрольном створе водного объекта не должно превышать более чем на 0,25 мг/л по сравнению с фоновым створом в водных объектах первой категории и на 0,75 мг/л – в водных объектах второй категории. Однако согласно нормативным документам [РД 52.08.104-2002; РД 52.24.468-2019] средняя квадратическая погрешность определения взвешенных веществ составляет 10%. Возникает вопрос, как должна быть построена система производственного мониторинга, которая позволяла бы с требуемой надежностью гарантировать выполнимость данных требований. Парадокс ситуации заключается в том, что, с одной стороны, С.Н. Черкинский еще в 1947 г. указывал [Черкинский С.Н., 1947] на низкую обоснованность данных нормативов, отмечал, что они основывались на материалах Английской Королевской комиссии по пресноводному рыбоводству 1912 г., а с другой стороны, взвешенные вещества являются наиболее распространенным, наиболее часто регламентируемым компонентом загрязнения отводимых сточных вод, так как они, кроме непосредственного воздействия на гидробионтов могут выступать как активный транспортер гетерофазнонеконсервативных поллютантов. Однако ролью взвешенных веществ в переносе данных поллютантов можно пренебречь, если будет выполнено одно из следующих неравенств [Веницианов Е.В. и др., 2002]:

$$\left(a_i \frac{S}{\rho_S}\right) \le C_{\phi i}, \qquad (5.1)$$

$$\left(a_i \frac{S}{\rho_S}\right) \le C_{ПДКi},$$

где a_i – концентрация подвижных форм i – поллютанта на взвешенных частицах;

S – концентрация рассматриваемых взвешенных наносов;

ρ_S – плотность материала взвешенных наносов;

$C_{\phi i}$ – естественное фоновое содержание i – ингредиента в воде водного объекта.

5.2. Особенности регламентации содержания взвешенных веществ в поверхностных водных объектах

Стохастичность как физических, так и химических показателей качества воды поверхностных водных объектов обуславливается совокупностью как метрологической погрешности их определения, так и случайным характером параметров их определяющих.

Статистические особенности распределений концентраций поллютантов в отводимых сточных водах рассматривались в [Лепихин А.П. и др., 2023]. Наиболее очевидны неопределенности, связанные с метрологической погрешностью определения показателей качества воды. Данные неопределенности невелики, относительная среднеквадратическая погрешность определения показателей качества воды, как правило, составляет ~ 10% [РД 52.08.104-2002]. При этом считается, что при формировании погрешностей измерений выполняются условия ЦПТ и их колебания описываются нормальным распределением. Хотя в ряде случаев колебания погрешностей измерений могут описываться другими, существенно отличными от нормального распределениями [Новицкий Н.В., 1991]. Значительно сложный характер носит оценка контролируемых показателей, связанная с их пространственно-временной изменчивостью, а также факторами формирования гидрологического и гидрохимического режимов водных объектов.

Так как практически все охраняемые водные объекты характеризуются турбулентным режимом, их оценка должна учитывать внешние, внутренние, пространственные и временные масштабы рассматриваемого объекта. При этом, если внутренние масштабы турбулентности определяются согласно гипотезе А.Н. Колмогорова [Монин А.С., Яглом А.М., 1965] кинематической вязкостью воды (ν [$м^2/с$]) и скоростью диссипации турбулентной энергии (ε [$м^2/с^3$]), то внешние пространственные масштабы определяются морфометрией водного объекта, а временные при диффузионном механизме переноса содержания контролируемых показателей связаны с пространственными следующим образом $T = H^2/K_{zz}$, где T – характерный временной масштаб; H – характерный размер поперечного сечения; K_{zz} – коэффициент вертикальной турбулентной диффузии.

При корректном решении задач регламентации взвешенных веществ принципиальное значение имеет, кроме принятия и установления допустимых пороговых уровней по концентрациям, также необходимость принятия пространственно-временных масштабов действия данных нормативов [Веницианов Е.В. и др., 2002]. Чувствительность гидробионтов к воздействию токсикантов, как показывают многочисленные исследования [Лепихин А.П. и др., 2015; Зиновьев Е.А. и др., 2015; Чалов С.Р. и др., 2019; Лепихин А.П., 2021; Чалов С.Р. и др., 2021], в значительной мере, определяется и временем воздействия. В тоже время любая система как технического, так питьевого водоснабжения обладает определенной инерционностью. Поэтому в общем случае должно проводиться сопоставление пространственно-временных масштабов системы водопользования и соответствующих масштабов формирования качества воды.

Конечной целью проведения водоохранных мероприятий является сохранение в положении, близком к их естественному состоянию, поверхностных водных объектов.

Установление регламентируемых параметров удобнее всего проводить, исходя из оценки однородности качества воды в фоновом и контрольном створах. Данное требование, в первую очередь, относится к задаче регламентации взвешенных веществ, так как содержание взвешенных веществ в водных объектах, кроме внешнего воздействия определяется также внутриводоемными факторами – гидродинамическим режимом водного потока, поэтому система его регламентации строится на оценке значимости локальных превышений их содержания в контрольном створе над фоновым. Так как полное описание стационарного случайного процесса задается установлением его функции распределения, поэтому эти характеристики должны учитываться при построении системы регламентации. Если $f_ф(S)$, $f_к(S)$ – соответственно, функции плотности распределения ВВ в фоновом и контрольном створах, Р – вероятность превышения допустимого содержания ВВ в контрольном створе над фоновым, тогда в общем случае необходимо, чтобы

$$\left| f_к(S) - f_ф(S) \right| \le P\,. \tag{5.2}$$

В настоящее время известно достаточно большое количество критериев оценки близости статистических распределений [Кобзарь А.И., 2006]. При этом оценка однородности концентраций ВВ в фоновом и контрольном створах с методической позиции на основе сопоставимости их функций распределения представляется наиболее обоснованной. Однако такой подход существенно усложняет процедуры расчетов, поэтому традиционно используются некоторые точечные оценки. Формально в действующих методических указаниях не указывается, какие оценки должны использоваться при оценке различия концентраций взвешенных веществ в контрольном и фоновом створах рассматриваемого водотока. Как правило, используются разовые значения или некоторые локальные средние значения. При значительной дисперсии оценки взвешенных веществ использование единичных замеров совершенно некорректно. Если оценка строится на сопоставимости локальных средних значений, то наиболее удобно использовать критерий Стьюдента. Это связано с тем, что данный критерий, во-первых, является параметрическим, а во-вторых, его оценки робастны, т.е. достаточно устойчивы к отклонениям от нормального распределения. Сама схема данного критерия записывается следующим образом:

$$\frac{\left(\bar{C}_к - \bar{C}_ф\right)}{\sqrt{2}\left(\frac{\sigma_к^2}{N_k} + \frac{\sigma_ф^2}{N_ф}\right)^{1/2}} < t_{1-p}(N), \tag{5.3}$$

где $t_{1\text{-}p}(N)$ – квантиль распределения Стьюдента 1-р порядка на основе N замеров в контрольном и фоновом створах, $N = N_k + N_ф - 2$;

$\bar{C}_к$ – средняя концентрация взвешенных веществ в контрольном створе на основе N_k замеров;

$\bar{C}_ф$ – средняя концентрация взвешенных веществ в фоновом створе на основе $N_ф$ замеров;

$\sigma_к^2$ – дисперсия содержания взвешенных веществ в контрольном створе,

$\sigma_ф^2$ – дисперсия содержания взвешенных веществ в фоновом створе.

При этом необходимо учитывать, что дисперсия содержания взвешенных веществ как в контрольном створе, так и в фоновом створе

$$\sigma_к^2 = \sigma_{Eк}^2 + \sigma_{metк}^2, \tag{5.4}$$

$$\sigma_ф^2 = \sigma_{Eф}^2 + \sigma_{metф}^2, \tag{5.5}$$

где σ_E^2 – дисперсия изменения естественного содержания взвешенных веществ в рассматриваемом водотоке; σ_{met} – метрологическая погрешность измерения взвешенных веществ, соответственно, в контрольных и фоновых створах водотоках.

Используя соотношение (5.3) несложно оценить требуемое количество параллельных замеров взвешенных веществ в контрольном и фоновом створах для того, чтобы обеспечить выполняемость данного норматива с надежностью 1-р. При этом необходимо подчеркнуть, что измерения должны быть статистически однородными при данных условиях.

Формально в действующей в настоящее время системе регламентации [Методические указания по разработке нормативов допустимых воздействий; РД 52.24.622-2001] не вводится, не рассматривается надежность соблюдения нормативных требований, априорно предполагается, как уже отмечалось, абсолютная надежность систем контроля.

Однако, так как в качестве минимального нормативного расхода используется минимальный месячный расход года 95% обеспеченности, то можно предположить, что соблюдение нормативов должно обеспечиваться с надежностью 95%. Критическое значение $t_{1\text{-}p}(N)$ монотонно убывает с увеличением N и стремится к $t_{1\text{-}p}(N) \rightarrow \text{const}$ при $N \geq 120$, при этом $t_{95\%} \rightarrow 1{,}64$.

Рассмотрим простейший пример. Пусть выполняется вполне естественное допущение, что $N_k \sim N_ф$, функция распределения подчиняется нормальному закону, также дисперсии взвешенных веществ в фоновом и контрольном створах равны, в этом случае для оценки требуемого объема выборки, необходимой для соблюдения условий с надежностью 1-р, имеем

$$N \geq \left(\frac{\sigma \cdot \sqrt{2} \cdot t(N)}{\Delta C} \right)^2, \tag{5.6}$$

где ΔС – разность выборочных средних значений концентраций ВВ в контрольном и фоновом створах.

Из соотношения (5.6) следует, что при указанных выше параметрах ΔС = 0,25 мг/л, σ = 10 мг/л для обеспечения с надежностью 95 % выполнения данного норматива необходимо проведение $N > 9 \cdot 10^3$, т.е. даже при ежедневых отборах проб воды в контрольном и фоновом створах для обеспечения соблюдения данных нормативных условий с требуемой надежностью 95% необходимы практически десятилетние наблюдения. Поэтому необходимо переходить на автоматические измерительные комплексы, где в качестве измеряемого показателя рассматривается не непосредственно взвешенные вещества, а мутность воды, измеряемая через изменение оптической плотности (прозрачности воды). В то же время в настоящее время технические средства контроля мутности достаточно хорошо отработаны и установлены надежные связи между мутностью воды и концентрацией взвешенных веществ.

Учитывая, что колебания содержания взвешенных веществ в русловых потоках характеризуются значительной дисперсией σ^2, поэтому принципиально важно определить, что должна обеспечивать регламентация ВВ: недопустимых статистически значимых различий в содержании взвешенных веществ с вероятностью P_1 или обеспечить однородность содержания взвешенных веществ в фоновом и контрольном створах с надежностью P_2.

Формально, если исходить из требования (5.6), мы должны также принимать P_1=95%, т.е. гарантировать, что вероятность различия в содержании взвешенных веществ в фоновом и контрольном створах должна быть менее 5%. Однако учитывая значимую дисперсию содержания *C*, это требование практически невыполнимо и экологически необоснованно.

В то же время, если достаточно только наличие значимых статистических различий в содержании взвешенных веществ в контрольном и фоновом створах, то следует принимать $P = 0{,}05$.

Регламентация содержания взвешенных веществ в поверхностных водных объектах строится на оценке допустимости различия содержания данного поллютанта в фоновом и контрольном створах. Однако, для того чтобы корректно судить о значимости этих различий, они должны быть больше, как их погрешности измерений, так и естественной флуктуации мутности в водотоке под воздействием турбулентных пульсаций.

При этом система контроля должна позволять использовать как единичные, разовые замеры, так и их серии с использованием осредненных значений за некоторый промежуток времени.

Исходя из данной схемы различия в содержании взвешенных веществ в фоновом и контрольном створах статистически значимы с надежностью 1-*p*, если будет выполняться неравенство

$$|\Delta C| \geq \sqrt{2}\left(\frac{\sigma_E^2}{N} + \frac{\sigma_{met}^2}{N}\right)^{1/2} \cdot t_{1-P}(N), \tag{5.7}$$

$$\text{а при } |\Delta C| < \sqrt{2}\left(\frac{\sigma_E^2}{N} + \frac{\sigma_{met}^2}{N}\right)^{1/2} \cdot t_{1-P}(N) \tag{5.8}$$

нет оснований считать рассматриваемые различия статистически значимыми.

Естественно, необходимо, чтобы нормативные различия содержания ВВ между фоновым и контрольным створами были значимо больше ΔC_p. Для того, чтобы уменьшить расчетную величину ΔC_p в рассматриваемых створах при N параллельных измерениях необходимо увеличить количество измерений или уменьшить погрешность измерений σ_{met}^2, так как величина турбулентной пульсации ВВ не подлежит регулированию, при этом необходимо учитывать, чем больший период измерений будет рассматриваться, тем больше будет дисперсия σ_E^2, обусловленная изменчивостью гидрологического режима водного объекта.

Рассматриваемая задача регламентации принципиально упрощается, если рассматривать однородные по гидрологическому режиму временные интервалы, для которых величина дисперсии ВВ может рассматриваться как постоянная величина. В этом случае пороговое значение допустимого превышения ВВ в контрольном створе по сравнению с фоновым должно определяться при единичных замерах соотношением в простейшем случае, принимая, что колебания мутности воды подчиняются нормальному закону распределения

$$\Delta C < \left(\sigma_E^2 + \sigma_{met}^2\right)^{1/2} \cdot P_{1-P}, \tag{5.9}$$

где $P_{1\text{-}P}$ – квантиль нормального распределения $N(0,1)$. При этом $t_{1\text{-}p}(N) \rightarrow P_{1\text{-}p}$ при объеме рассматриваемой выборки $N \rightarrow \infty$. Так современные измерительные комплексы обеспечивают весьма малую погрешность измерения. Так как при этом, как правило, $\sigma_E^2 >> \sigma_{met}^2$, то соотношение (5.9) упрощается.

В целом, в допущении, что колебания концентраций взвешенных веществ описываются нормальным распределением, при регламентации отведения взвешенных веществ необходимо выполнение условия, при котором допустимое содержание взвешенных веществ в контрольном створе определяется следующим соотношением:

$$C_{взк} \leq \overline{C_{взф}} \cdot (1 + K_p \cdot Cv) \tag{5.10}$$

где $C_{взк}$ – допустимая концентрация взвешенных веществ в контрольном створе;

$\overline{C_{взф}}$ – среднее значение текущего естественного содержания взвешенных веществ в фоновом створе; K_p – квантиль порядка p, устанавливаемая исходя из требования недопустимости с надежность 1-p непревышения содержания взвешенных веществ

в контрольном створе их естественных колебаний, или нахождения с вероятностью *p* внутри диапазона их естественных колебаний.

Величина *Cv* определяется характером системы контроля качества отводимых сточных вод, чем меньше частота замеров, чем больше продолжительность времени между отдельными замерами, тем больше *Cv*.

Если при этом различия в фоновом и контрольном створах с надежностью 95%, то принимая в первом приближении $C_{взк}$ - $\overline{C_{взф}} \leq Cv \cdot \overline{C_{взф}} K_p$, где K_p = 1.64 – нормированное отклонение от среднего с вероятностью превышения 5% [Блохинов Е.Г., 1974] и $Cv \cdot \overline{C_{взф}} = \sigma_E$, имеем $\Delta C_P < \sigma_E \cdot 1.64$. Данное соотношение является регламентируемым требованием для ВВ при временных контролях $\Delta T < \left| \left(\frac{1}{Q} \left(\frac{\partial Q}{\partial t} \right) \right)^{-1} \right|$.

Для обеспечения корректности функционирования предложенной схемы регламентации отведения взвешенных веществ в поверхностные водные объекты необходимо выполнение следующих условий:

1. Транспортирующая способность потока, определяющаяся его гидравлическим режимом, должна быть равномерна на участке от фонового до контрольного створа, а различие во времени отбора проб ΔТ в этих створах должно быть существенно меньше времени добегания между ними. При этом для обеспечения однородности рядов по содержанию ВВ в водном объекте должна обеспечиваться однородность их гидрологического режима.

2. ВВ должны представлять собой химический нейтральный поллютант, не участвующий в транспортировке гетерофазнонеконсервативных веществ.

3. Размеры частиц взвешенных веществ должны быть однородны на всем рассматриваемом участке. В настоящее время вся действующая система как регламентации техногенных воздействий на водные объекты, так и их хозяйственного использования базируется на априорном допущении однородности водных масс по глубине. В условиях развитой турбулентности и плотностной однородности это положение не вызывает возражений. Другими словами, размеры гранулометрических частиц не должны меняться на всем рассматриваемом участке. Согласно рассматриваемой схеме регламентации ВВ выбираются однородные временные интервалы по гидрологическому режиму, с достаточно однородными почвенно-геохимическими условиями.

В то же время при установлении фоновой концентрации можно воспользоваться материалами ведомственного мониторинга, когда фоновый створ наблюдений установлен ~ в 1 км от створа выпуска сточных вод. Если на крупных реках в силу инерционности гидродинамических процессов содержание ВВ не может существенно изменяться, то на малых

водотоках в силу их значительной морфометрический неоднородности концентрация наносов может значительно изменяться даже в пределах 1 км. При этом при данной схеме установления расчетной фоновой концентрации мы устанавливаем значительно более жесткие нормативы для ВВ по сравнению с другими веществами.

Влияние на содержание взвешенных веществ в фоновом створе вышерасположенного участка водного объекта должно быть минимально. В фоновом створе сточные воды не должны оказывать влияния на содержание ВВ ни при каких гидрологических условиях, а также на результат определения фоновой концентрации взвешенных веществ при проведении проб воды, т.е. влияние на содержание взвешенных веществ в воде водного объекта в фоновом створе, выше которого водный объект не должен испытывать антропогенного воздействия, должно быть минимально. Основными требованиями, предъявляемыми к показателям фонового содержания поллютантов в водных объектах, должны быть: объективность отражения их содержания и изменчивости в рассматриваемом объекте; эффективность их применения при решении конкретных задач. В общем случае данная схема регламентации может быть применима для оценки фоновых значений, только если: характерное естественное содержание рассматриваемого i ингредиента существенно ниже лимитирующих его ПДК; рассматриваемые ингредиенты характеризуются нормальным законом распределения; отсутствуют статистически значимые связи между значениями в рассматриваемой выборке.

4. Нормативные различия содержания ВВ между фоновым и контрольным створами должны быть больше расчетных различий ΔC_p с надежностью 95% при выполнении требования $\Delta C_p < \sigma_E \cdot 1.64$.

5.3. Оценка колебаний мутности воды при различной частоте измерений в р. Каме (Камском водохранилище) в районе г. Березники

Существенный как практический, так и теоретический интерес представляют результаты статистической обработки колебаний мутности воды при различной частоте измерений в р. Каме (Камском водохранилище) в районе г. Березники. Данный участок представляет собой зону выклинивания Камского водохранилища. В теплый период при поддержании уровня воды близком к НПУ он характеризуется замедленным гидрологическим режимом, в то же время в зимний период при сработке водохранилища наблюдаются типичные речные условия. В то же время данный водный объект испытывает значительные нагрузки от активно разрабатываемого крупнейшего Верхнекамского месторождения калийных и магниевых солей (ВКМКС), а также он активно используется в водообеспечении промышленных предприятий этого комплекса.

Для анализа колебаний содержания взвешенных веществ использовались материалы как регулярных наблюдений на сети Росгидромета, так и собственных наблюдений с использованием измерительного комплекса Valeport MIDAS ECM. Для оценки внутригодовой динамики содержания взвешенных веществ использовались материалы регулярных наблюдений Пермского ЦГМС – филиала ФГБУ «Уральское УГМС» на створе, в 150 м выше автодорожного моста через р. Каму, т.е. рассматриваемые ВВ сформировались, в значительной мере, под воздействием естественных факторов. Результаты их статистической обработки представлены в таблице 5.1.

Таблица 5.1. Статистические характеристики концентраций взвешенных веществ (мг/л) в р. Каме (Камское водохранилище) выше г. Березники при частоте измерений ν = 1/мес за период наблюдений Росгидромета 1974 – 2001 гг.

Название	Объем выборки, N	Глубина, м	Среднее значение, $x_{ср}$	Среднеквадратическое отклонение	Коэффициент вариации, Cv	Коэффициент асимметрии, Cs	Эксцесс, Ex
июль	9	9	15,578	11,743	0,754	1,382	0,059
сентябрь	8	9	7,706	4,109	0,533	-0,446	-0,703
октябрь	7	9	9,450	6,587	0,697	0,946	0,080
февраль	6	0,5	6,867	4,720	0,687	0,349	0,193
март	7	0,5	5,257	4,184	0,796	0,825	0,058

Как следует из таблицы 5.1, концентрации взвешенных веществ характеризуются значительной изменчивостью, сопоставимой с их средними измеренными значениями, при этом коэффициент вариации Cv ~ 0.5-0.8. Следует подчеркнуть, что значимая изменчивость ВВ, хотя и значительно меньшая, чем представленная в таблице 5.1, фиксируется при значительно более краткосрочных наблюдениях при достаточно однородном гидрологическом режиме. В таблице 5.2 представлены материалы измерений, выполненных с разной частотой измерений (ν) за 22.07.2021 г., 14.10.2022 г. ν = 1/с и 13.09-14.09.2021 ν = 12/час. При такой высокой частоте измерений колебания мутности воды обусловлены турбулентными пульсациями [Синцова Т.Н. и др., 2023].

Таблица 5.2. Статистические характеристики мутности воды (FTU) в р. Каме (Камском водохранилище) в районе г. Березники для различных частот измерений

Дата	Объем выборки, N	Глубина, м	Частота измерений, ν	Среднее значение, $x_{ср}$	Среднеквадратическое отклонение	Коэффициент вариации, Cv	Коэффициент асимметрии, Cs	Эксцесс, Ex
22.07.2021 [1]	143	8	1/с	6,907	0,464	0,067	0,924	1,04
14.10.2022	538	7	1/с	6,659	0,502	0,075	1,132	2,07
13.09-14.09.2021	175	10	12/час	6,394	0,362	0,057	0,824	1,109

[1]Измерения 22.07.2021 г. были выполнены при наличии существенной вертикальной плотностной стратификации водных масс.

Как следует из таблицы 5.2, колебания мутности воды характеризуются весьма существенными значениями коэффициентов асимметрии и эксцесса. Эти особенности колебаний

мутности воды подтверждаются материалами измерений, выполненных в другие сроки (22.07.2021 г. и 14.10.2022 г.) с использованием того же измерительного комплекса. Следует отметить, что существенная асимметрия колебаний мутности воды сохраняется и при измерениях со значительно меньшей частотой измерений ν = 12/час и продолжительностью измерений $T_{из}$ ~ 1 сут, выполненных 13-14.09.2021 г. с установкой прибора на глубине 10 м. При такой частоте измерений они вряд ли определяются только турбулентными пульсациями, вероятно важную роль в их формировании играют значительно более инерционные, когерентные структуры. Так как в водных объектах наблюдается значительная дисперсия ВВ, при этом она существенно возрастает со снижением частоты опробования. Как следует из сопоставления таблиц 5.1 и 5.2, дисперсия содержания ВВ, обуславливаемая неоднородностью гидрологического режима водотока, на порядок больше дисперсий, обусловленных суточной изменчивостью внутриводоемных процессов. При этом важно подчеркнуть, что если дисперсия, обусловленная неоднородностью гидрологического режима, может быть принципиально уменьшена путем увеличения частоты опробования, переходом на гидрологически однородные отрезки, то дисперсия ВВ, обусловленная турбулентными процессами, не может быть так снижена и ее необходимо в обязательном порядке учитывать при регламентации их отведения. Так как характерной особенностью пульсаций мутности воды является их значимая положительная асимметрия, соответственно, распределение показателей мутности воды в ее периферийных частях не описывается нормальным распределением (рисунок 5.1). Данная особенность, по–видимому, обуславливается значительной отрицательной плавучестью взвешенных частиц [Синцова Т.Н. и др., 2023].

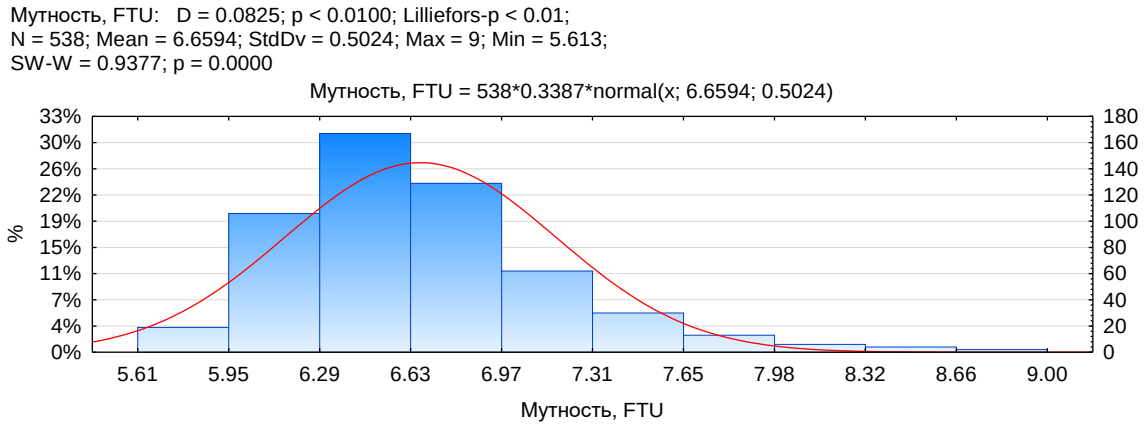


Рисунок 5.1. График плотности вероятности распределения колебаний мутности воды в р. Каме (Камском водохранилище) в районе г. Березники при проведении эксперимента 14.10.2022 г.

Значимое отличие распределения колебаний мутности воды, а соответственно, и ВВ от нормального распределения, накладывает дополнительные трудности на порядок регламентации отведения ВВ.

При достаточной близости первых четырех статистических моментов мутности воды при отсечке замеров с частотой 1/с и 12/час следует обратить внимание на принципиальное отличие их спектральных плотностей (рисунки 5.2-5.4) [Синцова Т.Н. и др., 2023], рассчитанных на основе стандартной процедуры Фурье анализа, что вполне объяснимо различием механизмов, обуславливающих их колебания. Если короткопериодные колебания мутности обуславливаются турбулентными пульсациями с ярко выраженными характерными временными масштабами Т ~ 7 с и 40-50 с, то в суточных колебаниях отчетливо выделены когерентные структуры – 0,25 и 5 часов.

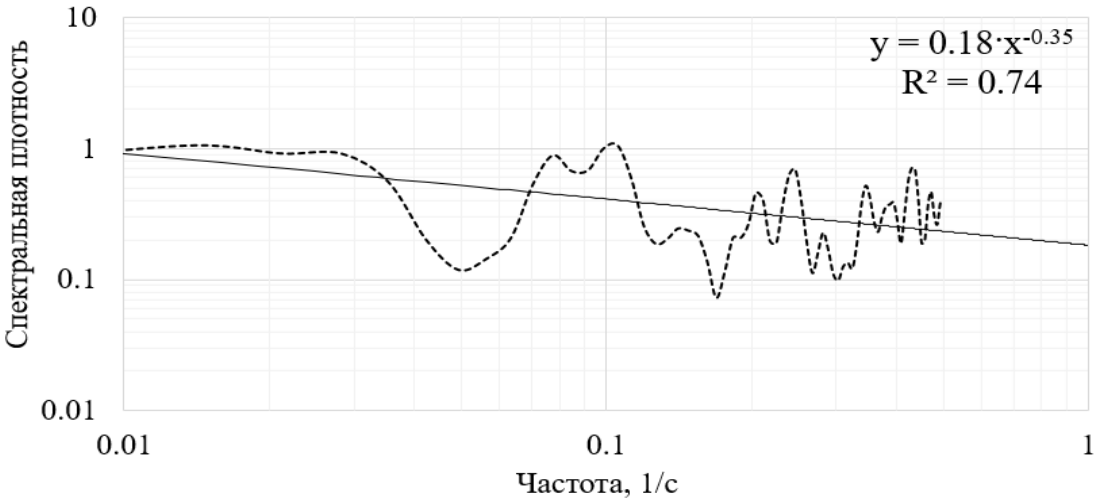


Рисунок 5.2. График спектральной функции мутности в р. Каме (Камском водохранилище) в г. Березники за период измерений 13:54:36 – 13:56:58 22.07.2021 г.

Из всех рассмотренных нами аппроксимаций спектральной функции мутности (рисунки 5.2 - 5.4, а) наилучший результат показывает аппроксимация, выполненная на основе степенной зависимости (рисунки 5.2-5.4, б), так как ее погрешность, характеризуемая среднеквадратической ошибкой, оказывается незначительной – 0.08.

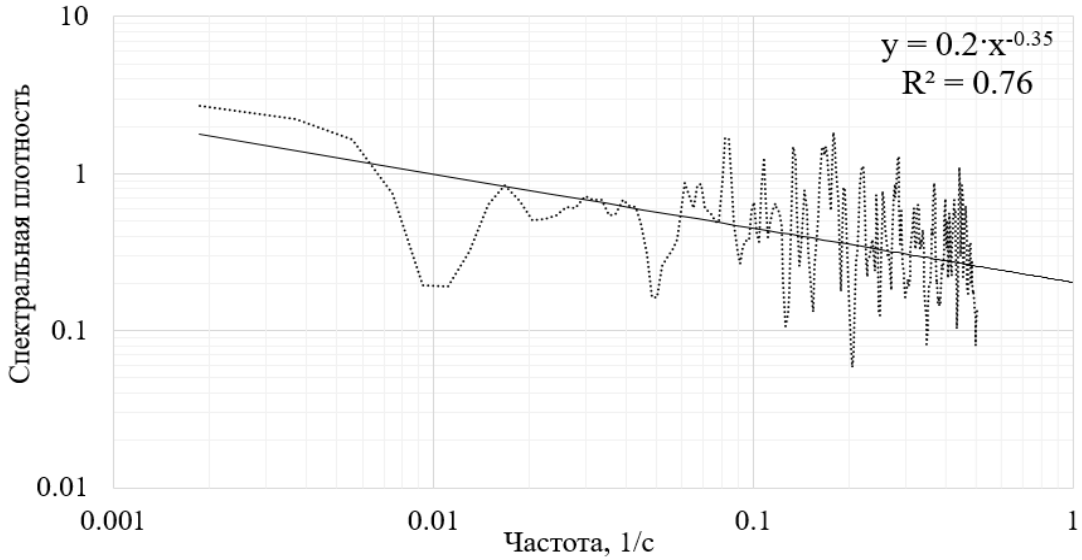


Рисунок 5.3. График спектральной функции мутности в р. Каме (Камском водохранилище) в г. Березники за период измерений 14:48:30 –14:57:27 14.10.2022 г.

На спектрах (рисунки 5.2, 5.3, б) с 1-секундной дискретностью отмечается хорошая аппроксимация исходных данных линией регрессии, построенной в форме степенной функции (коэффициент детерминации R^2 = 0.74-0.78) с показателем степени 0.35 как в низкочастотной, так в высокочастотных областях колебаний, в отличие от спектра (рисунок 5.4б) с 5-минутным интервалом, описывающегося степенной линией тренда с показателем степени в низкочастотной области 0.96, что доказывает природу мелкомасштабных пульсаций в короткопериодных колебаниях и более инерционных – в низкочастотной области суточных колебаний.

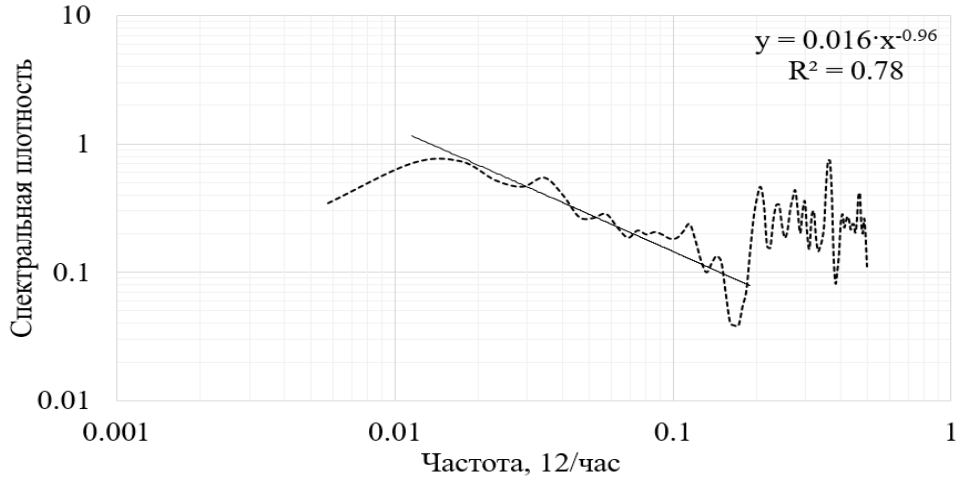


Рисунок 5.4. График спектральной функции мутности в р. Каме (Камском водохранилище) в г. Березники за период измерений 13.09.2021 14:17:29 – 14.09.2021 4:47:28

В ходе проведенной оценки колебаний мутности воды при различной частоте измерений на Камском водохранилище в районе г. Березники показано, что использование современных измерительных комплексов открывает принципиально новые возможности в решении вопроса регламентации отведения ВВ, являющихся наиболее распространенным компонентом загрязнения сточных вод. Сложность решения этой задачи определяется многофакторностью формирования динамики потоков взвешенных веществ, их стохастическим характером. Поэтому традиционная схема регламентации, построенная на установлении порога не превышения содержания ВВ в контрольном створе над фоновым, представляется некорректной при частоте контроля даже 1/сут, так как в крупных поверхностных водных объектах, в данном случае в Камском водохранилище, наблюдаются значительные внутрисуточные колебания, формируемые под воздействием не только когерентных структур, но и турбулентных пульсаций, которые необходимо в обязательном порядке учитывать при регламентации отведения ВВ. Поэтому для эффективного функционирования регламентации отведения ВВ представляется необходимым проводить мониторинг качества воды с 10-минутным интервалом измерения в течение суток на основе автоматических измерительных комплексов, так как этот период колебаний хорошо согласуется с временным масштабом когерентных структур, обусловленных макротурбулентными процессами.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Установлены механизмы формирования статистической несостоятельности оценок химических показателей качества воды в водных объектах в зонах активного техногенеза. Впервые решена задача оценки неустойчивости определения расходов воды при залповом и постоянном сбросах с применением химического метода (метода смешения), обусловленная структурой расчетных зависимостей, при этом колебания расходов воды описываются обратным нормальным распределением. В результате математического моделирования методом Монте-Карло при объеме выборки $N \sim 10^5$ показано, что оценки измерений являются устойчивыми только при коэффициентах вариации концентрации маркера $Cv_C < 0{,}2$. Предложены эффективные методы для повышения оценок устойчивости измерения расходов воды: увеличение расстояния от начального до контрольного створов; вихри с характерными размерами l меньше размеров датчика l_d.

2. Проведена типизация функций распределений химических показателей качества воды в отводимых сточных водах в рассматриваемых водовыпусках предприятий коммунального хозяйства за период ежемесячных наблюдений 2018 - 2021 гг. и горно-химического производства за 2016 - 2020 гг. для статистически однородных выборок с использованием традиционных параметрических и непараметрических критериев и функций распределения. Показано, что половина загрязняющих веществ от их общего числа в сточных водах обоих предприятий описывается нормальным распределением: растворенный кислород, сульфаты, хлориды, сухой остаток, фосфаты, железо, нефтепродукты, хотя их химический состав очень неоднороден и отличен по условиям его формирования. Вместе с тем колебания ВВ не описываются нормальным распределением, так как их статистические колебания определяются более сложной совокупностью технологических факторов. Для оценки эффективности построения системы производственного мониторинга водных объектов представляется необходимым разработка и внедрение автоматизированной системы контроля за качеством воды на примере ВВ.

3. Разработана схема регламентации отведения ВВ на основе использования автоматических измерительных комплексов для обеспечения надежности функционирования системы их регламентации. Установлено основное регламентирующее требование $|\Delta C| < \sqrt{2}\left(\frac{\sigma_E^2}{N} + \frac{\sigma_{met}^2}{N}\right)^{1/2} \cdot t_{1-P}(N)$, при выполнении которого не будет наблюдаться статистически значимых различий их содержания в фоновом и контрольном створах с надежностью 1-P. Выполнена оценка эффективности данной схемы регламентации на примере двух участков Камского водохранилища с использованием собственных материалов высокочастотных наблюдений за динамикой мутности воды, полученных с помощью измерительного комплекса MIDAS ECM.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ГН 2.1.5.1315-03 Гигиенические нормативы. «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». Разр. Г.Н. Красовским и др. М.: Минздрав России, 2003. – 154 с.

2. Директива Европейского парламента и Совета №2000/60/ЕС от 23 октября 2000 г., устанавливающая рамочные положения о деятельности Сообщества в области водной политики

3. Методика разработки нормативов допустимых сбросов загрязняющих веществ в водные объекты для водопользователей. Утв. Приказом Минприроды России от 29 декабря 2020 года № 1118 (ред. от 15.07.2025). – 53 с.

4. Методические указания по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты. Утв. Приказом МПР России №328 от 12.12.2007 г.

5. МИ 1759-87. Методические указания «ГСИ. Расход воды на реках и каналах. Методика выполнения измерений методом «скорость - площадь»». Разр. ГГИ. Утв. ВНИИР. М.: Изд. стандартов. – 1987. – 25 с.

6. МУ 2.1.5.720-98 «Обоснование гигиенических нормативов химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». Разр. Г.Н. Красовским и др. М., 1999.

7. Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утв. Приказом Федерального агентства по рыболовству от 26.05.2025 № 296 (Зарегистрирован 02.06.2025 № 82497). – 110 с.

8. ПНДФ 14.1.2:4.254-2009 «Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовых концентраций взвешенных веществ и прокаленных взвешенных веществ в пробах питьевых, природных и сточных вод гравиметрическим методом». Разр. АЦ ЗАО «Роса». М. – 2009. – 14 с.

9. ПНДФ 12.15.1-08 «Методические указания по отбору проб для анализа сточных вод». М., 2015.

10. Порядок организации разработки и утверждения ПДК и ОБУВ загрязняющих веществ в воде рыбохозяйственных водных объектов (утв. Роскомрыболовства 14.08.1995 № 12-04-11/454) (Зарегистрировано в Минюсте РФ 06.12.1995 № 987).

11. Р 52.24.353-2012 «Отбор поверхностных вод суши и очищенных сточных вод». Росгидромет. ФГБУ «ГХИ». – 2012.

12. Р 52.08.930-2023 «Измерение расхода воды методами ионного паводка и постоянного пуска солевого раствора». ФГБУ «ГГИ». С.-П. – 2023.

13. РД 52.08.104-2002 «Методические указания. Мутность воды. Методика выполнения измерений». Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. С-Пб.: Гидрометеоиздат. – 2002.

14. РД 52.24.24.468-2005 «Взвешенные вещества и общее содержание примесей в водах. Методика выполнения измерений массовой концентрации гравиметрическим методом». М., 2005.

15. РД 52.08.767-2012 «Расход воды на водотоках. Методика измерений акустическими доплеровскими профилографами "Stream Pro" и "Rio Grande"». Министерство природных ресурсов и экологии РФ; Росгидромет. СПб.: Нестор-История. – 2012.

16. РД 52.24.468-2019 «Массовая концентрация взвешенных веществ и сухого остатка в водах. Методика измерений гравиметрическим методом». Росгидромет. ФГБУ «ГХИ». – 2019.

17. РД 52.24.622-2019 «Порядок проведения расчета условных фоновых концентраций химических веществ в воде водных объектов для установления нормативов допустимых сбросов сточных вод». Росгидромет, ФГБУ «ГХИ». – 2019. – 95 с.

18. СанПиН 2.1.5.980-00 «Водоотведение населенных мест, санитарная охрана водных объектов. Гигиенические требования к охране поверхностных вод». Разр. Г.Н. Красовским и др.

19. СанПиН 2.1.4.1074-01 "Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Гигиенические требования к обеспечению безопасности систем горячего водоснабжения». Разр. Мазаевым В.Т. и др. М.: Минздрав России, 2002.

20. СТО 4.2-3-2015 «Мелиоративные системы и сооружения. Открытые каналы. Правила определения расхода воды с использованием метода одноточечного измерения скорости потока».

21. Беляев С.Д. К вопросу учета пространственной дифференциации природной среды при планировании водоохранных мероприятий // Географический вестник = Geographical bulletin. – 2017. – № 4 (43). – С. 81 – 96.

22. Беляев С.Д. Технологические нормативы и целевые показатели качества поверхностных вод // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2015. – № 6. – С. 18-36.

23. Беляев С.Д., Прохорова Н.Б. Проблемы целеполагания при государственном планировании водоохранных мероприятий в речных бассейнах // Водное хозяйство России. – 2019. – № 4. – С. 12-31.

24. Бернадский Н.М. Измерение расходов воды химическим методом. – СПб.: Тип. А. Э. Коллинс, 1913. – 22 с.

25. Богомолов, А.В., Лепихин А.П., Ляхин, Ю.С., Гребенева М.Г. Особенности колебаний вертикальных структур полей минерализации в Камском водохранилище в период летней межени в районе г. Березники // Горное эхо. – 2021. – № 4. – С. 3-11. https://doi.org/10.7242/echo.2021.4.1

26. Богомолов А.В., Лепихин А.П., Синцова Т.Н. Структура внутрисуточных колебаний физических показателей качества воды в Камском водохранилище // Пермские гидродинамические научные чтения: сб. ст. по мат. IX Всерос. конф. Пермь. – 2023. – С. 67-73.

27. Богомолов А.В., Опутин М.А., Синцова Т.Н. Особенности распределения удельной электропроводности по глубине в летний и зимний периоды года на акватории в районе г. Березники // Горное эхо. – 2025. – №1 (98). – С. 2-6.

28. Болгов М.В., Филиппова И.А. Пороговые стохастические модели минимального стока // Метеорология и гидрология. ИЦ «Метеорология и гидрология». – 2006. – №3. – С.88-94.

29. Боровиков В.П. Statistica. Искусство анализа данных на компьютере. – СПб: Питер, 2003. – 688 с.

30. Бурлакова Е.Б. Эффект малых доз // Вестник Российской академии наук. – 1994. – Т. 64. – № 5. – С. 425-431.

31. Великанов М.А. Ошибки измерений и эмпирические зависимости. – Л.: Гидрометеоиздат, 1962. – 301 с.

32. Веницианов Е.В., Лепихин А.П. Физико-химические основы моделирования миграции и трансформации тяжелых металлов в природных водах. Екатеринбург: Изд-во РосНИИВХ, 2002. – 235 с.

33. Гончаров В.Н. Движение наносов. – ОНТИ, 1938. – 308 с.

34. Гришанин К.В. Основы динамики русловых потоков. – М.: Транспорт, 1990. – 320 с.

35. Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М. Методология достоверной оценки качества воды. I. Нормирование и оценивание с позиций риск-ориентированного подхода // Экология и промышленность России. 2020. – Т. 24. – № 8. – С. 60–65.

36. Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М. Методология экологического нормирования природных вод // Доклады Российской Академии Наук. Науки о Земле. – 2021. – Т. 500. – № 2. – С. 223–228.

37. Долгоносов Б.М. Нелинейная динамика экологических и гидрологических процессов. М.: Либроком. – 2009. – 440 с.

38. Долгоносов Б.М., Корчагин К.А. Вероятностные закономерности неблагоприятных гидрохимических явлений // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32. – № 4. – С. 452-458.

39. Допустимые концентрации ядовитых веществ в водоемах / под ред. А.Н. Сысина, М., 1940. – 35 с.

40. Зиновьев Е.А., Китаев А.Б. О воздействии взвешенных частиц на гидрофауну // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2015. – Т.17. – №5. – С. 283-288.

41. Кобзарь А.И. Прикладная математическая статистика. Для инженеров и научных работников. М.: ФИЗМАТЛИТ. – 2006. – 816 с.

42. Ковалев Л.М. Расчеты зимнего стока рек с ледяным покровом. – Москва; Ленинград: изд-во и тип. Госэнергоиздата, 1950. – 104 с.

43. Коваленко И.Н., Филиппова А.А. Теория вероятностей и математическая статистика. – Учеб. пособие для втузов. М., «Высшая школа», 1973. – 368 с.

44. Колмогоров А.Н. Метод медианы в теории ошибок. Математический сборник, 1931. – Т. 38. – № 3-4. – С. 47-50.

45. Крицкий С.Н., Менкель М.Ф. Гидрологические основы управления речным стоком. – М.: Наука, 1981. – 255 с.

46. Криштопенко С.В., Тихов М.С., Попова Е.Б. Парадоксальная токсичность. – Нижний Новгород, 2002. – 163 с.

47. Легасов В.А. Химия. Энергетика. Безопасность. М.: Наука, 2007. – 412 с.

48. Лепихин А.П. К истории развития систем регламентации техногенных воздействий на водные объекты // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2021. – № 2. – С. 59–71. DOI: 10.35567/1999-4508-2021-2-4.

49. Лепихин А.П. Проблема регламентации сброса и оценки «фонового» содержания тяжелых металлов в водотоках // Водное хозяйство России. Проблемы, технологии, управление. – 2003. – Т. 5. – № 4. – С. 303-313.

50. Лепихин А.П., Богомолов А.В., Ляхин Ю.С. К особенности формирования качества воды р. Камы (Камского водохранилища) в зимний период в районе г. Березники // Горное эхо. – 2022. – № 1 (86). – С. 13-25.

51. Лепихин А.П., Богомолов А.В., Ляхин Ю.С., Опутин, М.А., Синцова Т.Н., Исахов А.А. Опыт применения логгеров для исследования динамики состояния водных объектов, расположенных в зонах активного техногенеза // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2024. – №6. – С. 81-94.

52. Лепихин А.П., Богомолов А.В., Опутин, М.А., Синцова Т.Н. Особенности формирования гидрохимического режима р. Камы (Камского водохранилища) в зимний период в районе Соликамско-Березниковского промузла // Географический вестник. – 2026. – №1(76). – С. 76-85.

53. Лепихин А.П., Богомолов А.В., Синцова Т.Н. К измерению расходов воды в водотоках химическим методом // Неравновесные процессы в сплошных средах: мат. межд. симп.: Перм. гос. нац. исслед. ун-т. Пермь. – 2024a. – С. 255-260.

54. Лепихин А.П., Богомолов А.В., Синцова Т.Н. Особенности внутрисуточных колебаний физических показателей качества воды в Камском водохранилище // Горное эхо. – 2023. – №3. – С. 14-26.

55. Лепихин А.П., Богомолов А.В., Тиунов А.А. Особенности течений в верхних бьефах крупных ГЭС, связанных с неравномерностью пропуска через них воды // Горное эхо, 2020. – №1. – С. 12–15. https://doi.org/10.7242/echo.2020.1.3

56. Лепихин А.П., Веницианов Е.В., Любимова Т.П., Тиунов А.А., Паршакова Я.Н., Ляхин Ю.С., Богомолов А.В. Влияние вертикальной неоднородности водных масс на устойчивость промышленного водоснабжения в зонах высокой техногенной нагрузки // Труды КарНЦ РАН. – 2021. – № 4. – С. 53-63. https://doi.org/10.17076/lim1419

57. Лепихин А.П., Возняк А.А. Статистические функции распределения гидрохимических показателей качества воды поверхностных водных объектов // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2012. – № 4. – С. 21–32.

58. Лепихин А.П., Возняк А.А., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Ляхин Ю.С., Богомолов А.В. Исследование особенностей формирования и масштабов диффузного загрязнения, сформированного крупными промышленными комплексами, на примере Соликамско-Березниковского промузла // Водные ресурсы. – 2020a. – Т. 47. – №5. – С. 560-566.

59. Лепихин А.П., Возняк А.А., Тиунов А.А., Богомолов А.В. К проблеме корректности действующих нормативно методических документов по регламентации техногенных воздействий на водные объекты // Водное хозяйство России: проблемы технологии, управление. – 2017. – № 1. – С. 32–46. DOI: 10.35567/1999-4508-2017-1-5.

60. Лепихин А.П., Головачева С.И. К проблеме регламентации отведения взвешенных веществ в естественные водотоки // Водное хозяйство России. Проблемы, технологии, управление. – 2015. – №1. – С. 108-119.

61. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Богомолов А.В., Опутин М.А., Синцова Т.Н. Особенности внутрисуточных колебаний показателей качества воды, наблюдаемых в Камском водохранилище // Географический вестник. – 2024b. – №3 (70). – С. 70-82.

62. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Богомолов А.В., Опутин М.А., Синцова Т.Н. Роль вертикальной неоднородности водных масс в водохранилищах в обеспечении устойчивости функционирования систем водоснабжения // Пермские гидродинамические научные чтения: мат. X Всерос. конф. с межд. уч. Пермь. – 2025. – С. 276-280.

63. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Возняк А.А., Паршакова Я.Н., Богомолов А.В., Ляхин Ю.С. Особенности регулирования качества воды при ее селективном заборе из водохранилищ // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2017a. – № 3. – С. 56-68.

64. Лепихин А.П., Лучников А.И., Синцова Т.Н. Исследование характера дрейфовых течений на небольших водных объектах с использованием БПЛА // Неравновесные процессы в сплошных средах: мат. межд. симп.: Перм. гос. нац. исслед. ун-т. Пермь. – 2024c. – С. 261-267.

65. Лепихин А.П., Мирошниченко С.А. Особенности формирования техногенного воздействия в Соликамско–Березниковском промузле // Водное хозяйство России Проблемы, технологии, управление. – 2003. – Т. 5. – № 5. – С. 449-466.

66. Лепихин А.П., Мирошниченко С.А. Статистические функции распределения показателей качества воды естественных водных объектов // Водное хозяйство России. Проблемы, технологии, управление. – 2000. – Т. 2. – № 3. – С. 249-258.

67. Лепихин А.П., Мирошниченко С.А. Техногенное воздействие Соликамско-Березниковского промузла на поверхностные водные объекты // Горный журнал. – 2008. – № 10. – С. 92-96.

68. Лепихин А.П., Синцова Т.Н. К корректности оценки размеров взвешенных частиц в русловых потоках // Успехи современного естествознания. – 2024d. – №9. – С. 45-50.

69. Лепихин А.П., Синцова Т.Н. К оценке погрешности измерения расходов воды химическим методом // Мат. X Всерос. конф. с межд. уч. Пермские гидродинамические научные чтения. Пермь. – 2025a. – С. 285-289.

70. Лепихин А.П., Синцова Т.Н. К оценке пространственной связности полей годовых и сезонных сумм осадков // Неравновесные процессы в сплошных средах: мат. межд. симп.: Перм. гос. нац. исслед. ун-т. Пермь. – 2024e. – С. 247-254.

71. Лепихин А.П., Синцова Т.Н. К проблеме оценки достоверности (истинности) результатов научных исследований в прикладных науках (на примере гидрологии) // Сб. мат. V межд. науч. конф. «Водные и экологические проблемы Сибири и Центральной Азии». Барнаул. – 2025b. – С. 70-75.

72. Лепихин А.П., Синцова Т.Н. К статистике показателей качества отводимых сточных вод // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2023a. – № 2. – С. 23-46.

73. Лепихин А.П., Синцова Т.Н. К установлению причин несостоятельности статистических оценок определения расходов воды химическим методом // Тр. X Всерос. науч.-практ. конф. с межд. уч. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». Пермь. – 2025c. – С. 151-155.

74. Лепихин А.П., Синцова Т.Н., Богомолов А.В. К анализу статистических аспектов измерения расхода воды в водотоках на основе метода разбавления (химический метод) // Горное эхо. – 2024f. – № 4 (97). – С. 16-22.

75. Лесников Л.А. Разработка нормативов регулирования содержания вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов // Тр. Госниорха. – 1976. – Вып. 147. – С. 3-39.

76. Лучников А.И., Синцова Т.Н. Опыт применения БПЛА для оценки скоростей дрейфовых течений в поверхностных водных объектах // Горное эхо. – 2024. – № 1. – С. 12-19.

77. Лучников А.И., Синцова Т.Н., Лепихин А.П. Экспериментальная оценка коэффициентов горизонтальной турбулентной диффузии (на примере Верхне-Зырянского водохранилища) // Горное эхо. – 2025. – № 4(101). – С. 6-16.

78. Любимова Т.П., Лепихин А.П., Паршакова Я.Н., Колчанов В.Ю., Gualtieri C., Lane S.N., Roux B. Гидродинамические аспекты слияния рек с различными плотностями вод // Вычислительная механика сплошных сред. – 2020. – Т. 13. – № 4. – С. 381-392.

79. Математическое моделирование в управлении водопользованием (под ред. А.М. Черняева). – Екатеринбург: Аква-Пресс, 2001. – 520 с.

80. Моисеенко Т.О. Оценка качества воды и «здоровье» экосистем с позиции экологической парадигмы // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2017. – № 3. – С. 104-124. DOI: 10.35567/1999-4508-2017-3-7.

81. Молчанов Б.А. Правовая охрана водных фондов в России и зарубежных государствах в XVIII - в начале XX веков. – М., Ruscience, 2017. – 239 с.

82. Монин А.Е., Красицкий В.П. Явления на поверхности океана. Л., Гидрометеоиздат, 1985.

83. Монин А.С., Яглом А.М. Статистическая гидромеханика. – М.: Наука, 1965. – Ч. 1. – 639 с.

84. Монин А.С., Яглом А.М. Статистическая гидромеханика. – М.: Наука, 1967. – Ч. 2. – 720 с.

85. Мур Дж., Рамамути С. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. – М.: Мир, 1987. – 285 с.

86. Найденов В.И. Нелинейная динамика поверхностных вод суши. М.: Наука, 2004. – 318 с.

87. Найденов В.И., Кожевникова И.А. О степенном законе катастрофических наводнений // Докл. РАН. – 2002. – V. 386. – № 3. – С. 338-344.

88. Никаноров А.М. Гидрохимия. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 447 с.

89. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – 311 с.

90. Никаноров А.М., Тепляков Ю.В. Проблемы изучения процессов трансформации загрязняющих веществ методами физического моделирования // Всес. конф. методологии экол. нормирования. Харьков. 16-20 апреля 1990. Тез. докл. – Ч.1. – 1990. – С. 46-47.

91. Новицкий П.В., Зограф И.А. Оценка погрешностей результатов измерений. – Л. Энергоатомиздат, 2- изд., Л.О., 1991. – 304 с.

92. Опутин М.А., Богомолов А.В., Синцова Т.Н. Особенности межсезонных и внутрисуточных колебаний удельной электропроводности и уровней воды на Камском водохранилище в районе г. Березники // Тр. X Всерос. науч.-практ. конф. с межд. уч. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». Пермь. – 2025. – С. 358-362.

93. Опутин М.А., Синцова Т.Н. К особенностям гидрологического и гидрохимического режимов зимнего стока р. Кама в створе пгт Тюлькино // Сб. мат. II Вс. научно-практ. конф. с межд. уч. «Цифровая география». Пермь. – 2024. – С. 218-222.

94. Писаренко В.Ф., Болгов М.В., Осипова Н.В., Рукавишникова Т. А. Применение теории экстремальных событий в задачах аппроксимации распределений вероятностей максимальных расходов воды // Водные ресурсы. – 2002. – Т. 29. – № 6. – С. 645-657.

95. Полянин А.Д., Вязьмин А.В., Журов А.И., Казенин Д.А. Справочник по точным решениям уравнений тепло- и массопереноса. – М.: Факториал. – 1998. – 368 с.

96. Раткович Д.Я., Болгов М.В. Стохастические модели колебаний составляющих водного баланса речного бассейна. М. – 1997. – 262 с.

97. Риммар Г.М. Применение электропроводности для определения расходов воды методом смешения // Труды ГГИ. – 1952. – Вып. 36 (90). – С. 18-48.

98. Рождественский А.В. Оценка точности кривых распределения гидрологических характеристик. Л.: Гидрометеоиздат. – 1977. – 270 с.

99. Розенталь О.М., Александровская Л.Н. Риск-ориентированный подход к оценке качества воды источников питьевого водоснабжения. Гигиена и санитария. – 2019. – 98(5). – С. 563-569.

100. Розенталь О.М., Синцова Т.Н. Динамика физических показателей качества воды (на примере исследования р. Уссури) // Экологические системы и приборы. – 2024. – №3. – С. 3-13.

101. Розенталь О.М., Синцова Т.Н. Критический обзор руководства «Eurachem/Eurolab/Citac/Nordtest/Amc guide: Measurement uncertainty arising from sampling: a guide to methods and approaches (Руководство Eurachem / Citac. Неопределенность измерения, связанная с отбором пробы)» // Экологические системы и приборы. – 2025. – №2. – С. 3-12.

102. Розенталь О.М., Тамбиева Дж.А. Волновая динамика качества речной воды // Доклады Российской Академии Наук. Науки о Земле. – 2020. – Т. 491. – № 1. – С. 82–86.

103. Садовникова И.А. Математическая обработка анализов сточных вод. Вопросы санитарной охраны водоемов и санитарная техника // Сборник научных трудов ППИ № 141, Пермь. – 1973. – С. 81-84.

104. Сванидзе Г.Г. Математическое моделирование гидрологических рядов. – Л. Гидрометеоиздат, 1977. – 296 с.

105. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2024626057 от 16.12.2024. БД «Внутрисуточные колебания показателей качества воды р. Камы (Камского водохранилища) в районе г. Березники и на Чусовском плесе в районе г. Перми»: опубл. 16.12.2024 / Т.Н. Синцова; заявитель ПФИЦ УрО РАН.

106. Сиваков Д.О. Водное право России и зарубежных стран. – М. Юстицинформ, 2010. – 470 с.

107. Синцова Т.Н. Исследование функций распределения показателей качества сточных вод различного генезиса // «Водное хозяйство, экологическая и промышленная безопасность»: сб. докл. Всерос. научно-практ. конф. Чита. – 2024. – С. 35-39.

108. Синцова Т.Н. К состоятельности оценок измерения расходов воды химическим методом // Шестые Виноградовские чтения. Гидрология нового поколения: сб. докл. межд. науч. конф. Санкт-Петербург. – С.-П.: ООО «Издательство ВВМ». – 2026. – С. 678-683.

109. Синцова Т.Н., Возняк А.А. Укрупненный статистический анализ влияния антропогенных воздействий на водный объект на примере р. Кама в районе г. Перми // Горное эхо. – 2022. – № 4(89). – С. 15-27.

110. Синцова Т.Н., Лепихин А.П. К совершенствованию системы регламентации отведения взвешенных веществ в поверхностные водные объекты с учетом их стохастической природы // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2024. – №1. – С. 16-31.

111. Синцова Т.Н., Лепихин А.П. Особенности построения системы регламентации отведения взвешенных веществ в поверхностные водные объекты на основе учета стохастического характера их динамики // Пятые Виноградовские чтения «Гидрология в эпоху перемен»: сб. докл. межд. науч. конф. С.-П. – 2023. – С. 518-523.

112. Синцова Т.Н., Лепихин А.П. Совершенствование системы регламентации отведения взвешенных веществ в поверхностные водные объекты с учетом стохастического характера их динамики // Водные ресурсы в условиях глобальных вызовов: экологические проблемы, управление, мониторинг: сб. тр. Всерос. научно-практ. конф. Ростов-на-Дону. Новочеркасск: ООО "Лик". – 2023а. – Т.1. – С. 306-311.

113. Синцова Т.Н., Лепихин А.П. Статистические аспекты оценки определения расходов воды химическим методом // Гидросфера. Опасные процессы и явления. – 2025. – Т.7. – Вып. 3. – С. 286–295.

114. Синцова Т.Н., Лепихин А.П., Розенталь О.М., Левин Л.Ю., Богомолов А.В. Статистические аспекты внутрисуточных колебаний показателей качества воды (на примере Камского водохранилища) // Вестник Пермского федерального исследовательского центра. – 2025a. – №4. – С. 17–35.

115. Синцова Т.Н., Опутин М.А. Влияние внутрисуточных колебаний работы КАМГЭС на качество забираемой воды в районе водозабора г. Перми // Сб. мат. II Вс. научно-практ. конф. с межд. уч. «Цифровая география». Пермь. – 2024a. – С. 257-261.

116. Синцова Т.Н., Опутин М.А. Внутрисуточные колебания качества воды Камского водохранилища // Успехи современного естествознания. – 2024b. – №8. – С. 30-35.

117. Сысин А.Н. Реферат о нормах спуска сточных вод в связи с указанием Мин. Внутренних дел. Сведения Московской губернии. 1910. – № 7.

118. Хлопин Г.В. Химические и микробиологические методы санитарного исследования питьевых и сточных вод. – Петроград, 1917. – 185 с.

119. Чалов С.Р., Есин Е.В., Леман В.Н. Влияние взвешенных наносов на речные ихтиоцены // Известия ТИНРО. – 2019. – Т. 199. – С. 179-192.

120. Чалов С.Р., Ефимов В.А. Гранулометрический состав взвешенных наносов: характеристики, классификации, пространственная изменчивость // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2021. – №4. – С. 91-103.

121. Чалов С.Р., Морейдо В.М., Денисова И.С., Солоников И.А. Высокочастотный мониторинг и модели машинного обучения для оценки синоптической изменчивости стока взвешенных наносов малой городской реки // Гидросфера. Опасные процессы и явления, издательство Научно-производственное объединение "Гидротехпроект" (Валдай). – 2023. – Т. 5. – № 1. – С. 59-74.

122. Чалов С.Р., Цыпленков А.С. Роль крупномасштабной турбулентности в изменении мутности речных вод // Вестник Московского университета. Серия 5. География. – 2020. – №3. – С. 34-46.

123. Чашечкин Ю.Д., Розенталь О.М. Структура речного потока и ее влияние на распределение загрязняющего воду вещества // Водные ресурсы. – 2019. – Т. 46. – № 6. – С. 582–591.

124. Чашечкин Ю.Д., Розенталь О.М. Физическая природа неоднородности состава речных вод // ДАН. – 2019. – Т. 485. – № 5. – С. 484–487.

125. Черкинский С.Н. Регулирование спуска в водоемы промышленных сточных вод, содержащих ядовитые вещества // Гигиена и санитария. – 1944. – №10–11. – С.3-28.

126. Черкинский С.Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы. – Изд-во МКХ РСФСР, 1947. – 92 с.

127. Чернавский Д.С., Никитин А.П., Чернавская О.Д. О механизмах возникновения распределения Парето в сложных системах. – М.: Препринт №7 ФИАН, 2007. – 17 с.

128. Юхно А.В., Бузмаков С.В., Кулешов А.В. О развитии метода ионного паводка для определения расхода воды // в сб. тр. конф. «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития» им. Л. Н. Карлина, С.-П. / MGO-2022. М.: Изд-во «Перо». – 2022а. – С. 257-260.

129. Юхно А.В., Бузмаков С.В., Лубенцов А.С. Метод ионного паводка как инструмент гидрологического мониторинга в горных районах. Специфика и перспективы // Водные ресурсы в условиях глобальных вызовов: экологические проблемы, управление, мониторинг. – Ростов-на-Дону. Из-во: ООО «Лик» (Новочеркасск). – 2023. – С. 176-181.

130. Юхно А.В., Бузмаков С.В., Лубенцов А.С., Пнюшков А.Д. Измерение малых расходов воды методом постоянного пуска соляного раствора // В сборнике: Российский форум изыскателей. Сборник докладов IV Международной научно-практической конференции. Москва. – 2022. – С. 159-171.

131. Alpaslan K., Sesli A., Tepe R., Özbey N., Birici N., Şeker T., Koçer M. A. T. Vertical and seasonal changes of water quality in Keban dam reservoir // Journal of FisheriesSciences.com. – 2012. V. 6. – I. 3. – Pp. 252-262. DOI:10.3153/jfscom.2012029

132. Antonopoulos V.Z., Papamichail D.M., Mitsiou K.A. Statistical and trend analysis of water quality and quantity data for the Strymon River in Greece // Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union. – 2001. – 5 (4). – Pp. 679-692.

133. Antonopoulos V. and Papamichail D. Stochastic analysis of water quality parameters in streams // Water Resources Management and Technology, G. Tsakiris (Ed.). Balcema. – 1991. – Pp. 369–376.

134. Banavar J.R., Colaiori F., Flammini A., Giacometti A., Martian A., Rinaldo A. Sculpting of a fractal river basin // Phys. Rev. Lett. – 1977. – V. 78 (23). – Pp. 4522-A525.

135. Banavar J.R., Maritan A., Rinaldo A. Size and form in efficient transportation networks // Nature 399, 1999. – Pp. 130-132.

136. Beran J. Statistics for Long-Memory Processes. – Chapman and Hall, New York, 1994. – 315 p.

137. Bouchez J., Lajeunesse E., Gaillardet J., France-Lanord C., Dutra-Maia P., Maurice L. Turbulent mixing in the Amazon River: The isotopic memory of confluences // Earth Planet. Sci. Lett. – 2010. – Vol. 290. – P. 37-43. https://doi.org/10.1016/j.epsl.2009.11.054

138. Bras R.L., Rodriguez-Iturbe I. Random Functions in Hydrology. – Addison-Westey, Reading, MA, 1985. – 559 p.

139. Brooks S.C., Lowe K.A., Mehlhorn T.L., Olsen T.A., Yin X., Fortner A.M., Peterson M. J. Intraday Water Quality Patterns in East Fork Poplar Creek with an Emphasis on Mercury and Monomethylmercury // OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY. – 2018. – Pp. 69. DOI: 10.2172/1437608

140. Cassidy R., Jordan P. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: comparison with near-continuous phosphorus time-series data // Journal of Hydrology. – 2011. – V. 405. I. 1–2. – Pp. 182–193 https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.020

141. Chalov S., Golosov V., Tsyplenkov A., Theuring P., Zakerinejad R., Märker M., Samokhin M. A toolbox for sediment budget research in small catchments // Geography, environment, sustainability. – 2017. – V.10. – №4. – Pp. 43-68. https://doi.org/10.24057/2071-9388-2017-10-4-43-68

142. Cohen S., Kettner A.J., Syvitski J.P.M. Global suspended sediment and water discharge dynamics between 1960 and 2010: Continental trends and intra-basin sensitivity // Global and planetary change. 2014. – V. 115. – Pp. 44–58. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.01.011

143. Cudennec C., Fouad Y., Sumarjo-Gatot I. Planar organization of river networks: a hidden gamma law structure // Concepts and Modelling in Geomorphology: International Perspectives. Tokyo: TERRAPUB. – 2003. – Pp. 133-145.

144. Dahmen E.R. and Hall M.J. Screening of Hydrological Data: Tests for Stationarity and Relative Consistency // ILRI Publication. Wageningen, The Netherlands. – 1990. – 58 p.

145. Dolgonosov B.M., Korchagin K.A. Catchment-scale model for predicting statistical distributions of hydrochemical and microbial indicators in river // Journal of Hydrology. – 2013. – T. 504. – Pp. 104-114.

146. Dolgonosov B.M., Korchagin K.A., Kirpichnikova N.K. Modeling of annual oscillations and l/f-noise of daily river discharges // J. Hydrology. – 2008 – V. 357. – No. 3-4. – Pp. 174-187. Doi:10.1016/j.jhydrol.2008.04.023.

147. Donald J. Wheeler and James Beagle III ANOX: The Analysis of Individual Values A new test for homogeneity // Quality Digest September 4. – 2017. – Pp. 1-14.

148. Du Buat P.-L.-G. Principes d'hydraulique et de pyrodynamique // Paris, 1816; Hickin, E.J. River Geomorphology: Chapter 4 Sediment Transport. – 1995. – 106 p.

149. Elçi S. Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality // Limnology. – 2008. – Pp. 135-142. DOI: 10.1007/s10201-008-0240-x

150. Feng X., Kirchner J.W., Neal C. Spectral analysis of chemical time series from long-term catchment monitoring studies: hydrochemical insights and data requirements // Water, Air, Soil Pollution; Focus 4, 2004. – Pp. 221-235.

151. Ferrier R.C., Edwards A.C., Hirst D., Littlewood I.G., Watts C.D. and Morris R. Water quality of Scottish rivers: spatial and temporal trends // Sci. Total Envir. – 2001. – V. 265. – Pp. 327–342.

152. Haan C.T. Statistical methods in hydrology. Ames: Iowa State University Press, 1977. – 378 p.

153. Hamshaw S.D., Dewoolkar M.M., Schroth A.W., Wemple B.C., Rizzo D.M. A new Machine-Learning Approach for Classifying Hysteresis in Suspended-Sediment Discharge Relationships Using High-Frequency Monitoring Data // Water Resources Research. – 2018. – Pp. 1-19.

154. Hurst H.K., Black R.P, Simaika Y.M. Long-term Storage: An Experimental Study. – Constable, London, 1965. – 145 p.

155. Jensen H.J. Self-Organized Criticality. – Cambridge University Press, New York, NY. 1998. – 153 p.

156. Whittington J., Cottingham P., Gawne B., Hillman T., Thoms M., Walker K. Ecological Sustainability of Rivers of the Murray-Darling Basin // CRC for Freshwater Ecology. Technical Report February. – 2000. – 131 p.

157. Johnson N.L., Kotz S., Balakrishnan N. Continuous Univariate Distributions. – Wiley. – 1994. – V. 1. – 171 p.

158. Mathcad. Электронный ресурс: http:// pts-russia.com/products/mathcad.

159. Merz J. and Doppmann Gr. Measuring Mountain Stream Discharge Using the Salt Dilution Method // A practical guide. Environmental Science. International Centre for Integrated Mountain Development (ICIMOD). Kathmandu, Nepal. – 2006. – Pp. 1-14 DOI:10.53055/icimod.452

160. Midas ECM. Электронный ресурс: https: //www-valeport-co-uk.

161. Klemes K. Probability distribution of outflow a linear reservoir // J. Hydrology. – 1974. – V. 21. – №3. – Pp. 305-414.

162. Klemes K. Watershed as semiinfinitive storage reservoir // J. Irrigation and Drainage. Div. ASCE. – 1973. – V. 99. – №4. – Pp. 477-491.

163. Lane S.N., Parsons D.R., Best J.L., Orfeo O., Kostaschuk R.A., Hardy R.J. Causes of rapid mixing at a junction of two large rivers: Rio Parana and Rio Paraguay, Argentina // JGR: Earth Surface. – 2008. – V. 113. – F02024. https://doi.org/10.1029/2006JF000745

164. Larsen S.E., Kronvang B., Windolf J. and Svendsen L.M. Trends in diffuse nutrient concentrations and loading in Denmark: Statistical trend analysis of stream monitoring data // Water. Sci. Technol. – 1999. – V. 39. – Pp. 197–205.

165. Lepikhin A.P., Voznyak A.A., Sintsova T.N. Statistical aspects in assessment of chemical loads upon water bodies // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. – 2022. – V. 979. – №1. – Pp. 1-11.

166. Lepikhin A.P., Sintsova T.N. Modern statistical aspects of the analysis of hydrochemical loads in water bodies // Recent developments in chemistry and biochemistry research. BP Int. – 2024. – V.6. – Ch.7. – Pp. 121-139. ISBN: 978-93-48119-69-8.

167. Lowen S.B., Teich M.C. Fractal renewal processes generate 1/f-noise // Phys. Rev. 1993. – V. 42. – №2. – Pp. 992-1001.

168. Lyubimova T., Lepikhin A., Parshakova Ya., Konovalov V., Tiunov A. Formation of the density currents in the zone of confluence of two rivers // J. Hydrol. – 2014. – V. 508. – P. 328-342.

169. Lyubimova T.P., Parshakova Y.N., Lepikhin A.P., Bogomolov A.V. Coherent structures at the interface between water masses of confluent rivers // Water. – 2022. – T. 14. – № 8. – 1308.

170. Mackay J.R. Lateral mixing of the Liard and Mackenzie rivers downstream from their confluence // Canadian Journal of Earth Sciences. – 1970. – V.7. – Pp. 111-124.

171. Mance B.C. Water Quality Standards in Relation to ihe Europe Community // Water Pollution Control. – 1986. – V. 85. – № 1. – P.25-33.

172. Mandelbrot B.S., Wallis J. R. Noah, Joseph, and operational hydrology // Water Resour. Res. – 1968. – V. 4. – Pp. 909-918.

173. Markovich N. Nonparametric estimation of a heavy-tailed density // Proc. 58th World Statistical Congress, Dublin. – 2011. – T.1. – Pp. 1-10.

174. Marple S.L, Jr. Digital Spectral Analysis with Applications. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 1987. – 492 p.

175. Martian A., Rinaldo A., Rigon R., Giacometti A., Rodriguez-Iturbe I. Scaling laws for river networks // Phys. Rev. – 1996. – V. 53. № 2. – Pp. 1510-1515.

176. Mitsiou K., Antonopoulos V. and Papamichail D. Trend analysis of water quality parameters of Strymon river // Proceedings of 8th conference of Hellenic Hydrotechnical Chamber (EYE), Athens. – 2000. – Pp. 259–266 (in Greek).

177. Notice of Final Ambient Water Quality Criteria Documentes / Enveromental Protection Agency // Federal Register, 50, 145. – 1985. – 70 p.

178. Pelletier J.D., Turcotte D.L., Long-range persistence in climatological and hydrological time series: analysis, modeling and application to drought hazard assessment // J. Hydrology. – 1997. – 203 (1-4). – Pp. 198-208.

179. Percival D.B., Walden A.T. Spectral Analysis for Physical Applications: Multi-taper and Conventional Univariate Techniques. – Cambridge University Press, Great Britain, 1993. – 612 p.

180. Priestley M.B. Spectral analysis and time series. – Academic Press, London, Third Printing, 1983. – 890 p.

181. Rao A.R., Hamed K. Multi-taper method of analysis of periodicities in hydrologic data // J. Hydrology. – 2003. – V. 279. – Pp. 125-143.

182. Richardson D.C., Kaplan L.A., Newbold J.D., Aufdenkampe A.K. Temporal dynamics of seston: A recurring nighttime peak and seasonal shifts in composition in a stream ecosystem // Limnol. Oceanogr. – 2009. – V. 54(1). – Pp. 344–354. DOI:10.4319/lo.2009.54.1.0344

183. Rinaldo A., Banavar J.R., Martian A. Trees, networks, and hydrology // Water Resour. Res. – 2006. – V. 42. – № 6. – Pp. 1-19. Doi:10.1029/2005WR004108.

184. Rozental O.M., Polyanin V.O., Sintsova T.N. A Model for Water Quality Assessment, Monitoring, and Management in Transboundary Water Objects // Water Resources. – 2024. – V. 51. – №5. – P. 717–726.

185. Sappa G., Ferranti F., Pecchia G.M. Validation Of Salt Dilution Method For Discharge Measurements In The Upper Valley Of Aniene River (Central Italy) // Recent Advances in Environment, Ecosystems and Development. – 2015. – Pp. 42-48.

186. Schepers H.E., van Beek J.H.G.M., Bassingthwaighte J.B. Four methods to estimate the fractal dimension from self-affine signals // IEEE Engng Med. Bio. – 1992. – Pp. 57-64.

187. Scher H., Margolin G., Metzler R., Klafter J., Berkowitz B. The dynamical foundation of fractal stream chemistry: The origin of extremely long retention times // Geophys. Res. Lett. – 2002. – V. 29. – № 5 – Pp. 5-1 – 5-4. doi: 10.1029/2001GL014123.

188. Schloeseng M. Th. Nouvelle methode pour juger les fluids. Comples rendus du deuxieme semester de l'Acadamie des Sciences. Paris, 1863.

189. Springer M.D. The Algebra of Random Variables. – Wiley. 1979. – 492 p.

190. Statistica. Электронный ресурс: http://www. statsoft.ru.

191. Stott T.A., Grove J.R. Short-term discharge and suspended sediment fluctuations in the proglacial Skeldal River, north-east Greenland // Hydrological Processes. – 2001. – V. 15. – № 3. – Pp. 407-423. DOI:10.1002/hyp.156

192. Stott T.A., Mount N.J. Alpine proglacial suspended sediment dynamics in warm and cool ablation seasons: Implications for global warming // Journal of Hydrology. – 2007. – V. 332. – № 3–4. – Pp. 259–270. DOI:10.1016/j.jhydrol.2006.07.001

193. Vercruysse K., Grabowski R.C., Rickson R.J. Suspended sediment transport dynamics in rivers: Multi-scale drivers of temporal variation // Earth-Science Reviews. – 2017. – V. 166. – Pp. 38-52. DOI:10.1016/j.earscirev.2016.12.016

194. Whittle P. Topographic correlation, power-law covariance functions, and diffusion // Biometrica. – 1962. – V. 49. – Pp. 304-314.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение А

Акт внедрения результатов научно-исследовательской работы

МИНОБРНАУКИ РОССИИ
Федеральное государственное
бюджетное учреждение науки
**Пермский федеральный
исследовательский центр
Уральского отделения
Российской академии наук**
(ПФИЦ УрО РАН)
ул. Ленина, 13а, г. Пермь, 614000
тел. (342) 212-60-08, факс 212-93-77
E-mail: psc@permsc.ru, http:
//www.permsc.ru
ОКПО 48420579, ОГРН 1025900517378
ИНН 5902292103, КПП 590201001

01.12.2025 № 337/2115-666
на № от

В диссертационный совет 24.1.039.01 при ИВЭП СО РАН

656038, Алтайский край,
г. Барнаул, ул. Молодежная, 1

АКТ ВНЕДРЕНИЯ
результатов диссертационного исследования Синцовой Татьяны Николаевны в деятельности ПФИЦ УрО РАН

Настоящим актом ПФИЦ УрО РАН подтверждает, что материалы и результаты диссертационного исследования ведущего инженера лаборатории гидрологии суши «ГИ УрО РАН» - филиала ПФИЦ УрО РАН Синцовой Татьяны Николаевны на тему: «Статистические подходы к оценке и регламентации техногенных воздействий на водные объекты» были использованы в рамках выполнения государственных заданий Министерства науки и высшего образования РФ:

- «Обоснование мероприятий по контролю и управлению гидросферой в районах интенсивного недропользования» в период 01.01.2022-31.12.2023 гг. (регистрационный номер НИОКТР: 122012000402-4);
- «Исследование закономерностей эволюции гидросферы в районах интенсивного недропользования с целью минимизации экологического риска и обеспечения устойчивости водопользования» в период 01.01.2024-31.12.2025 гг. (регистрационный номер НИОКТР: 124020500053-6).

В частности, на основе данных о состоятельности статистических оценок расходов воды были разработаны методические подходы к снижению неустойчивости определения расходов воды методом смешения. Результаты работы в части анализа и оценки исследования механизмов формирования статистических функций распределения химических, физических показателей качества воды, в том числе особенностей внутрисуточных и межсуточных колебаний физических показателей качества воды в водных объектах, расположенных в зонах активного техногенеза, были использованы для повышения надежности и устойчивости водопользования, совершенствования оценки влияния водопользователей на изменение гидрохимического режима водотоков-приемников сточных вод и разработки рекомендаций по совершенствованию действующей системы регламентации отведения взвешенных веществ с использованием современных автоматических измерительных комплексов (на примере Камского водохранилища).

Директор ПФИЦ УрО РАН,
чл. корр. РАН, д.ф.-м.н. О.А. Плехов

Ученый секретарь
«ГИ УрО РАН», д.т.н. М.А. Семин

Приложение Б

Свидетельство о государственной регистрации базы данных

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2024626057

БД «Внутрисуточные колебания показателей качества воды р. Камы (Камского водохранилища) в районе г. Березники и на Чусовском плесе г. Перми»

Правообладатель: ***Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Пермский федеральный исследовательский центр Уральского отделения Российской академии наук (RU)***

Автор(ы): ***Синцова Татьяна Николаевна (RU)***

Заявка № **2024625556**
Дата поступления **25 ноября 2024 г.**
Дата государственной регистрации
в Реестре баз данных ***16 декабря 2024 г.***

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

Ю.С. Зубов