

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт геохимии им. А.П. Виноградова
Сибирского отделения Российской академии наук

На правах рукописи



Полетаева Вера Игоревна

**ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОПРЯЖЕННЫХ СРЕД
«ВОДА – ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ» И ГЕОХИМИЧЕСКИЙ ОТКЛИК
КРУПНОЙ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ НА АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ
(Р. АНГАРА И КАСКАД ЕЕ ВОДОХРАНИЛИЩ)**

Специальность 1.6.21. – Геоэкология

Диссертация на соискание ученой степени
доктора геолого-минералогических наук

Научный консультант:
Руш Елена Анатольевна
доктор технических наук, профессор,
зав. кафедрой «Техносферная безопасность»
ФГБОУ ВО ИРГУПС

Иркутск – 2024

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
Глава 1. ОСНОВНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ	14
Р. АНГАРЫ И КАСКАДА ЕЕ ВОДОХРАНИЛИЩ	14
1.1. Иркутское водохранилище.....	16
1.2. Братское водохранилище.....	18
1.3. Усть-Илимское водохранилище	23
1.4. Богучанское водохранилище.....	25
Глава 2. МЕТОДОЛОГИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	31
2.1. Состояние проблемы и основные принципы исследования	31
2.2. Фактический материал.....	43
2.3. Методы отбора и подготовка проб к анализу.....	56
2.4. Методы химического анализа и контроль качества результатов измерений.....	58
2.5. Физико-химическое моделирование	61
2.6. Индексы загрязнения	61
Глава 3. ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА АНГАРСКОЙ СИСТЕМЫ	65
3.1. Исток р. Ангары	65
3.1.1. Основной ионный состав.....	65
3.1.2. Микроэлементный состав.....	67
3.2. Иркутское водохранилище.....	87
3.2.1. Основной ионный состав.....	87
3.2.2. Микроэлементный состав.....	89
3.3. Братское водохранилище.....	101
3.3.1. Основной ионный состав.....	101
3.3.1.1. Миграционные характеристики главных ионов антропогенного происхождения.....	101
3.3.1.2. Пространственно-временная динамика главных ионов в воде русловой части	106
3.3.1.3. Гидрохимический состав заливов.....	109
3.3.2. Микроэлементный состав.....	121
3.3.2.1. Миграционные характеристики техногенной ртути.....	121
3.3.2.2. Динамика микроэлементного состава вод верхней части водохранилища в период наибольшей антропогенной нагрузки	127
3.3.2.3. Динамика микроэлементного состава вод в разные по антропогенной нагрузке периоды	130

3.4. Усть-Илимское водохранилище	140
3.4.1. Основной ионный состав.....	140
3.4.2. Микроэлементный состав.....	143
3.5. Гидрохимическая изменчивость р. Ангары при создании Богучанского водохранилища..	153
3.5.1. Основной ионный состав.....	153
3.5.2. Кислородный режим, биогенные элементы и органическое вещество	164
Глава 4. ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ МИГРАЦИОННЫЕ ПОТОКИ ЭЛЕМЕНТОВ, И ПРОЦЕССЫ САМООЧИЩЕНИЯ В ПРЕСНОВОДНОЙ СИСТЕМЕ.....	170
4.1. Основной седиментационный геохимический барьер Братского водохранилища	170
4.1.1. Условия формирования барьера	170
4.1.2. Донные отложения, как накопитель элементов антропогенного происхождения	173
4.1.3. Формы нахождения элементов, как показатель их мобильности.....	179
4.2. Седиментационный геохимический барьер «приток–залив водохранилища» Усть-Илимского водохранилища.....	191
4.2.1. Условия формирования барьерной зоны	191
4.2.2. Преобразование вещества в сопряженных средах «водная толща–поровая вода–донные отложения»	193
4.3. Гидрохимия поровых вод	203
Глава 5. ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ И МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ МОНИТОРИНГА ВОД АНГАРСКОЙ СИСТЕМЫ	221
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	233
ЛИТЕРАТУРА.....	237
Список сокращений	266
ПРИЛОЖЕНИЕ 1	267
ПРИЛОЖЕНИЕ 2	271

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования. В результате хозяйственной деятельности человека в биосфере происходят изменения, приводящие к значительной перестройке всех природных экосистем. Ярким примером преобразований водных экосистем является создание водохранилищ, которое сопровождается изменением не только самих водных объектов, но и прилегающих к ним территорий. Геохимические циклы элементов в новом природно-антропогенном водоеме, также как и в природном, определяются постоянным взаимодействием между собой абиотических и биотических компонентов. Однако, замедление водообмена и изменение условий седиментации после зарегулирования реки существенно изменяют миграционные характеристики элементов.

Поступление потенциально опасных элементов антропогенного происхождения со сточными водами, поверхностным стоком и атмосферным переносом с территорий промышленных зон усугубляет негативное воздействие на новые природно-антропогенные водные экосистемы. За счет дополнительного привноса органических и неорганических веществ геохимический облик всех его компонентов еще более трансформируется. Судьба поступающих в водохранилища элементов зависит от внешних и внутренних условий: гидрологических и метеорологических параметров, характера седиментации, продуцирования и деструкции органического вещества, окислительно-восстановительных процессов и т.д. Выделять источники поступления элементов в водоем, контролировать межгодовые изменения, определять факторы формирования химического состава абиотических и биотических компонентов, факторы самоочищения и/или, напротив, деградации водной системы – основные направления научных исследований, способствующие пониманию круговорота вещества в условиях современной антропогенной нагрузки. На основе таких исследований можно оценить возможность миграции элементов при изменении условий окружающей среды и вероятность их попадания в живые организмы, сделать прогноз развития природно-антропогенных водных экосистем, а также разработать научно-обоснованные стратегии для предотвращения деградации природных комплексов.

К крупным рекам России, ландшафт бассейнов которых коренным образом преобразован после их зарегулирования, относится р. Ангара – единственный сток чистейшего пресного озера Байкал. Превращение реки в систему проточных водоемов озерного типа (Ангарскую водную систему) связано с созданием на ней каскада водохранилищ – Иркутского, Братского, Усть-Илимского и Богучанского. Зарегулирование р. Ангары оказало влияние не только на экосистему реки, но и на оз. Байкал, уровень которого после создания Иркутского водохранилища поднялся

в среднем на 1 м. Помимо создания каскада водохранилищ, уязвимость пресноводной Ангарской системы значительно усиливают расположенные в ее бассейне крупные промышленные агломерации. Необходимость сохранения этого уникального, но уже значительно трансформированного в результате хозяйственной деятельности человека природного наследия служит основанием для изучения механизмов его эволюции в период антропогенеза. При этом, чрезвычайно важной и актуальной задачей, от решения которой существенно зависят направленность и подходы к решению социально-экономических и экологических проблем как на региональном, так и федеральном уровнях, является достоверная оценка степени антропогенной нагрузки на каждый водоем Ангарской системы. В связи с вышесказанным, проведенные по теме диссертационной работы научные исследования способствуют достижению цели Программы фундаментальных научных исследований в РФ, принятой на долгосрочный период (2021-2030 гг.) (Постановление правительства России № 3684-р, 31.12.2020): «получение новых знаний об основных закономерностях строения, функционирования и развития человека, общества, природы» и обеспечивают решение ее приоритетной задачи: «обеспечение своевременного распознавания возникающих больших вызовов и формирование приоритетов в рамках научных исследований для ответа на такие вызовы».

Степень изученности проблемы. Теоретические представления о трансформации водных экосистем при переходе речного режима в режим водохранилищ (изменения гидрологических и гидрохимических характеристик, ландшафтов, переформирование уровня подземных вод, смена биоразнообразия и т.д.) детально изложены в работах (Авакян, 1987; Эдельштейн, 1998; Ligon et al., 1995; Wildi, 2010). Далее при изучении геохимического состава новой природно-антропогенной водной экосистемы учитывают как природные (климат, тектоника, литология и т.д.), так и антропогенные факторы (Gaury et al., 2018; Viers et al., 2019; Ochoa-Contreras et al., 2021), которые неразрывно связаны между собой.

К одним из наиболее распространенных загрязнителей природных сред относят микроэлементы (Meena et al. 2017; Dippong et al. 2019), значительные количества которых попадая в водоем остаются в нем (Kumar et al. 2019) и нарушают естественные гео- и биохимические циклы. В первую очередь, поступающие элементы антропогенного происхождения влияют на гидрохимический состав, делая воду малопригодной или непригодной для использования в хозяйственно-бытовых и питьевых целях (Haque et al., 2020; Rolón et al., 2021). Благодаря процессам адсорбции на взвешенных частицах и последующей их седиментации, микроэлементы обладают активной способностью накапливаться в донных отложениях (Завальцева и др., 2016; Huang et al., 2020), которые рассматриваются, как

депонирующая среда и как основной индикатор геоэкологического состояния водных экосистем (Лисицин, 1989; Даувальтер, 2012; Закруткин и др., 2020; Белкина, 2021; Wang et al., 2019; Caballero-Gallardo et al., 2020). Особое внимание уделяется формам, в которых металлы(лоиды) присутствуют в донных отложениях (Fytianos and Lourantou, 2004; Alonso Castillo et al., 2013). т.к. на их основе можно оценить мобильность элементов в неразрывно связанной между собой цепочке «абиотические компоненты – живые организмы» (Моисеенко, 2017; Ciesielski et al. 2016; Vosoogh et al. 2017; Rahman et al., 2022), в которой заключительным звеном является человек (Martínez-García et al. 2019; Moyo, Rapatsa, 2019).

Познание закономерностей преобразования вещества неразрывно связано с учением о геохимических барьерах, которое возникло при изучении эпигенетических процессов зоны гипергенеза (Перельман, 1966) и активно применяется при решении задач, направленных на изучение эколого-геохимических преобразований в биосфере в период антропогенеза и защиту окружающей среды от загрязнения (Лисицын, 1994; Емельянов, 1998; Алексеенко, 2006; Касимов, Борисенко, 2002; Гордеев, 2009; Хаустов, 2017).

Еще одним научным направлением, которое позволяет получить более полное представление о геохимических циклах как природных, так и антропогенных веществ, является изучение химического состава поровых вод (Шишкина, 1972; Гурский, 2017; Hahn et al., 2018; Valero et al., 2020). При этом, в отличие от морей и озер, состав поровых вод водохранилищ изучен недостаточно, хотя именно он может показать трансформацию химического состава донных отложений даже тогда, когда изменения их химических характеристик могут быть еще незаметными. В большей степени это становится важным при изучении последствий, связанных с поступлением веществ антропогенного происхождения.

В процессе эволюции аквальные системы, входящие в общий круговорот воды на Земле, создали свои механизмы самоочищения, которые изначально были направлены на нейтрализацию поступающих в них природных «загрязнителей» (пыльные бури, вулканическая деятельность и т.д.). Поступление в окружающую среду органических и неорганических веществ в период антропогенеза простимулировало использование водными экосистемами своих ресурсов (гидродинамические, физико-химические, микробиологические и гидробиологические) для нейтрализации загрязнения водной среды. В связи с этим, изучение механизмов самоочищения водоемов, поддерживающих экологическое равновесие мест обитания живых организмов (Алимов, 2000; Моисеенко, 1999), способствует изучению основных факторов развития водных систем, подверженных антропогенной нагрузке.

Цель работы – выявить особенности и закономерности, определяющие функционирование крупной природно-антропогенной водной системы (р. Ангара и созданный

на ней каскад водохранилищ), и установить факторы, обуславливающие геохимические циклы элементов в период антропогенеза.

Задачи исследования:

1. Изучить пространственно-временную динамику и факторы формирования гидрохимического состава водоемов Ангарской системы в разной степени подверженных антропогенной нагрузке. Выделить наиболее антропогенно-нагруженные участки водоемов.

2. Изучить химический состав донных отложений на наиболее антропогенно нагруженных участках водохранилищ. На основе определения подвижных, потенциально-подвижных и прочносвязанных форм нахождения элементов выделить особенности их накопления, интенсивность миграции и оценить возможность влияния донных отложений на гидрохимический состав водоемов.

3. Изучить химический состав поровых вод донных отложений водохранилищ и выявить основные закономерности его формирования. Дать первоначальную характеристику диагенетических процессов в донных отложениях.

4. Сформировать представление об устойчивости и/или изменчивости водной системы, находящейся под высоким антропогенным прессом, на основе изучения факторов, определяющих механизмы миграции элементов, и процессов самоочищения, проходящих в природно-антропогенных водоемах.

5. Обосновать целесообразность применения региональных критериев, являющихся ключевым аспектом в области экологического нормирования и природопользования, и провести оценку качества вод Ангарской системы с учетом особенностей ее формирования.

Основные объекты и методы исследования. Изучение геосферных циклов элементов природного и антропогенного происхождения проведено на основе натурных долговременных исследований, направленных на определение химического состава вод и донных отложений единой водной системы, включающей р. Ангару и созданные на ней Иркутское, Братское, Усть-Илимское и Богучанское водохранилища. В исследовании отдельно выделен исток р. Ангары, который хоть и относится к Иркутскому водохранилищу, является ключевой точкой в связанных между собой водных объектах – оз. Байкал и Ангарская водная система. Фактический материал, полученный в ходе многолетних работ (более 20 лет) в этих единых по своему происхождению, но подверженных различным антропогенным воздействиям, водных объектах, стал фундаментальной основой, позволившей обоснованно подойти к изучению геохимических циклов элементов в крупных водных экосистемах. Помимо основного ионного состава и биогенных компонентов, немаловажным аспектом представленной работы стало изучение широкого круга микроэлементов, которые, учитывая их малые содержания и низкий предел

обнаружения применяемых ранее методов анализа, в Ангарской водной системе были изучены крайне недостаточно. Аналитические работы выполнены в аналитическом отделе ИГХ СО РАН (г. Иркутск, Россия), аккредитованном в соответствии с 412-ФЗ РФ в 2016 г. на техническую компетентность в национальной системе аккредитации.

Методологической основой проведенных геоэкологических исследований, направленных на изучение эволюции крупной пресноводной системы в период антропогенеза, стал системный подход, ориентированный на раскрытие индивидуальности водных объектов, имеющих единое происхождение. Такой подход включает в себя изучение источников поступления веществ природного и антропогенного происхождения, пространственно-временную изменчивость химического состава абиотических компонентов водной экосистемы в разные по антропогенной нагрузке периоды, форм нахождения элементов в воде и донных отложениях и механизмов, определяющих миграцию химических элементов.

Соответствие научной специальности. Проведенные исследования и сформулированные в диссертации научные положения соответствуют направлению исследований, перечисленных в паспорте научной специальности 1.6.21 Геоэкология: 1. Изучение состава, строения, свойств, процессов, физических и геохимических полей геосфер Земли как среды обитания человека и других организмов; 2. Изучение изменений жизнеобеспечивающих ресурсов геосферных оболочек Земли под влиянием природных и техногенных факторов, их охрана, рациональное использование и контроль с целью сохранения для нынешних и будущих поколений людей продуктивной природной среды; 3. Междисциплинарные аспекты стратегии выживания человечества и разработка научных основ регулирования качества состояния окружающей среды; 4. Глобальные и региональные экологические кризисы – комплексные изменения окружающей среды и ее компонентов, приводящие к резкому ухудшению условий жизни и хозяйственной деятельности; 5. Природная среда и индикаторы ее изменения под влиянием естественных природных процессов и хозяйственной деятельности человека (химическое и радиоактивное загрязнение биоты, почв, пород, поверхностных и подземных вод); 6. Разработка научных основ рационального использования и охраны водных, воздушных, земельных, биологических, рекреационных, минеральных и энергетических ресурсов Земли.

Научная новизна. Впервые на современном научно-методическом уровне выполнен детальный анализ пространственно-временной динамики гидрохимического состава р. Ангары и каскада ее водохранилищ (протяженность участка исследований от истока реки до плотины Богучанской ГЭС более 1400 км). Исследования, проведенные на взаимосвязанных между собой водоемах единой Ангарской системы, позволили оценить трансформацию гидрохимического

состава р. Ангары после стока из оз. Байкал с учетом воздействия на нее природных и антропогенных источников.

Изучение особенностей распределения, накопления и миграции элементов в системе «вода – донные отложения» позволили выявить наиболее антропогенно-нагруженные участки Ангарской водной системы, а также установить основные факторы, влияющие на формирование геохимического состава природно-антропогенных водоемов. При этом, важным является подход, направленный на выявление миграционных особенностей элементов, посредством изучения состава поровых вод, которые являются связующим звеном между толщей воды и донными отложениями, а также индикатором проходящих в период седиментогенеза диагенетических процессов. Показано, что природные и антропогенные факторы формирования химического состава вод и донных отложений каждого водного объекта действуют взаимосвязано, определяя эволюцию всей Ангарской водной системы.

Определена роль седиментационных геохимических барьеров в формировании геосферных циклов элементов в динамичных условиях функционирования новой природно-антропогенной водной системы. Показано, что образованные после зарегулирования реки геохимические барьеры препятствуют распространению элементов техногенного происхождения по акватории водохранилища, а значит являются одним из основных факторов, определяющих процессы самоочищения водных экосистем.

Показана необходимость применения избирательного подхода, направленного на правильный выбор контрольного материала, используемого при оценке качества пресноводной Ангарской системы. Методически обоснована возможность использования результатов гидрохимических исследований истока р. Ангары в качестве индикаторных геохимических критериев.

Полученные в представленном исследовании результаты позволят в дальнейшем обоснованно подойти к изучению биогеохимических циклов и прогнозировать процессы эволюции природно-антропогенных водных экосистем.

Положения, выносимые на защиту:

1. Анализ пространственно-временной динамики химического состава вод и изучение факторов формирования Ангарской системы показали, что каждый водоем имеет свои гидрохимические особенности, обусловленные поступлением элементов из природных и антропогенных источников.

2. Дифференциация поступающих в водохранилища Ангарской системы элементов антропогенного происхождения начинается в водной среде. В дальнейшем геохимические преобразования связаны с аккумуляцией и мобильностью элементов в донных отложениях.

Стратификация концентраций элементов по глубине донных отложений отражает динамику их поступления из водной среды в различные по антропогенной нагрузке периоды. Высокие доли прочносвязанных форм элементов показывают, что их накопление в донных отложениях является главным механизмом самоочищения вод.

3. Седиментационные геохимические барьеры, сформированные при создании Ангарских водохранилищ, являются основным фактором, определяющим миграцию элементов и устойчивость находящихся под высоким антропогенным воздействием природно-антропогенных водоемов. Геохимические барьеры, накапливающие элементы антропогенного происхождения и препятствующие их распространению по акватории водоема, в тоже время, являются экологически опасными объектами с потенциалом негативного пролонгированного действия на водную среду.

4. В условиях осадкообразования Ангарских водохранилищ на формирование химического состава поровых вод, изменяющегося по акватории водоема и глубине донных отложений, влияют природные и антропогенные факторы: состав водной толщи, растворение осадочного материала, разгрузка подземных вод, поступление веществ техногенного происхождения и диагенетические преобразования.

5. Для совершенствования системы мониторинга в качестве индикаторных геохимических критериев, отражающих природные условия формирования и позволяющих объективно оценить вызванные антропогенной деятельностью изменения гидрохимического состава водоемов Ангарской системы, предложено использовать концентрации микроэлементов в воде истока р. Ангары, полученные за долговременный период наблюдений.

Теоретическое и практическое значение результатов исследования. Задачи исследования направлены на решение фундаментальной проблемы в области геоэкологии – пониманию механизмов эволюции и устойчивости геосферных циклов элементов в природно-антропогенных ландшафтах. Изученная в работе пространственно-временная динамика химического состава вод и донных отложений позволила выделить основные факторы, влияющие на распределение и накопление элементов, определить степень антропогенной нагрузки на водоемы, оценить потенциал использования крупной пресноводной системы своих ресурсов для самоочищения и установить возможность миграции элементов в системе «вода – донные отложения». Рассмотренные в работе различия и сходства в факторах формирования геохимического состава единых по своему происхождению водных экосистем позволили по-новому взглянуть на процессы, проходящие в созданных человеком природно-антропогенных водоемах – водохранилищах. Совокупность полученных результатов является методической

основой для анализа временных изменений, позволяющих выявить вектор эволюции, в водных экосистемах в период антропогенеза.

С позиции практической значимости результатов, наиболее важным аспектом исследования является оценка эколого-геохимического состояния и степени загрязнения уникальной, но в тоже время антропогенно измененной Ангарской водной системы, с учетом природных особенностей ее формирования (в первую очередь, принадлежность к чистейшему оз. Байкал). В работе предлагается в качестве региональных фоновых концентраций элементов использовать результаты по гидрохимическому составу истока р. Ангары, полученные за долговременный период исследований. Сравнение гидрохимических показателей созданных на реке водохранилищ с выделенными критериями, позволяет достоверно оценить антропогенное воздействие на природную среду в настоящее время и дает возможность осуществить прогноз ее неблагоприятных изменений в будущем. Отдельно следует выделить исследования, проведенные на р. Ангаре до создания Богучанского водохранилища и во время его заполнения. Полученные результаты являются неповторимыми наборами данных, с помощью которых можно доказательно оценить последствия, связанные с переходом водоемов от речного режима в режим водохранилища. Изучение изменений жизнеобеспечивающих ресурсов геосферных оболочек Земли под влиянием природных и антропогенных факторов, их охрана, рациональное использование и контроль с целью сохранения для человека продуктивной природной среды является одним из приоритетных направлений экологической политики РФ. Предложенная система мониторинга сформирует основу для корректировки существующих требований в области нормирования уровней загрязнения окружающей среды, что является стратегически важным для водных объектов Байкало-Ангарской водной системы – основного резервного фонда по запасам пресных питьевых вод не только для РФ, но и для всего мира.

Достоверность и апробация результатов исследования. Основные положения и выводы подтверждаются значительным объемом фактического материала, полученного на натуральных объектах и проанализированного в аккредитованном аналитическом отделе ИГХ СО РАН по аттестованным методикам. Результаты работ отражены в отчетах тем госзадания ИГХ СО РАН; проектов РФФИ, в которых автор являлся руководителем (грант № 12-05-98089-р_сибирь_a «Эколого-геохимические исследования техногенного воздействия на процессы преобразования состава вод и донных отложений заливов Братского водохранилища», 2012–2013 гг.; грант № 16-05-00891 «Геохимическая роль седиментационных барьеров водохранилищ в аккумуляции и преобразовании потенциально токсичных элементов», 2016-2018 гг.) и исполнителем (грант № 09-05-00884-а «Геохимическая эволюция поверхностных вод внутриконтинентальных областей в условиях холодного климата», 2009-2011 гг.; грант № 14-45-

04171 «Пространственно-временная динамика поведения потенциально опасных элементов (Hg, As, Pb, Zn, Cd) в абиотических и биотических компонентах Байкало-Ангарской водной системы», 2014-2015 гг.; грант № 17-45-388089 p_a «Изучение воздействия ртутьсодержащих отходов химических производств на окружающую среду (на примере шламохранилища «Усольехимпром»», 2017-2018 гг.); международного проекта «Mercury species and mercury isotopic fractionation in the food chain of Lake Baikal», 2008-2011 гг.; интеграционного проекта «Динамика и устойчивость природных экосистем Восточной Сибири в условиях изменения глобального и регионального климата и возрастающей антропогенной нагрузки» в Интеграционной программе ИНЦ СО РАН № 0341-2016-0001, 2016-2020 гг.; крупного научного проекта «Фундаментальные основы, методы и технологии цифрового мониторинга и прогнозирования экологической обстановки Байкальской природной территории» № 075-15-2020-787, 2020-2023 гг.; государственных контрактов (Госконтракт № 16/12 «Оценка величины негативного антропогенного воздействия на экосистему Братского водохранилища (вода, донные осадки, рыбы, кормовая база рыб)», 2012 г.; Госконтракт № 63-57-31/12 «Эколого-геохимические исследования техногенного воздействия на процессы преобразования состава вод и донных отложений заливов Братского водохранилища», 2014 г.; Госконтракт № 63-41-34/14 «Специализированные эколого-геохимические и медико-экологические исследования в зоне влияния общества с ограниченной ответственностью «Усольехимпром» и по акватории Братского водохранилища», 2014 г.).

Основные научные положения работы обсуждались на международных, всероссийских и региональных конференциях. В том числе, на Международной конференции «Проблемы экологии в современном мире в свете учения В.И. Вернадского» (Тамбов, 2010); Goldschmidt (Prague, 2011); 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Nova Scotia, Canada, 2011); Всероссийской конференции «Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами» (Томск, 2012); Всероссийской научной конференции «Фундаментальные проблемы экологии России» (Иркутск, 2017); Международной конференции «Пресноводные экосистемы – современные вызовы» (Иркутск, 2018); Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» (Пермь, 2009, 2015, 2019); Международной научно-практической конференции, посвященной памяти чл.-корр. РАН А.Н. Антипова (Иркутск, 2019); XVII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения» (Киров, 2022); Международном симпозиуме «Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты» (Иркутск, 2022); V Международной научной конференции «Ресурсы, окружающая среда и региональное устойчивое развитие в Северо-Восточной Азии» (Иркутск,

2022); Всероссийской научно-практической конференции «Геохимические методы поисков как инструмент обнаружения прямых признаков месторождений стратегических видов минерального сырья» (Москва, 2023) и др.

Публикации. Основные положения опубликованы более чем в 110 научных трудах, из которых 32 статьи опубликованы в рецензируемых изданиях из перечня ВАК и баз цитирования WoS и Scopus, 2 работы в коллективных монографиях, 1 работа в Государственном докладе. Часть статей написаны в соавторстве со специалистами, не имеющими возражений против защиты данной работы. Часть результатов исследований вошла в зарегистрированную пространственную базу данных «Неорганические загрязнители в стоке оз. Байкал».

Объем и структура диссертации. Диссертация состоит из введения, 5 глав, заключения, списка литературы, включающего 358 наименований, и двух приложений. Общий объем – 279 стр., включая 53 рисунка и 53 таблицы.

Личный вклад автора. В основу работы положен фактический материал, полученный при непосредственном участии автора в ходе экспедиционных работ на р. Ангаре и водохранилищах Ангарского каскада ГЭС в течение более 20 лет (1998-2022 гг.). В рамках научно-исследовательских тем автором поставлена цель, сформированы задачи и разработана концепция работы, осуществлен выбор методик исследования и способов интерпретации полученных результатов.

Благодарности. Автор выражает глубокую признательность своим первым научным руководителям – д.г.-м.н. Ковалю П.В, который внес значительный вклад в изучение геохимии окружающей среды Прибайкалья и являлся организатором научно-исследовательских работ, направленных на выявление и изучение загрязнения окружающей среды Приангарья, и д.г.-м.н. Ломоносову И.С., который, являясь Ученым с большой буквы, своими советами дал начало научной работы автора. Автор выражает искреннюю благодарность к.б.н. Пастухову М.В. за его помощь в организации всех экспедиционных работ, грамотные советы при обсуждении полученных результатов и поддержку в период подготовки и написания работы. Автор отмечает значительный вклад Азовского М.Г., Бутакова Е.В., Долгих П.Г., Тарасюк Н.А., Цветковой Е.А. в проведении большого количества экспедиционных исследований, которые были осуществлены в достаточно сложных полевых условиях. Автор признателен сотрудникам ИГХ СО РАН, проводивших химико-аналитические работы: Андрулайтис Л.Д., Арсенюк М.И., к.х.н. Айсуевой Т.С, Долгих П.Т., к.г.-м.н. Зарубиной О.В., Никитеевой М.С., Пахомовой Н.Н., к.х.н. Пройдаковой О.А., Рязанцевой О.С., к.х.н. Сокольниковой Ю.В., Старченко И.В., Судаковой Н.Д., Черниговой С.Е., к.х.н. Чупариной Е.В. Особая благодарность научному консультанту д.т.н. Руш Е.А., д.т.н. Васильевой И.Е., к.х.н. Полетаевой Л.Б. и к.г.-м.н. Бычинскому В.А. за ценные советы, которые помогли в формировании общего вида диссертационной работы.

Глава 1. ОСНОВНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ Р. АНГАРЫ И КАСКАДА ЕЕ ВОДОХРАНИЛИЩ

Байкало-Ангарская водная система включает оз. Байкал, объем воды которого составляет 20 % от всех поверхностных пресных вод планеты, 336 его притоков и единственный поверхностный сток р. Ангару. Протяженность р. Ангары от истока до впадения в р. Енисей составляет 1 779 км. Бассейн р. Ангары вытянут с юго-востока на северо-запад. На юге он граничит с бассейном оз. Байкал, на западе и севере – с бассейном р. Енисей, на востоке – с бассейном р. Лена. Водосборная площадь р. Ангара превышает 1 039 тыс. км², из которых 571 тыс. км² это площадь бассейна оз. Байкал, в котором собираются воды Забайкалья и Монголии.

Исток р. Ангары расположен в зал. Лиственичный на западном берегу южной части оз. Байкал между пос. Листвянка и пос. Порт Байкал. Ширина истока около 1000 м, глубина от 0,5 м до 6,0 м. На основании данных по температурной стратификации вод различных глубин южной части оз. Байкал и истоке р. Ангары установлено (Глазунов, 1963), что в реку поступают преимущественно воды озера с глубины около 10 м. Перед весенней и осенней гомотермией глубина, с которой поступает вода, увеличивается до 50 м. Расход воды в истоке реки от 1000 до 4600 м³/с, с максимумом в сентябре-октябре и минимумом в марте-апреле (Галазий, 1987). Характерной особенностью является отсутствие льда в истоке реки даже при низких зимних температурах воздуха. Такое явление связано с поступлением более теплых, по сравнению с поверхностным слоем, подледных вод оз. Байкал и высокой скоростью течения (1-2 м/с).

Еще до зарегулирования, для р. Ангары отмечена значительная равномерность стока в течение года, которая связана с большим регулирующим влиянием оз. Байкал. В большей степени это проявлялось на верхнем участке реки, где сток целиком определялся положением уровня озера. По мере удаления от истока водность реки увеличивается за счет впадения крупных левобережных (рр. Иркут, Китой, Белая, Унга, Када, Ока) и правобережных (р. Оса, Уда, Илим, Ката), а также более мелких притоков. Под влиянием приточности по течению реки увеличивается и неравномерность внутригодового распределения стока.

Приуроченность р. Ангары к оз. Байкал определяет, что в естественных условиях формирование ее гидрологического и гидрохимического режима происходило, в большей степени, за счет вод озера, трансформированных по мере течения реки под действием вод притоков, подземных вод, литологических особенностей бассейна и т.д. (Бочкарев, 1959). Ежегодно река выносит из озера около 61 км³ воды, которая относится к наиболее чистым

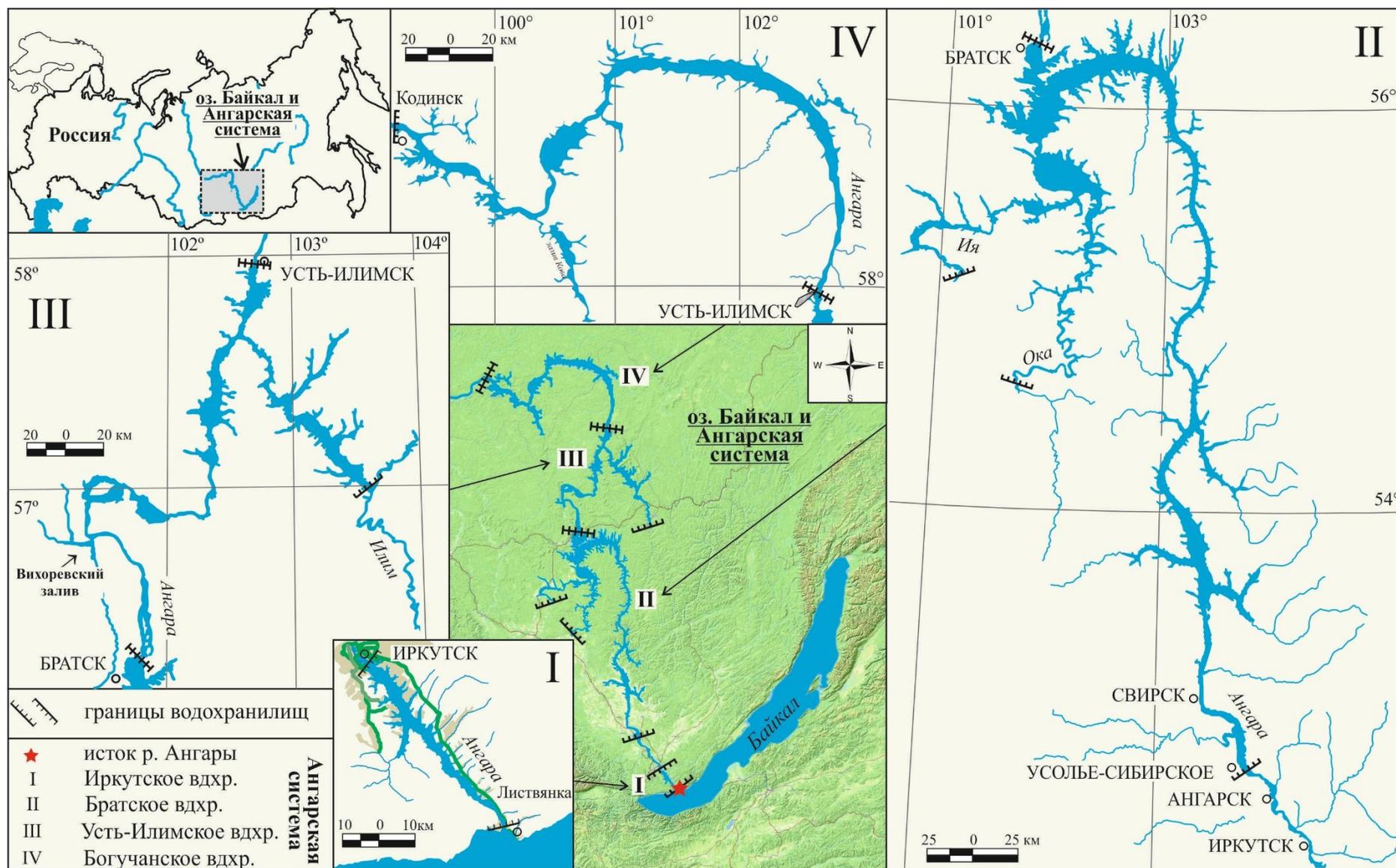


Рисунок 1.1.1 – Ангарская водная система

пресным водам мира (Khodzher et al. 2017; Ciesielski et al. 2016). Доля байкальского стока на всем протяжении р. Ангары значительна, составляя в устье 44 % (Иванов, 1991). Коренные преобразования на р. Ангаре произошли после создания на ней каскада водохранилищ (рис. 1.1.1). В настоящее время на участке от истока до плотины Богучанской ГЭС (протяженность более 1 300 км) река превратилась в единую крупную природно-антропогенную Ангарскую водную систему, которая все также является частью Байкало-Ангарской системы и состоит из незарегулированных участков р. Ангары, Иркутского, Братского, Усть-Илимского и Богучанского водохранилищ (рис. 1.1). При этом, незарегулированными остаются лишь небольшие участки общей протяженностью около 450 км. После перекрытия реки плотинами ГЭС изменились ее режимы стока и уровней, зимний и термический режим, режим стока наносов (Иванов, 1991), гидрохимический (Верболова, 1973; Стрижова, 1985; Карнаухова, 2008) и гидробиологический режимы (Воробьева, 1995; Шевелева и др., 2016). Создание водохранилищ на р. Ангаре повлекло за собой перестройку природных условий не только реки, но и прилегающих территорий. Наиболее существенное изменение отмечено в прибрежной зоне, где в процессе создания и эксплуатации водохранилищ под влиянием колебаний их уровней образовалась новая береговая линия, в пределах которой развивается абразия берегов, изменились условия обмена поверхностных и подземных вод, активизировались карст, оползни, нарушился ход эрозионных процессов, произошло засоление грунтов и т.д. (Овчинников и др., 1999).

В настоящее время, каждый водоем созданной человеком крупной природно-антропогенной водной системы, несмотря на свою природную общность, имеет свои характерные особенности формирования как природного, так и антропогенного характера.

1.1. Иркутское водохранилище

Иркутское водохранилище, образованное перекрытием плотиной Иркутской ГЭС р. Ангары в 1956 г., затопило долину реки от истока (район пос. Листвянка) до створа Иркутской ГЭС (г. Иркутск). Следствием заполнения Иркутского водохранилища стало повышение (в среднем на 1 м) уровня оз. Байкал. Водоохранилище вытянуто в направлении с юга-востока на северо-запад. Общая протяженность составляет 55 км, ширина – от 1 до 3,5 км, наибольшая глубина – 35 м (в районе плотины Иркутской ГЭС). Площадь зеркала водной поверхности при нормальном подпорном уровне (457 м над уровнем моря) равна 154 км², объем водной массы – 2,1 км³. Колебания уровня воды в водохранилище, в большей степени, определяются годовым ходом уровня оз. Байкал и режимом Иркутской ГЭС. Амплитуда колебания уровня воды

достигает 3 м, но в большую часть эксплуатации водохранилища уровень ниже нормального уровня на 0,14-1,4 м (Овчинников и др., 1999). С 2001 г. с целью минимизации воздействия на экосистему оз. Байкал уровень водохранилища поддерживается между высотами 456 и 457 м над уровнем моря (Jaguś et al., 2015).

Акватория Иркутского водохранилища подразделяется на три участка, различающихся по морфологическим условиям: приплотинный (19 км), средний (26 км) и истоковый (10 км) (Иркутское водохранилище ..., 1980). Каждый участок имеет свои особенности, которые определяют показатели ветрового волнения и интенсивность процессов, направленных на формирование берегов. Береговая линия Иркутского водохранилища характеризуется значительной изрезанностью. В результате заполнения водохранилища образовалось более 40 заливов с преобладающей глубиной более 2-3 м. К наиболее крупным относятся заливы Ерши, Курма, Картакой, Еловый, Уладова.

Северо-западная часть бассейна Иркутского водохранилища лежит в пределах Иркутско-Черемховской равнины, юго-восточная – занята западными отрогами Приморского хребта. Северо-западная часть бассейна представляет собой пологохолмистую равнину с неглубокими речными долинами и протяженными плоскими поверхностями водоразделов. В восточной части бассейна в рельефе преобладают грядово-увалистые формы с более высокими отметками междуречий (Госдоклад, 2010). Левый берег водоема сложен коренными породами, представленными юрскими песчаниками, аргиллитами и алевролитами, правый берег – делювиально-аллювиальными отложениями четвертичного возраста, представленными лёссовидными суглинками и супесями, а также песчано-галечными образованиями, которые подвержены процессу абразии практически на протяжении всего берега (Овчинников и др., 1999). Согласно (Объяснительная записка ..., 1999) на большей части территории исследования развитие получили, в основном, гидрокарбонатные магниевые-кальциевые подземные воды. В зону затопления водохранилища попали лугово-черноземные почвы поймы, дерново-подзолистые почвы склонов террас и лугово-болотные и болотные почвы, распространенные на дне затопленных падей (Биология Иркутского ..., 1964).

Плотина Иркутской ГЭС находится в самом крупном городе Прибайкалья – г. Иркутск, в котором ведущими отраслями промышленности являются авиастроение, металлообработка и гидроэнергетика. Здесь функционируют предприятия металлургической, лесной, пищевой и деревообрабатывающей промышленности. Однако, все основные градостроительные предприятия расположены ниже плотины Иркутской ГЭС. К значимым антропогенным факторам формирования Иркутского водохранилища относится высокая степень интенсивности освоения его береговой территории. Рекреационный потенциал водоема обуславливает

увеличивающуюся с каждым годом масштабную застройку его прибрежной территории и привлекает значительное количество туристов. Левый берег Иркутского водохранилища является очень крутым, в связи с чем, менее доступным и неосвоенным. На берегах заливов Курма, Картакой, Ерши, Мельничная падь, находится большое количество коттеджных поселений и баз отдыха, которые выше зал. Курма до истока р. Ангара практически отсутствуют. В истоке реки (порт Байкал) находится заброшенная в настоящее время судостроительная верфь, функционировавшая с 1890-х годов, а также действующий грузо-пассажирский порт. Множество населенных пунктов, турбаз, а также площадей сельскохозяйственного назначения расположено вдоль всего правого берега Иркутского водохранилища. Вблизи водохранилища проходит автомобильная дорога, по которой осуществляется интенсивное движение транспорта от г. Иркутск до пос. Листвянка. Наибольшее развитие туристической отрасли наблюдается в пос. Листвянка, расположенного на северо-западном берегу оз. Байкал в районе истока р. Ангары. Благодаря туристической привлекательности антропогенная нагрузка на окружающую среду возрастает. В пос. Листвянка и на прилегающей к нему территории с каждым годом увеличивается застройка прибрежной территории. Антропогенная нагрузка связана и с отсутствием в поселке централизованной системы очистки сточных вод. Создание Иркутского водохранилища обеспечило хорошие условия для движения судов от плотины Иркутской ГЭС до озера Байкал. В настоящее время все большее развитие получает частный водный транспорт.

1.2. Братское водохранилище

Братское водохранилище, созданное подпором вод плотины Братской ГЭС (1961 г.) на участке р. Ангары, р. Оки и р. Ии, относится к крупнейшим долинным водохранилищам мира. Площадь водной поверхности Братского водохранилища при нормальном подпорном горизонте составляет 5 470 км², объем водной массы – 179 км³. Средняя глубина водохранилища 31 м, наибольшая 155 м. Глубины водохранилища резко меняются в зависимости от затопленных форм рельефа. Мелководные участки, как правило, сосредоточены вблизи берегов, особенно по окраинам заливов. Внутригодовые колебания уровня воды, определяющиеся, в основном, режимом работы Иркутской и Братской ГЭС, не превышают 2-3 м, но в условиях длительного маловодья амплитуда колебания уровня достигает 10 м (Иванов, 1991).

По морфологическому строению Братское водохранилище состоит из длинных и узких речных участков, сменяющихся озеровидными расширениями. Выделено четыре основных озеровидных расширения (Балаганское, Заярское, Калтукское и Долоновское) и четыре суженных участка (Верхнеангарский, Окинский, Ийский районы и Ангарское сужение). На

участках впадения в р. Ангару рек и ручьев образовались многочисленные заливы, создавая сильно изрезанную береговую линию. Самые крупные заливы образовались в местах впадения рек Оса, Унга, Уда, Када. В соответствии с гидрологическими условиями в Братском водохранилище выделяют зону переменного (от г. Усолье-Сибирское до г. Свирск) и постоянного подпора (ниже г. Свирск). Около г. Усолье-Сибирское русло р. Ангары разделено островами на ряд рукавов, соединяющихся между собой пойменными протоками. При средней скорости течения на участке р. Ангары в районе г. Усолье-Сибирское 1,0 м/с и глубинами не превышающими 3 м, расход составляет около 400 м³/с.

В водном балансе Братского водохранилища доминирует поверхностных приток, который складывается из расходов воды через расположенную выше по течению Иркутскую ГЭС и бокового притока с водосбора водохранилища. Доля байкальских вод, поступающих в Братское водохранилище через Иркутскую ГЭС, в общем притоке составляет 65 %, а доля боковых притоков – около 34 % (Иванов, 1991). Только 1% приходится на долю атмосферных осадков, выпадающих на зеркало водохранилища.

Водохранилище расположено в меридиональном направлении с юга на север на южной части Среднесибирского плоскогорья. На отрезке между городами Иркутск и Братск, река Ангара последовательно пересекает несколько орографических единиц рельефа – Иркутско-Черемховскую равнину, Лено-Ангарское плато и Ангарский кряж. В пределах Иркутско-Черемховской равнины между гг. Иркутском и пос. Балаганск плоские поверхности междуречий имеют высоту 550-560 м. По мере продвижения на север и северо-восток, рельеф постепенно повышается и достигает наибольших высот (до 800 м) на границе бассейна реки в пределах Лено-Ангарского плато. В районе пос. Заярск местность снова значительно понижается и сглаживается, а в районе г. Братск в северо-восточном направлении проходит Ангарский кряж, полоса значительных высот трапповых массивов с максимальной отметкой 1 022 м.

Бассейн верхнего и среднего течения р. Ангары располагается в пределах Ангарского и Чонского блоков земной коры Западной части Иркутского амфитеатра (Таскин и др., 1987). Литогенную основу ландшафта этого района слагают, главным образом, разнообразные осадочные формации от верхнепротерозойского (вендского) возраста до кайнозоя, а также редкие тела силлового типа трапповой формации палеозойского возраста. Верхнепротерозойская толща на юго-западе Ангарского блока представлена красноцветными и сероцветными отложениями терригенной формации (алевролиты, песчаники, гравелиты, конгломераты), сменяющиеся вверх по разрезу карбонатно-терригенной формацией (алевролиты, известковистые песчаники, глинистые доломиты, мергели и доломиты). Палеозойские отложения входят в состав нижнекембрийской карбонатной формации (известняки, доломиты,

карбонатные брекчии, каменная соль, гипс, прослой мергелей, известковистых песчаников), а также карбонатно-терригенных и терригенных формаций, каждая из которых по разрезу располагается на двух стратиграфических уровнях: средний кембрий и верхний кембрий – ордовик. Эти формации представлены широким спектром осадочных пород: известняки, доломиты, мергели, аргиллиты, алевролиты, песчаники, редко – конгломераты. В юго-западной части Иркутского амфитеатра развиты мезозойские (юрские) отложения, протягивающиеся довольно широкой полосой по левобережью р. Ангары и относящиеся к угленосной-терригенной формации с крупными месторождениями каменного угля. Кайнозойские отложения развиты повсеместно. Наиболее мощные их толщи приурочены к депрессиям крупных рек по левобережью бассейна р. Ангары (реки Иркут, Китой, Урик, Белая, Ока), где они представлены грубообломочными аллювиальными отложениями.

Особенностью геологической основы Иркутского амфитеатра является довольно густая сеть тектонических нарушений (Сейсмическое районирование..., 1997), среди которых выделяются несколько основных разновидностей: крупноамплитудные разломы, ограничивающие амфитеатр от складчатых областей Восточного Саяна и Прибайкалья; разломы северо-западного и северо-восточного простирания, не выходящие на поверхность (Таскин и др., 1987); малоамплитудные тектонические нарушения северо-восточного и субмеридионального плана, выходящие на поверхность; зоны повышенной проницаемости (тектонической трещиноватости или зоны раскрытости) северо-восточного и субширотного простирания, шириной 10-40 км.

Подземные воды, входящие в состав Ангаро-Ленского артезианского бассейна, бассейна Братского водохранилища подробно описаны в (Братское водохранилище ..., 1963). По условиям залегания и водовмещающим породам выделены грунтовые воды четвертичных отложений, трещинно-пластовые воды, связанные с породами юрского, силурийского, ордовикского и кембрийского возрастов и воды трещинно-карстового типа в гипсоносных и карбонатных породах кембрия. Химический состав аллювиальных вод неоднороден: вблизи русел рек Ангары и Белой воды гидрокарбонатные кальциевые, по удалению от рек – часто характеризуются сульфатным кальциевым и хлоридно-сульфатным натриево-кальциевым составом. Воды юрских отложений преимущественно гидрокарбонатные кальциевые, ордовикских отложений – в большинстве случаев, гидрокарбонатные кальциевые, реже магниевые, отложений верхнего кембрия – сульфатные магниевые-кальциевые. Воды нижнего кембрия подразделяются на трещинно-пластовые и трещинно-карстовые. Трещинно-пластовые воды ангарской свиты гидрокарбонатные кальциевые, в областях погружения и в бассейнах рек Осы и Унги – сульфатные кальциевые и хлоридно-сульфатные натриево-кальциевые. Трещинно-карстовые

воды разнообразны по химическому составу: в поле развития карбонатного карста воды гидрокарбонатные кальциевые, в загипсованных карбонатных породах – сульфатные кальциевые, в зоне сифонной циркуляции встречаются хлоридные натриевые.

В бассейне водохранилища наиболее встречаемыми являются почвы подзолистого типа, распространены дерново-подзолистые, серые лесные и черноземы (Серышев, 2017).

Братское водохранилище имеет важное социально-экономическое значение для Иркутской области. Эксплуатация его водного потенциала для питьевых, энергетических, хозяйственно-бытовых, судоходных, рыбохозяйственных и рекреационных нужд населения неминуемо приводит к поступлению в его экосистему разнообразных веществ как органического, так и неорганического происхождения. Поступление поллютантов в экосистему водоема связано и с расположенными на его побережье крупными промышленными комплексами гг. Усолье-Сибирское, Свирск, Саянск, Братск. В г. Усолье-Сибирское функционируют предприятия химической, фармацевтической, пищевой и соледобывающей промышленности, машиностроительный завод и ТЭЦ, в г. Свирск – аккумуляторное производство и ТЭЦ, в г. Братск – крупнейший в России алюминиевый завод, завод ферросплавов, хлорный завод, ряд крупных предприятий лесной, деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности. Основным предприятием промышленности г. Саянск является крупнейший в России производитель суспензионного поливинилхлорида – «Саянскхимпласт».

Наиболее опасное с точки зрения антропогенной эмиссии поллютантов прямое поступление сточных вод в водную среду р. Ангары и Братское водохранилище более пятидесяти лет происходит с промышленной зоны г. Усолье-Сибирское. К промышленным сбросам этой зоны относят организованные сточные воды предприятия «Усольехимпром», сточные воды дренажной канавы, представляющие собой протекающий через шламохранилище «Усольехимпром» естественный ручей и сточные воды канавы гидрозолоудаления, которые, в основном, являются осветленной водой ТЭЦ, прошедшей очистку от золы и шлака гидравлическим способом.

Масштабные природоохранные мероприятия, призванные снизить техногенную нагрузку от Усольской промышленной зоны на окружающую среду, начались в 1998 г., когда поэтапно стало происходить сокращение рабочих мощностей самого крупного предприятия этой зоны – «Усольехимпром». В связи с этим, объем сточных вод, поступающих в р. Ангару и далее в Братское водохранилище, постепенно уменьшался, что позволило выделить периоды с различной степенью техногенной нагрузки на водоем:

1998 г. – год, в котором антропогенная эмиссия элементов техногенного происхождения максимальна. Значимым событием этого года, отражающим уменьшение техногенной нагрузки

на окружающую среду всего Приангарья, стало прекращение работы наиболее опасного производственного объекта предприятия «Усольехимпром» – цеха ртутного электролиза, на котором с 1970 г. производили хлор и каустическую соду. Сброс сточных вод Усольской промышленной зоны осуществляется посредством четырех выпусков (В1, В2, ДК, ГЗУ).

1999-2008 г. – период, в котором эмиссия элементов техногенного происхождения еще значительна. Производственные объекты, кроме цеха ртутного электролиза, предприятия «Усольехимпром» по-прежнему функционируют. Сброс сточных вод Усольской промышленной зоны также, как в 1998 г., осуществляется посредством четырех выпусков (В1, В2, ДК, ГЗУ).

2009-2018 гг. – период с последовательным уменьшением эмиссии элементов техногенного происхождения. В 2009 г. сброс сточных вод с Усольской промышленной зоны осуществляется посредством трех выпусков (В1, ДК, ГЗУ). В 2012 г. произошло полное закрытие предприятия «Усольехимпром». С 2012 г. сброс сточных вод Усольской промышленной зоны осуществлялся посредством одного выпуска – канавы ГЗУ.

После закрытия основных производств Усольской и Свирской промышленных зон, чрезвычайно опасными, определившими первоочередные геоэкологические проблемы Иркутской области для окружающей среды являются расположенные на побережье Братского водохранилища промышленные площадки не функционирующих в настоящее время предприятий. К ним относятся промышленная площадка закрытого в 2012 г. крупного химического предприятия «Усольехимпром» (г. Усолье-Сибирское), на базе которого производили хлор и каустическую соду методом ртутного электролиза, и промышленная площадка закрытого в 1949 г. Ангарского металлургического завода (г. Свирск), выпускавшего белый и серый мышьяк из арсенопиритового концентрата.

В зону затопления Братского водохранилища попало около 166 тыс. га сельскохозяйственных угодий, из них пахотных земель – около 46 тыс. га. Необходимо отметить и слабую подготовку ложа при заполнении водохранилища, при которой было затоплено без лесосводки и лесочистки 135,2 тыс. га (Иванов, 1991). Большая часть этих затопленных сельскохозяйственных угодий и несведенных лесных массивов оказались в образовавшихся заливах водохранилища, что несомненно повлияло на состав вод в период становления водоема. Начиная с момента заполнения Братского водохранилища до проектного уровня в 1965 г., значительная часть заливов используется лесозаготовительными организациями для накопления и транспортировки древесины, тем самым, создавая дополнительную антропогенную нагрузку на водную среду.

1.3. Усть-Илимское водохранилище

Усть-Илимского водохранилище, заполнение которого началось в 1974 г., сформировано за счет подпора р. Ангары на участке от Усть-Илимской ГЭС до Братской ГЭС и р. Илим. Площадь Ангарской части Усть-Илимского водохранилища составляет 1107 км², объем воды – 42 км³, ширина – до 10 км, глубина – до 94 м. По особенностям строения Усть-Илимское водохранилище представляет собой V-образный водоем сложной конфигурации, обусловленной затопленными участками долин нижних течений впадающих рек, которые образовали заливы. К рекам, образовавшим крупные заливы на Ангарской части водохранилища относятся Вихорева, Эдучанка, Бадарма, на Илимской части – Игирма, Тушама, Туба. По морфометрическим характеристикам Ангарская и Илимская части подразделяются на участки, определяющие, в большей степени, чередование озеровидных расширений с сужениями, образованными в долине реки.

Промежуточное положение Усть-Илимского водохранилища в каскаде Ангарских ГЭС обуславливает транзитность водоема, что накладывает индивидуальные характеристики на режим его эксплуатации. Главным фактором, определяющим формирование водного режима водохранилища, является соотношение между приходной и расходной частями его водного баланса, которые на 90-99% определяются расходами воды через Усть-Илимскую ГЭС и Братскую ГЭС (Синюкович и др., 2011). Доля боковой приточности составляет около 7%, а осадков и испарения не превышает 1%. В связи с зарегулированностью стока сработка уровня Усть-Илимского водохранилища осуществляется только для сезонного регулирования (в среднем на 1,5 м,) а в целом за многолетний период высота сработки не превышает 4 м.

Территория Усть-Илимского водохранилища расположена в юго-западной части Сибирской платформы, в зоне сочленения структур Иркутского амфитеатра с юго-восточной окраиной Тунгусской синеклизы. Иркутский амфитеатр имеет двухъярусное строение. В основании его лежит складчатый фундамент, сложенный магматическими и метаморфическими породами архея и протерозоя. Складчатый кристаллический фундамент перекрыт осадочными породами, образующими верхний осадочный этаж, представляющий собой сочетание разновозрастных структурно-седиментационных подэтажей палеозойского (кембрий – силур, карбон – пермь) и мезозойского (триас – юра) возраста, наложенных один на другой. В строении Тунгусской синеклизы участвуют верхнепалеозойский терригенный угленосный комплекс и залегающий на нем почти горизонтально вулканогенный комплекс нижнего триаса. Образования синеклизы со структурным и стратиграфическим несогласием залегают на разновозрастных

отложениях силурийского (в южной части) и ордовикского и средне-верхнекембрийского на северо-востоке.

Наиболее крупной пликативной структурой площади является Вихоревская флексура, которая протягивается в субмеридиональном направлении по долине р. Вихорева от г. Братск до д. Седаново, где пересекает долину р. Ангары. На всем протяжении флексура осложнена пликативными и разрывными нарушениями. Являясь отражением крупного разлома фундамента в осадочном чехле платформы, Вихоревская флексура возникла в нижнем палеозое и продолжает быть активной до настоящего времени (Атлас..., 1962). К Вихоревской флексуре примыкает Седановская антиклиналь, которая протягивается параллельно долине р. Ангары в юго-восточном направлении и переходит в Дубынинское поднятие. Тубинская антиклиналь в виде узкой полосы протягивается от низовьев р. Тушамы к северо-северо-востоку вдоль р. Тубы до р. Катанги (Усть-Илимское ..., 1975). В районе Усть-Илимского водохранилища расположено несколько разломов, часть из которых выходит на поверхность (в районе Вихоревского залива, Седановского нарушения, истока Илимской части), а часть скрыта под вышележащими образованиями. Второстепенный разлом с частичным выходом на поверхность проходит вдоль русла Илимской части. Существует сеть второстепенных выходящих на поверхность разломов, расположенных в районе устья р. Илим и приплотинной части Усть-Илимского водохранилища.

Исследованиями, проведенными сотрудниками ИЗК СО АН СССР (Усть-Илимское водохранилище ..., 1975), установлено, что в бассейне Усть-Илимского водохранилища наблюдается вертикальная и площадная гидрогеохимическая зональность. На большей части территории исследования повсеместное развитие с поверхности получили пресные гидрокарбонатные и сульфатно-гидрокарбонатные воды. Вертикальная зональность представлена сменой (сверху вниз) зоны пресных вод на зону солоноватых вод и ниже по разрезу зоной соленых вод. Общими чертами гидрогеохимического разреза считается широкое распространение сульфатных щелочноземельных вод, а также присутствие вод смешенного (гидрокарбонатно-сульфатного, хлоридно-сульфатного и т.д.) и специфического (сульфатного натриевого и гидрокарбонатного натриевого) химического состава.

К главным источникам загрязнения верхней части Усть-Илимского водохранилища относится Братская промышленная зона, включающая Братский алюминиевый завод, Братский лесопромышленный комплекс (целлюлозно-картонный комбинат, хлорный завод, фанерный завод, завод производства ДВП, лесопильно-деревоперерабатывающий завод), Братскую ГЭС, завод ферросплавов, ТЭЦ-6, ТЭЦ-7. Самым мощным источником химического загрязнения водохранилища является небольшой приток водохранилища – р. Вихорева, загрязнение которой началось в 1956 г., когда начал свою деятельность Вихоревский лесозаготовительный комбинат.

С пуском в производство Братского лесопромышленного комплекса, Братского алюминиевого завода и развития г. Братск в р. Вихорева стали сбрасывать сточные воды, расход которых в период зимней межени в 3-4 раза превышал естественный водный сток реки (Стрижова, 1985). Из всего объема сточных вод, прошедших через очистные сооружения и поступающих в реку, до нормативных показателей очищается только 1%, а недостаточно очищенными сбрасывается 99% (Магомедов, 2003). В питании р. Вихорева сточные воды занимают 46%. На долю поверхностного стока приходится 26%, дождевого стока – 8%, грунтовых вод – 20%. Меньшим, по объему поступающих веществ, источником загрязнения Усть-Илимского водохранилища, является Усть-Илимская промышленная зона, в основе которой находятся предприятия целлюлозно-бумажной и деревообрабатывающей промышленности.

1.4. Богучанское водохранилище

При создании четвертого в каскаде Ангарских ГЭС – Богучанского водохранилища трансформации подвергся участок р. Ангары протяженностью 375 км, превратив реку в практически полностью зарегулированный водоем. Строительство Богучанской ГЭС началось в 1980 г., а в 1987 г. было остановлено. В 2006 г. работы по возведению плотины ГЭС возобновлены, и только осенью 2012 г. началось заполнение Богучанского водохранилища. В августе 2013 г. уровень воды в водохранилище составил 188 м БС, 2014 г. – 203 м БС. В мае 2015 г. Богучанского водохранилища было заполнено до проектной отметки (208 м). В августе 2015 г. уровень водохранилища составлял 207,6 м БС, 2017 г. – 207,0-207,5 м БС. В 2007 г. на всем протяжении участка исследования глубина в р. Ангаре не превышала 4 м. Многочисленные острова делили его на два равнозначных рукава, глубиной около 3 м. В период наполнения водохранилища увеличение глубин происходило постепенно, достигая в 2013 г. – 8,6 м, в 2014 г. – 22,5 м, в 2015 г. – 30,0 м.

На отметке 208 м над уровнем моря площадь Богучанского водохранилища составляет 2326 км², длина – 375 км, максимальная глубина – 75 м, средняя глубина – 25 м. Богучанское водохранилище относится к водохранилищу сезонного регулирования с малой сработкой уровня воды и небольшой скоростью водообмена. По морфометрическим характеристикам акватория водохранилища подразделяется на несколько участков: Невонское сужение, Кежемское расширение, Кутарейское сужение, Тургеневское расширение и Приплотинный район. В период наполнения водохранилища в устьях притоков р. Ангара образовались многочисленные заливы. К наиболее крупным из которых относятся заливы в долинах рр. Кова, Кода, Ката, Верхняя и Нижняя Кежма, Едарма, Кутарей, Парта.

Подпор от плотины Богучанской ГЭС распространяется до Усть-Илимской ГЭС. В многолетнем разрезе сток в Богучанское водохранилище, также как и вышерасположенных водохранилищах Ангарского каскада ГЭС, зарегулирован оз. Байкал. Основной приток формируется расходами воды, поступающими из верхнего бьефа в нижний бьеф Усть-Илимской ГЭС и боковой приточностью. В створе Богучанской ГЭС на долю боковой приточности приходится около 15% среднего объема годового стока р. Ангары (Путинцев, 2022).

Высотные отметки водосбора Богучанского водохранилища находятся в диапазоне от 208 до 650 м, с максимальными значениями в междуречье рек Ангары и Подкаменная Тунгуска (до 600 м) и Ковинском кряже (до 650 м).

Территория, прилегающая к Богучанской ГЭС, относится к юго-западной окраине Сибирской платформы, располагается к востоку от складчатой области Енисейского кряжа и характеризуется достаточно сложным геологическим строением, обусловленным, несмотря на практически горизонтальное залегание осадочно-вулканогенных пород, наличием густой сети тектонических разломов и многочисленных магматических интрузий.

В геологическом разрезе выделяются три структурных этажа: палеозойский, мезозойский и кайнозойский. Нижнепалеозойские отложения, погружающиеся в северо-западном направлении, представлены карбонатно-терригенными породами нижнего – верхнего кембрия (климинская, зелеевская, эвенкийская свиты) и нижнего ордовика (устькутская, ийская, бадарановская свиты). На размытой поверхности этих отложений несогласно залегают песчаники, алевролиты, аргиллиты, мергели среднего-верхнего ордовика (мамырская и братская свиты). Породы нижнего палеозоя перекрываются комплексом верхнепалеозойских образований – песчаниками, алевролитами, аргиллитами, углями ушамской и катской свит нижнего – верхнего карбона и алевролитами, аргиллитами, углисто-глинистыми сланцами бургуклинской и пеляткинской свит перми. Мезозойские структурные формы сложены вулканогенными образованиями тутончанской и корвунчанской свит нижнего триаса и озерно-речными континентальными отложениями нижней – средней юры (пески, галечники, глины, песчаники, линзы конгломератов, угли). К этому же структурному этажу относятся образования магматического (траппового) комплекса. В составе кайнозойских отложений преобладают аллювиальные и элювиально-делювиальные породы.

В тектоническом строении территории, прилегающей к Богучанской ГЭС, выделяются несколько структур (юго-западное крыло Тунгусской синеклизы, Тасеевская синеклиза и зона ангарских складок (Ковинская и Берямбинская антиклинали)), на фоне которых обнаруживаются более мелкие поднятия, прогибы и впадины, антиклинали и синклинали, разломы. Зоны

разломов, располагающиеся по границе некоторых тектонических структур, подчеркиваются секущими интрузивными телами траппов.

Детальное гидрогеологическое картирование, проведенное в зоне влияния Богучанского водохранилища до зарегулирования р. Ангары (Богучанское водохранилище ..., 1979), показало, что особенности залегания, распространения и состава подземных вод обусловлены геологическим строением, вещественным и литологическим составом пород. Существование трещинно-пластовых подземных вод определяет развитие горизонтально залегающих терригенных отложений, с туфогенно-осадочными образованиями нижнего триаса связаны трещинные воды, в закарстованных карбонатных породах вмещаются трещинно-карстовые воды, порово-пластовые воды приурочены к отложениям четвертичного и юрского возрастов. Формирование мощной зоны пресных гидрокарбонатных вод связано с водовмещающими породами, состоящими из осадков пресноводного бассейна, солоноватые сульфатные и хлоридные воды объясняются локальным развитием гипсоносных и соленых пород. К главным особенностям вертикальной и площадной гидрогеохимической зональности подземных вод относится почти повсеместное развитие верхней подзоны гидрокарбонатных щелочноземельных и натриево-щелочноземельных вод, ограничение распространения сульфатных щелочноземельных вод, широкое распространение вод смешанного катионного и анионного состава и появление в разрезе вод сульфатного натриевого и гидрокарбонатного натриевого состава.

Особенностью подзолистых, дерново-подзолистых и торфяно-глеевых почв, преобладающих в бассейне водохранилища, является обедненность гумусом и слабое развитие подзолообразовательного процесса, что связано с высокой степенью карбонатности многих почвообразующих пород и неблагоприятным гидротермическим режимом (Богучанское водохранилище ..., 1979).

К главным источникам поступления веществ антропогенного происхождения в Богучанское водохранилище относится Усть-Илимская промышленная зона. Прямое поступление сточных вод в водоем происходит с рассеивающим выпуском в 12 км ниже плотины Усть-Илимской ГЭС. Далее вниз по течению до плотины Богучанской ГЭС прибрежная зона водохранилища характеризуется отсутствием крупных объектов промышленной инфраструктуры. Вместе с этим, в зону затопления попали территории, на которых располагались населенные пункты, сельскохозяйственные угодья, а также значительные объемы несведенного леса. При отсутствии значимых техногенных источников трансформация химического состава абиотических и биотических компонентов, вызванная повышением уровня водотока, связана, главным образом, с поступлением в водную среду веществ антропогенного

происхождения из верхнего, гумусового слоя затопленных почв и остатков растительного покрова. По данным (Корпачев и др., 2015), объем затопленной древесины в ложе Богучанского водохранилища составил 10,3 млн. м³. Каскадность водохранилищ Ангарского каскада ГЭС определяет, что источниками поступления элементов загрязнителей для Богучанского водохранилища могут являться и расположенные выше более антропогенно-нагруженные водохранилища.

Таким образом, приуроченность р. Ангары к оз. Байкал определяет, что в естественных условиях формирование ее гидрологического и гидрохимического режимов происходило за счет вод озера, трансформированных по мере течения реки. Коренные преобразования экосистемы р. Ангары (длина 1 779 км) произошли после перекрытия реки плотинами Иркутской ГЭС, Братской ГЭС, Усть-Илимской ГЭС и Богучанской ГЭС. Антропогенная трансформация реки (участок общей протяженностью около 1 400 км) привела к образованию крупной природно-антропогенной Ангарской пресноводной системы (табл. 1.1). Несмотря на то, что по-прежнему значительное влияние на созданную человеком водную систему имеет оз. Байкал, каждому ее водоему присущи свои условия формирования как природного (геологические, тектонические, гидрогеологические особенности водосборов водохранилищ и т.д.), так и антропогенного (само создание водохранилищ и крупные промышленные комплексы, расположенные на побережье водоемов) характера. По интенсивности воздействия антропогенной нагрузки, Братское и Усть-Илимское водохранилища относятся к водоемам с высокой степенью техногенного воздействия, связанного с долговременным прямым поступлением в их экосистемы значительного количества потенциально опасных элементов от предприятий различных отраслей промышленности, Иркутское и Богучанское (самое молодое) водохранилища – водоемы в меньшей степени подвержены антропогенной нагрузке.

Таблица 1.1 – Обобщенные характеристики Ангарской водной системы

Характеристики	Ангарская водная системы			
	Иркутское вдхр.	Братское вдхр.	Усть-Илимское вдхр.	Богучанское вдхр.
Начало заполнения (г.)	1956	1961	1974	2012
Длина (км)	55	570	292	375
Максимальная ширина (км)	4	33	12	15
Площадь (км ²)	154	5470	1922	2326
Максимальная глубина (м)	35	155	90	75
Объем (км ³)	2,1	169,7	59,4	58,2
Особенности водного режима	Внутригодовые колебания уровня (1 м) определяются режимом работы Иркутской ГЭС и стоком воды из оз. Байкал. Приходная часть водного баланса – сток из оз. Байкал (99,5 %). Среднегодовое количество стока из озера оценивается расходом воды 1,9 тыс. м ³ /с или годовым объемом стока 61 км ³ .	Внутригодовые колебания уровня (до 10 м) определяются, в основном, режимом работы Иркутской и Братской ГЭС. Приходная часть водного баланса – поверхностный приток трансформированных в Иркутском водохранилище байкальских вод, поступающих через Иркутскую ГЭС (65 %) и боковой приток с водосбора (34%). На долю осадков приходится около 1%.	Внутригодовые колебания уровня (до 2 м) определяются, в основном, режимом работы Братской и Усть-Илимской ГЭС. Приходная часть водного баланса – поверхностный приток трансформированных в Иркутском и Братском водохранилищах байкальских вод, поступающих через Братскую ГЭС. Доля боковой приточности – около 7%, осадков – около 1%.	Внутригодовые колебания уровня (1 м) определяются, в основном, режимом работы Усть-Илимской ГЭС и Богучанской ГЭС. Приходная часть водного баланса – поверхностный приток трансформированных в Иркутском, Братском и Усть-Илимском водохранилищах байкальских вод, поступающих через Усть-Илимскую ГЭС. Доля боковой приточности – около 15%.
Особенности антропогенного воздействия	- г. Иркутск (основные предприятия расположены ниже плотины Иркутской ГЭС);	- г. Усолье-Сибирское (предприятия химической, фармацевтической, пищевой и соледобывающей промышленности, машиностроительный завод, ТЭЦ).	- г. Братск (алюминиевый завод, завод ферросплавов, хлорный завод, ряд крупных предприятий лесной, деревообрабатывающей и	- г. Усть-Илимск (предприятия целлюлозно-бумажной и деревообрабатывающей промышленности). Наиболее значимые источники

Характеристики	Ангарская водная системы			
	Иркутское вдхр.	Братское вдхр.	Усть-Илимское вдхр.	Богучанское вдхр.
	<p>- масштабная застройка прибрежной территории правого берега и, в меньшей степени, левого берега (в основном, частный сектор);</p> <p>- пос. Листвянка (широко развита туристическая отрасль);</p> <p>- развитие водного транспорта по всей акватории;</p> <p>- заброшенная судостроительная верфь (пос. Порт Байкал);</p> <p>- автомобильная дорога вблизи береговой линии.</p>	<p>Наиболее значимые источники загрязнения – сточные воды предприятия «Усольехимпром» и ТЭЦ, промышленная площадка предприятия «Усольехимпром»);</p> <p>- г. Свирск (аккумуляторное производство, ТЭЦ). Наиболее значимые источники загрязнения – промышленная площадка Ангарского металлургического завода;</p> <p>- г. Саянск (химическая промышленность);</p> <p>- г. Братск (алюминиевый завод, завод ферросплавов, хлорный завод, ряд крупных предприятий лесной, деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности, ТЭЦ);</p> <p>- использование заливов для накопления и транспортировки древесины.</p>	<p>целлюлозно-бумажной промышленности, ТЭЦ).</p> <p>Наиболее значимые источники загрязнения – сточные воды Братской промышленной зоны, поступающие в р. Вихорева – приток водохранилища;</p> <p>- г. Усть-Илимск (предприятия целлюлозно-бумажной и деревообрабатывающей промышленности).</p>	<p>загрязнения – сточные воды «Иркутскэнерго» и ливневые канализационные стоки.</p> <p>- само создание водохранилища. Наиболее значимые источники загрязнения – затопленные населенные пункты, сельскохозяйственные угодья, несведенный лес.</p>

Глава 2. МЕТОДОЛОГИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Состояние проблемы и основные принципы исследования

Общие аспекты исследований водных экосистем, определившие теоретическую значимость настоящего исследования

Поверхностные водоемы, обеспечивающие человека питьевой водой и водой для хозяйственного использования, являются жизненно важным ресурсом и имеют решающее значение для экономического и социального развития. Запасы пресной воды в водоемах и доступность их использования значительно повышают ресурсно-производственный и рекреационный потенциал территории, что приводит к увеличению темпов урбанизации побережья. Развитие промышленности, увеличение площади сельскохозяйственных территорий и растущая туристическая активность населения в бассейне водоемов неминуемо ведет к негативным преобразованиям качества водных ресурсов. В связи с этим, мониторинговые работы, направленные на получение информации о химическом составе вод и донных отложений, а также изучение механизмов и закономерностей их трансформации являются неразрывной частью исследований, позволяющих выявить вектор эволюции водных экосистем в период антропогенеза. С теоретической точки зрения такие исследования вносят вклад в развитие научных основ, рассматривающих геохимические циклы элементов в пределах биосферы, а с практической – имеют важное значения для понимания и оценки возможных последствий для антропогенно-измененной природной среды.

Фундаментальной научной работой по гидрохимии природных вод земной поверхности является книга Алекина О.А. «Общая гидрохимия» (1948). В работе детально рассмотрены условия формирования химического состава вод, и зависящая от них динамика режима главных ионов – HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ; биогенного вещества – соединения азота (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), фосфор, кремний; органического вещества – $\text{C}_{\text{орг}}$; газового режима – O_2 , H_2S , CO_2 в реках, озерах и, кратко, водохранилищах. Выделенные компоненты относятся к компонентам основного ионного состава. Основным постулатом данной работы стало выделение природных факторов, влияющих на пространственную неоднородность компонентов гидрохимического состава по акватории водоемов. Для главных ионов это, в основном, литологический состав пород, слагающих бассейн реки, и процессы выветривания, состав притоков и грунтовых вод в русле реки, для газового режима – процессы фотосинтеза, окислительно-восстановительные и кислотно-щелочные параметры водной среды, гидрологические условия водоема. Что касается микроэлементов (Mn, Al, Cu, Co, Ni, Pb, Zn и т.д.), содержащихся в природных водах, в

работе Алекина О.А. приводятся лишь краткие сведения, подчеркивающие в тоже время, что каждый элемент, встречающийся в земной коре, присутствует и в природных водах.

Во второй половине XX века, в условиях постоянно увеличивающегося темпа роста промышленности и урбанизации, антропогенным факторам, участвующим в формировании гидрохимического состава водоемов, стало уделяться гораздо больше внимания, чем природным. Гидрохимические исследования стали иметь важное значение в решении проблемы загрязнения окружающей среды и являться первостепенным пунктом при изучении геоэкологического состояния поверхностных водоемов. В их число входит изучение пространственно-временной динамики концентраций главных ионов, биогенных и органических веществ, а также газового режима, миграционных особенностей веществ антропогенного происхождения, поступающих в водную среду, и оценка качества вод (Muhammad, Ullah, 2022; Kamani et al., 2023). Широкое развитие получили исследования, направленные на изучение в природных водах концентраций микроэлементов (Иванов, 1994; Кремлева и др., 2012; Hussain et al., 2020; Sacdal et al., 2022), которые хоть и имеют природное происхождение и содержатся в водах в значительно меньших, по сравнению с главными ионами, концентрациях, но в период антропогенеза считаются одними из главных загрязнителей природных сред. Негативное влияние микроэлементов антропогенного происхождения, поступающих в водные экосистемы, связано с их высокой биоаккумулятивной способностью и потенциальной токсичностью для живых организмов (Ciesielski et al., 2016; Ngo et al., 2021). Накопление этих элементов в гидробионтах различных трофических уровней и дальнейшее потребление биологических ресурсов из такого водоема может негативно сказаться и на здоровье человека (Okogwu et al., 2019; Garnero et al., 2020).

При проведении геоэкологических исследований, в первую очередь, необходимо иметь четкое представление о потенциальных источниках поступления элементов. Несомненно, что одним из основных антропогенных источников, определяющих негативные преобразования гидрохимического состава водоемов, являются предприятия различных отраслей промышленности. Согласно статистическим данным, ежегодно в поверхностные водоемы поступает десятки млн. м³ производственных сточных вод, содержащих колоссальные количества сульфатов, хлоридов, нитратов, нитритов, микроэлементов и других органических и неорганических компонентов (Гос. доклад ..., 2001, 2017; Беспалова, 2019). Однако, помимо прямого воздействия (промышленные и бытовые сточные воды, поверхностный сток с городских, промышленных и сельскохозяйственных территорий, атмосферный перенос) на геоэкологическое состояние водных экосистем влияют и другие антропогенные факторы. Так, ярким примером преобразования рек является создание водохранилищ, которое приводит к необратимым последствиям и влияет не только на саму экосистему водоема, но и прилегающую

к ней территорию. Зарегулирование реки изменяет гидрологический режим, ландшафты, вызывает переформирование уровня подземных вод, смену биоразнообразия и т.д. (Эдельштейн, 1998; Wildi 2010; Ghosh and Guchhait, 2014), в связи с чем, образуется новая природно-антропогенная экосистема (Законнов и др., 2010; Савкин и др., 2020). В этой экосистеме трансформация геохимических циклов начинается с гидрохимического режима, формирование которого в период заполнения определяется взаимодействием водных масс с почвогрунтами, уменьшением скоростей течения и изменением биологической продуктивности водоема (Авакян, 1987; Ligon et al., 1995; Dević 2015). В первые годы существования водохранилищ на химический состав воды и донных отложений значительное влияние оказывает и поступление в водную среду органических и минеральных соединений при экстракции и минерализации больших количеств затопленной древесной растительности (Фоминцев и др., 1989; Корпачев и др., 2010; Абдрахманов и др., 2014; Agimogo et al., 2006). Увеличение биогенных элементов, главным образом соединений N и P, в водной среде приводит к увеличению биомассы водорослей. К негативным последствиям, связанным с увеличением трофности водоема, относятся уменьшение прозрачности воды, повышенный уровень pH, уменьшение вплоть до полной потери кислорода (Wildi et al., 2010; Smith et al., 2006).

В XX веке создание водохранилищ приобрело планетарный характер. По данным (Dams and development, 2000), в мире насчитывается более 45000 больших плотин с водохранилищами. В России гидротехническое строительство стало активно развиваться с середины XX века и в настоящее время насчитывается 102 крупные и большое количество мелких ГЭС (Дворецкая и др., 2018). Создание водохранилищ, а зачастую и каскада водохранилищ, на крупных пресноводных реках экономически чрезвычайно целесообразно, в связи с тем, что выработка достаточного количества электроэнергии способствует развитию на побережье водоема крупных промышленных комплексов, что неизбежно приводит к поступлению в него разнообразных загрязняющих веществ. Таким образом, геохимические циклы элементов в новых природно-антропогенных водоемах определяются целым комплексом природных, также как в реке до зарегулирования (процессы выветривания, литология бассейна, состав притоков и т.д.), так и антропогенных факторов (как создание ГЭС и связанные с этим последствия, так и поступление органических и неорганических веществ со сточными водами предприятий и сельского хозяйства, поверхностным стоком и атмосферным переносом с урбанизированных территорий и т.д.). Независимо от происхождения, обогащение экосистемы водоема потенциально опасными элементами является значимой геоэкологической проблемой и требует детального изучения с позиций перераспределения вещества между ее абиотическими и биотическими компонентами.

В настоящее время сокращению поступления веществ антропогенного происхождения в водоемы уделяется все больше внимания: создаются новые технологии очистки сточных вод, принимаются более жесткие нормы по сокращению вредных сбросов и т.д. Вместе с этим, долговременная неконтролируемая эмиссия потенциально опасных веществ и не проведенные вовремя природоохранные мероприятия определили, что помимо выявления степени современной антропогенной нагрузки, все большее внимание приходится уделять последствиям, связанным с нерациональным использованием водных ресурсов. К главным из них относятся огромные количества веществ, накопленных в донных отложениях водоемов (Завальцева и др., 2016; Ammar et al., 2015; Huang et al., 2020; Pavoni et al., 2021) за более чем вековую историю развития промышленности.

В водных экосистемах донные отложения выполняют ряд очень важных функций, участвуя в биогеохимическом круговороте вещества и обеспечивая среду обитания для гидробионтов (Świercz et al., 2022). Их образование в реках происходит в результате осаждения минеральных и органических взвешенных веществ, поступающих в водоем в следствии выветривания горных пород, эрозии почвы, а также выпадающих в осадок из водной среды. В водохранилищах образование донных отложений происходит в таких же условиях, только при изменении гидрологических условий (увеличение уровня, уменьшение скорости течения, изменение морфологии русла и т.д.) происходит изменение темпов седиментации, связанное с увеличением площади затопленных территорий, задержкой большого количества речных наносов и т.д.

Благодаря своему строению донные отложения являются природным геосорбентом, в котором задерживаются вещества, поступающие в водную среду (Wang et al., 2019; Caballero-Gallardo et al., 2020). В связи с этим, их химический состав является интегральным показателем геохимических особенностей не только водосборных площадей водоемов, но и антропогенных источников. В естественных (малоподверженных антропогенным преобразованиям) условиях химический состав осадков, в том числе концентрация микроэлементов, зависит от литологии бассейна водоема, климатических условий, определяющих ход процессов выветривания и т.д. Донные осадки, состоящие из эндогенных или экзогенных частиц разного размера (N'Guessan et al., 2009), содержат оксиды железа и марганца, органическое вещество, глинистые частицы, карбонаты и остаточную минеральную фракцию (Leleyter, Probst, 1999). Обогащение осадков потенциально токсичными элементами является, прежде всего, результатом антропогенной деятельности: способа использования водосборов, сброса сточных вод и выбросов в атмосферу загрязняющих веществ, которые попадают в поверхностные воды в результате влажного осаждения и поверхностного загрязненного стока (Przybylska et al., 2019).

Являясь активными накопителями, эти природные геосорбенты несут в себе потенциальную опасность с точки зрения вторичного поступления несвойственных природным водным объектам веществ, массоперенос которых на границе вода – донные отложения в гидродинамических условиях водохранилищ увеличивается. В связи с этим, данных о валовых концентрациях элементов в воде и донных отложениях недостаточно, чтобы судить о возможной миграции и вероятном «высвобождении» загрязняющих веществ. Вышесказанное приводит к необходимости изучения форм нахождения элементов, геохимическая постановка вопроса изучения которых заключается в том, что в системе «вода-донные отложения» идет перераспределение элементов в двух противоположных направлениях. Это сорбция растворенных форм взвешенным материалом, переносимого водной средой, связывание их в труднорастворимые соединения и седиментация и, напротив, десорбция элементов из донных осадков в воду. Факторами, влияющими на процесс «закрепление-вымывание» или миграционные характеристики элементов, являются свойства самих донных отложений (гранулометрический состав, пористость, плотность и т.д.), окислительно-восстановительные и кислотно-щелочные параметры, содержание органических и неорганических комплексообразователей, гидрологические условия, биогеохимические превращения и т.д.

С точки зрения геоэкологии, изучению форм нахождения элементов в водной среде уделяют большое внимание, в связи с тем, что именно ими определяется потенциальная токсичность и биодоступность элементов (Моисеенко, Гашкина, 2007). Поступая в водные экосистемы неорганические вещества как природного, так и антропогенного происхождения, становятся активными участниками различных биогеохимических процессов. Они могут мигрировать с взвешенными веществами (в поглощающем комплексе глинистых минералов; соосажденными и сорбированными с гидроксидами Fe (III) и Fe (II), а также гидроксидами Mn и гидроксидами амфотерных элементов Al, Ga и т.д.), в виде коллоидных растворов комплексных соединений элементов с органическим веществом почв (фульво-гуминовые кислоты), в виде истинно-растворенных соединений (комплексные соединения с неорганическими лигандами, а также катионная и анионная формы) (Папина, 2001). Формы миграции элементов зависят от температуры и концентрации солей в воде, растворимости, биологической активности, физических параметров, определяемых перемешиванием водных масс, спецификой самого водоема и т.д. (Муллинс, 1982). Металлы, входящие в состав высокомолекулярных соединений с органическим веществом, или сорбированные взвесями, и коллоидами, ввиду своей недоступности для гидробионтов, биологически неактивны (Леонова и др., 2006). Наиболее токсичны «свободные», т.е. не включенные в комплексы или в состав взвесей и коллоидов ионы химических элементов (чаще всего металлов).

Четко разграничить присутствие элементов в определенных формах, особенно коллоидных и растворенных, практически невозможно (Линник и др., 2006). Существует несколько классификаций, позволяющих выделить формы элементов по размеру частиц. Одной из них является схема, предложенная (Samiullah, 1990), которая частицы $< 0,001$ мкм относит к истинно растворенным формам, частицы $0,001-1$ мкм – к коллоидным формам и частицы > 1 мкм – к взвешенным формам. Общепринятой методикой, обеспечивающей отделение растворенных форм металлов от коллоидных и взвешенных, является метод ультрафильтрации (мембранные фильтры с диаметром пор $0,45$ мкм) с последующим измерением концентраций в фильтрате (Линник, Набиванец, 1986; Förstner, Wittmann, 1983). Принимая это, в работе (Линник, Набиванец, 1986) уточняется, что истинно растворенные формы можно определить после последовательного пропускания воды через фильтры с диаметром пор $0,4-0,5$ мкм (задерживают взвешенные частицы) и $0,005-0,015$ мкм (задерживают коллоидно-дисперсные частицы).

Определение форм нахождения элементов в донных отложениях представляет интерес для возможности изучения диагенетических преобразований, проходящих в условиях седиментации, осуществления прогноза поведения элементов, накопленных в осадках, а также возможности проведения оценки донных отложений, как потенциального источника вторичного загрязнения водной среды. Наиболее опасными для гидробионтов считаются водорастворимая и легкообменная фракции, в которых элементы способны активироваться и мигрировать в водную среду, где они становятся биологически доступными (Baran, Tarnawski, 2015). Водорастворимая фракция – это свободные ионы или комплексные соединения металлов с неорганическими и органическими лигандами (в основном, остатки фульво- и гуминовых кислот). Легкообменная фракция – это слабосорбированные катионы, которые удерживаются в донном осадке за счет слабого электростатического взаимодействия. Высвобождение обменных ионов связано с изменением ионного состава и понижением pH (Ure, Davidson, 2001). Элементы, которые находятся в карбонатной (кислоторастворимой) и органической фракциях, а также во фракции амфотерных гидроксидов, относят к потенциально подвижным и могут представлять опасность при изменении общей геохимической обстановки (Кузнецов, Шимко, 1990). Металлы в карбонатной фракции соосаждены с карбонатами, иногда сульфатами, а также адсорбированы на поверхности глинистых минералов. В состав органической фракции (легко окисляемая фракция) входят элементы, связанные с органическими лигандами: фульво- и гуминовые кислоты, продукты разложения растительных и животных организмов. В пределах урбанизированных территорий комплексные соединения с элементами может образовывать и органическое вещество, поступающее с сточными водами промышленных предприятий. В окислительных условиях при разрушении органического вещества, связанные с ним металлы высвобождаются. Фракция

аморфных гидроксидов (легко восстанавливаемая фракция) извлекает металлы, адсорбированные и соосажденные при коагуляции коллоидных частиц $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Ga}(\text{OH})_3$, $\text{Mn}(\text{OH})_4$ и т.д., которые нестабильны в восстановительных условиях (Wang et al., 2010). Элементы, входящие во фракцию легкоразрушаемых силикатов, а также находящиеся в нерастворимом остатке (или во фракции труднорастворимых силикатов), относятся к наиболее закрепленным (Кузнецов, Шимко, 1990). Во фракцию легкоразрушаемых силикатов входят элементы, слабосвязанные с матрицей донных осадков, в том числе, часть сульфидных форм металлов, во фракцию труднорастворимых силикатов – элементы, входящие в матрицу силикатных минералов за счет изоморфизма замещения.

Еще одним методом, позволяющим получить представление о миграционных характеристиках элементов, является изучение химического состава поровой воды (Hahn et al., 2018; Fiket et al., 2019), заполняющей пространство между твердыми частицами донных отложений. Определение элементного состава поровой воды позволяет изучить условия циркуляции и обмена вещества между донными осадками и водной толщей (Абукова, Абрамова, 2016; Matsuyama et al., 2018). Установлено, что факторами, влияющими на изменение исходного состава поровой воды во время ее нахождения в осадках, являются реакции катионообмена между поровой водой и донными отложениями, изменение рН и окислительно-восстановительного потенциала, участие поровой воды в образовании минералов и т.д. (Schulz, 2006). Поровая вода является чувствительным индикатором диагенетических преобразований и может показать трансформацию химического состава донных отложений даже тогда, когда изменения в их химических характеристиках могут быть еще незаметными (Bernier, 1980), что особо важно в условиях новых природно-антропогенных водоемов.

Помимо изучения общих концентраций элементов и форм их нахождения, познание закономерностей преобразования вещества в природно-антропогенных экосистемах неразрывно связано с учением о геохимических барьерах, которое возникло при изучении эпигенетических процессов зоны гипергенеза. Перельманом А.И. (1972) показано, что в результате антропогенной деятельности на отдельных участках биосферы происходят изменения, приводящие к формированию «участков земной коры, где на коротком расстоянии происходит уменьшение миграции химических элементов и, как следствие, их концентрация». Такие участки являются геохимическими барьерами. Согласно представлению о ландшафтно-геохимических барьерах под барьером понимают «блок системы (или участок), где наблюдается резкое изменение физико-химических условий; окислительно-восстановительных, кислотно-щелочных, фильтрационно-сорбционных, седиментационных, биогеохимических, а также температуры и давления, где ряд веществ теряет подвижность, переходит в инертные, нерастворимые формы и

накапливается, тем самым очищая потоки веществ и ограничивая сферу загрязнения» (Глазковская, 1981). Основной классификацией, подразделяющих геохимические барьеры на три основных класса – механические, физико-химические и биологические, является классификация Перельмана А.И (1972). К механическим отнесены «участки с резким уменьшением интенсивности механического перемещения веществ и их отложения». Образование физико-химических барьеров связано с изменением температуры, окислительно-восстановительных и кислотно-щелочных свойств среды и т.д., биогеохимических – с накоплением химических элементов в живых организмах. Солнцева Н.П. (2004) отдельно выделила техногенные барьеры, возникающие (новообразованные) в природной среде из-за техногенно обусловленных изменений хода природных процессов. В работе (Алексеев, Алексеев, 2003) определена необходимость выделения комплексных геохимических барьеров, которые представляют собой пространственное наложение друг на друга (чаще с несовпадением границ) барьеров нескольких классов. Помимо выделения классов, геохимические барьеры делят по конфигурации в пространстве (линейные, площадные и изометричные), а также по направлению миграционных потоков – вертикальные (радиальные) и субгоризонтальные (латеральные) (Перельман, 1989).

В аквальных природных комплексах наиболее изученными являются барьерные зоны морей и океанов, среди которых присутствуют все классы и виды барьеров, характерные и для наземных экосистем (Лисицин, 1994; Емельянов, 1998; Гордеев, 2009). В речных долинах выделяются барьеры, связанные с различными литологическими и генетическими типами горных пород, с геохимическими сопряжениями в ландшафтах, к которым относятся места разгрузки подземных вод и гипергенного минералообразования, а также дельты реки (Кузнецов и др., 1997;). Такие геохимические барьерные зоны рассматриваются, как механизмы концентрирования элементов в конечных бассейнах миграции веществ с образованием аномалий природного, рудного и техногенного происхождения (Геохимические барьеры ..., 2002). Определено, что наибольшие концентрации загрязняющих веществ приурочены к пограничным зонам водного бассейна, таких как река-море, дельты рек и т.д. (Chalov et al., 2016; Гурский, 2017). В таких зонах физические, химические и биологические преобразования могут привести к удалению до 90-95% взвешенных частиц и 20-40% растворенных веществ, переносимых более мелким водотоком в более крупный.

Во всех водоемах барьерной зоной являются донные отложения, в которых происходит смена окислительно-восстановительных условий, а значит и изменения в особенностях миграции элементов. Изменение темпов седиментации в новых, нетипичных для водных систем условиях при зарегулировании реки, приводит к тому, что сами водохранилища начинают играть роль комплексных седиментационных геохимических барьеров, на которых происходит осаждение

взвешенного материала стока их бассейнов и химическая трансформация растворенных компонентов с образованием современных донных осадков (Перельман, Касимов, 1999; Касимов, Борисенко, 2002; Алексеенко, 2006). В качестве барьеров в водохранилищах выступают гидротехнические сооружения, прибрежная полоса, граница «вода-дно» и т.д. Образование еще одного механического барьера, связанного с изменением гидрологического режима и русловых процессов реки и приуроченного к областям переменного и постоянного подпора водохранилища, способствует увеличению темпов седиментации наносов. Далее в настоящем исследовании эта барьерная зона обозначена, как основной природно-антропогенный седиментационный геохимический барьер водохранилища.

Несмотря на то, что геохимические барьеры считаются основной сдерживающей силой для поступающих в водные объекты загрязняющих веществ, в зависимости от стадии своего развития они являются главными показателями, определяющими эволюцию экосистемы. При этом важной характеристикой барьера является его устойчивость, которая показывает обратимость или необратимость процессов, связанных с техногенной эмиссией поллютантов. Выделяют четыре стадии развития геохимического барьера, определяемые по концентрации элементов в среде до барьера, на барьере и после барьера (рис. 2.1.1) (Максимович, Хайрулина, 2011). Первая стадия начинается с поступления вещества в зону, на которой происходит изменение условий миграции, и его концентрирование. На второй стадии после частичного насыщения геохимический барьер становится проницаемым для мигрирующих элементов, а на третьей – теряет свою эффективность, в связи с чем концентрации элементов до и после барьера становятся близки между собой. Самой неблагоприятной является четвертая стадия, на которой барьер теряет свои сорбционные свойства, и уже не может накапливать элементы.

Помимо сорбции и седиментации взвешенных частиц, к механизмам, определяющим миграцию и трансформацию вещества внутри водной экосистемы, относят горизонтальный перенос течениями, изменение окислительно-восстановительных условий, связывание с органическим веществом, микробиологические превращения и биоаккумуляцию (Моисеенко и др., 1997). В период техногенеза к важным аспектам выделенных механизмов относят такое свойство аквальных систем, как самоочищение, которое отражает процессы, с помощью которых водные экосистемы пытаются восстановить свой естественный гидрохимический состав, а, следовательно, имеют первостепенное значение в вопросах качества природных вод. В естественных условиях (или в случае поступления в водоем природных «загрязняющих» веществ) процесс самоочищения протекает достаточно быстро, а при современных объемах техногенной эмиссии поллютантов водные экосистемы не всегда могут справиться с антропогенной нагрузкой. Однако, благодаря именно этому свойству под действием

взаимосвязано протекающих гидродинамических, физико-химических, микробиологических и гидробиологических процессов происходит вывод элементов антропогенного происхождения из круговорота веществ в водных экосистемах. В общем случае самоочищение водоема осуществляется под действием тех же механизмов, которые определяют миграцию вещества: разбавление, осаждение грубодисперсных примесей, коагуляция коллоидов, гидролиз, окислительно-восстановительные и биологические процессы (Романенко, 2004; Линник, 2015). При этом, направленность этих процессов во многом зависит от географического положения водоема, его морфометрии, особенностей водосборного бассейна, количества и состава аллохтонного органического вещества (Синельников, 1980).

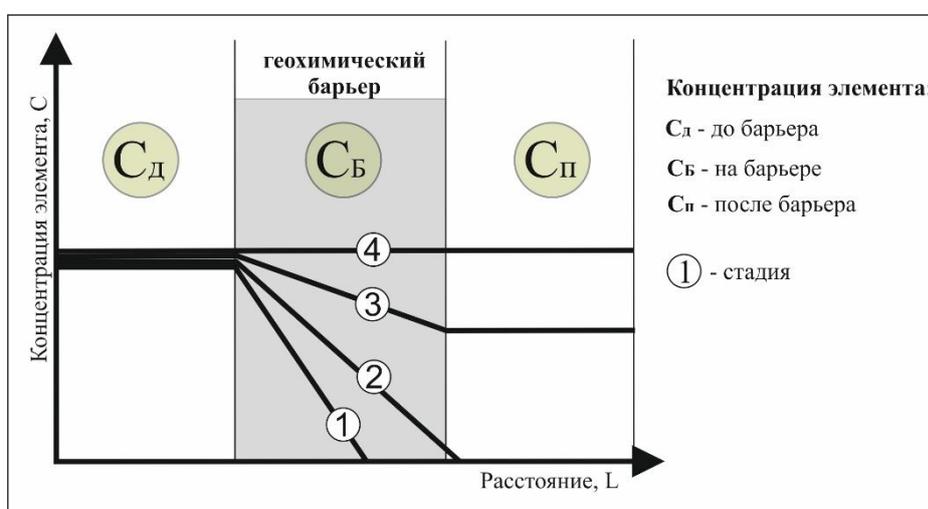


Рисунок 2.1.1 – Стадии развития геохимических барьеров (Максимович, Хайрулина, 2011)

Изученность Ангарской водной системы, определившая цель, задачи и практическую значимость настоящего исследования

Долгосрочными исследованиями гидрохимического состава истока р. Ангары стали исследования Глазунова И.В. (1963), который с 1950 по 1955 гг. изучал режим растворенных газов, главных ионов и биогенных компонентов. С 1997 г. крупномасштабные работы (отбор проб сначала три раза в месяц, далее один раз в месяц), проводятся сотрудниками Института геохимии СО РАН. Первыми опубликованными данными этих исследований стали долговременные ряды наблюдений (1997-2002 гг.) за концентрацией ртути в истоке р. Ангары, колодце в пос. Листвянка и притоке оз. Байкал – р. Крестовка (Коваль и др., 2003). В работах (Коваль и др., 2005; Гребенщикова и др., 2011) представлены результаты исследования компонентов основного ионного состава и величины минерализации в воде истока р. Ангары за период с 1997 по 2009 гг. Пробелом проведенных исследований являлось отсутствие данных по

концентрациям микроэлементов. Использование в настоящем исследовании метода масс-спектрометрии с индуктивной связанной позволило определить большой спектр микроэлементов, содержащихся в водной среде в широком диапазоне концентраций вплоть до нанокочеств. Вклад в изучение формирования химического состава вод истока реки вносится посредством изучения динамики концентраций микроэлементов, определенной в два временных промежутка 2006-2008 гг. и 2021-2022 гг.

Изучением состава главных ионов и компонентов трофического статуса вод Иркутского водохранилища занимались на разных этапах его функционирования (Николаева, 1968; Карнаухова, 2008; Тарасова и др., 2015). Комплексным исследованием, объединяющим изучение основного ионного состава, биогенных компонентов и некоторых микроэлементов (Fe, Ni, Zn, Cu, Pb, V, Co, Mn, Al, Cr) в воде водохранилища, является работа Карнауховой Г.А. (2008), в которой приведены осредненные данные по гидрохимическому составу всего водохранилища за 1972-2002 гг. В настоящем исследовании проведено более детальное изучение распределения концентраций главных ионов, микроэлементов в воде Иркутского водохранилища, а также выделены природные и антропогенные факторы их формирования.

С начала заполнения Братского водохранилища изучению его гидрохимического состава уделялось большое внимание. Представлен значительный объем данных по составу главных ионов, приведены данные о содержании биогенных элементов (Николаева, 1964; Акимова, 1969; Верболова, 1973; Коробушкина, 1982; Стрижова, 1985; Карнаухова, 1998). Как показано в главе 1, Братское водохранилище, которое является приемником высокозагрязненных отходов Усольской промышленной зоны, является водоемом с высокой степенью техногенной нагрузки. Проведенные ранее работы показали, что итогом многолетнего, недостаточно контролируемого поступления сточных вод основного предприятия этой зоны – химического предприятия «Усольхимпром» стало крупномасштабное ртутное загрязнение абиотических и биотических компонентов экосистемы Братского водохранилища (Коваль и др., 2003; 2008). Любые производственные процессы заранее определяют поступление в окружающую среду большого спектра веществ как органического, так и неорганического происхождения. Несмотря на это, изучению концентраций других потенциально опасных загрязнителей, кроме ртути, в сточных водах Усольской промышленной зоны, водах прилегающего к ним участка р. Ангары, которая является зоной переменного подпора Братского водохранилища, а также водах и донных отложениях самого Братского водохранилища уделено крайне мало внимания (Карнаухова, 1996, 2008; Карнаухова и др., 1996).

Еще одним пробелом в изучении эколого-геохимического состояния Братского водохранилища является отсутствие исследований по его заливам, на современное состояние

большинства из которых немаловажное влияние оказывает лесозаготовительная деятельность. Рассматривая заливы с позиций самостоятельных экосистем, связанных водообменом с основной частью водоема, можно предположить, что происходящие в них процессы оказывают большое влияние и на состояние всего водохранилища.

Несмотря на то, что многолетнее поступление загрязняющих веществ от промышленной зоны г. Братск позволяет отнести Усть-Илимское водохранилище к водоему с высокой степенью антропогенной нагрузки, изучению его гидрохимического состава также уделено недостаточно внимания. Наиболее полные исследования режима главных ионов, биогенных элементов и кислородного режима были проведены в период становления водоема (Стрижова, 1985). В период эксплуатации водохранилища работы, в основном, направлены на изучение влияния загрязняющих веществ, поступающих от предприятий Братской промышленной зоны, на верхнюю часть Усть-Илимского водохранилища (район г. Братск) и Вихоревский залив, который является участком водохранилища с наибольшей степенью техногенной нагрузки. При этом проводимые на этих участках исследования, в основном, ограничиваются изучением основных поллютантов, свойственных лесоперерабатывающим предприятиям Братской промышленной зоны: взвешенные вещества, нефтепродукты, фенолы, скипидар, сероводород, органические сернистые соединения, сульфат- и хлорид-ионы, соединения азота и т.д. (Арасланова, 2006; Фрог, 2011; Игнатенко, 2014; Варданян, Яблокова, 2014). Микроэлементный состав вод Усть-Илимского водохранилища представлен в литературе лишь осредненными по всему водоему данными (Карнаухова, 2008), на основании которых проследить динамику качества водных ресурсов и выделить факторы, влияющие на гидрохимический состав, не представляется возможным.

Первые результаты исследования состава вод р. Ангары в зоне создания Богучанского водохранилища относятся к 70-80-м годам XX века (Стрижова, 1985). Далее для учета возможных изменений общего содержания растворенных солей и концентрации органических веществ в воде р. Ангары после ее зарегулирования плотиной Богучанской ГЭС была разработана математическая модель (Savichev, Matveenko, 2013). Прогнозом модельных расчетов стало ожидание повышения минерализации воды в створе Богучанской ГЭС до 20-40 мг/л и величины биохимического потребления кислорода (БПК₅) до 5 мг О₂/л при заполнении водохранилища до проектной отметки. Вместе с этим, чтобы объективно оценить последствия антропогенного преобразования р. Ангары при создании четвертого водохранилища необходимо проведение натуральных мониторинговых исследований всех компонентов экосистемы водоема. В первую очередь, это изучение гидрохимических параметров (главных ионов, биогенных компонентов, кислородного режима и органического вещества), являющихся первоочередными показателями

трансформации водной экосистемы при ее переходе от речного режима в режим водохранилища. Результаты исследований, которые проводятся на реке до и во время создания водохранилищ, представляют собой неповторимые данные и являются отправной точкой при определении вектора эволюции водоема после его зарегулирования.

Далеко не полный обзор приведенных выше общих аспектов исследований водных экосистем напрямую связан с изучением одной из главной проблемы периода антропогенеза – химического загрязнения окружающей среды и, ее следствием, ухудшением качества поверхностных водных ресурсов. Общемировая проблема деградации чистых пресных вод априори предопределяет важность непрерывного и тщательного изучения уникальной Ангарской пресноводной системы. Помимо сохранения качества, ее изучение очень перспективно с позиций развития фундаментальных знаний о геохимических циклах элементов в новых, а значит еще недостаточно изученных, природно-антропогенных водоемах – водохранилищах. Как показано в главе 1, несмотря на «молодой» возраст Ангарской водной системы, каждому ее водоему присущи свои условия формирования как природного, так и антропогенного характера. Определить справляется ли эта крупнейшая в мире природно-антропогенная пресноводная экосистема с антропогенной нагрузкой, носят ли антропогенные преобразования катастрофический для нее характер, происходит ли ее деградация или, напротив, экосистема, использует свои ресурсы для самоочищения можно сказать только на основе научно-обоснованной интерпретации долговременных натуральных наблюдений за компонентами окружающей среды.

2.2. Фактический материал

Фактический материал для исследования собран во время экспедиционных работ, проведенных на р. Ангаре, Иркутском, Братском, Усть-Илимском и Богучанском водохранилищах в период с 1998 по 2022 гг. Временной интервал пробоотбора для каждого водоема Ангарской водной системы выбран индивидуально и определен, прежде всего, необходимостью получения максимально репрезентативных данных, отражающих закономерности пространственно-временной динамики химического состава вод и донных отложений в разные по антропогенной нагрузке периоды. Ключевыми пунктами наблюдений стали мониторинговые станции, которые относительно равномерно распределены в пределах русловых частей водохранилищ. Особое внимание уделено участкам с наибольшей степенью антропогенного воздействия, в пределах которых опробование осуществлено по створам водоемов (правый и левый берег, середина). В зависимости от поставленных задач по акваториям

водоемов отобраны образцы водной толщи (поверхностных, глубинных и придонных вод), поровых (пропитывающих донные отложения) вод и донных отложений для определения их химического состава.

Исток р. Ангары

В истоке р. Ангары (рис. 2.2.1) образцы воды отбирались ежемесячно с января 2006 г. по декабрь 2008 г. и с марта 2021 г. по февраль 2022 г. Мониторинговой станцией в 2006-2008 гг. стала точка отбора проб на правом берегу р. Ангары в районе пос. Листвянка. В 2021-2022 гг., помимо этой станции, отобраны пробы воды в районе левого берега и в середине истока реки.

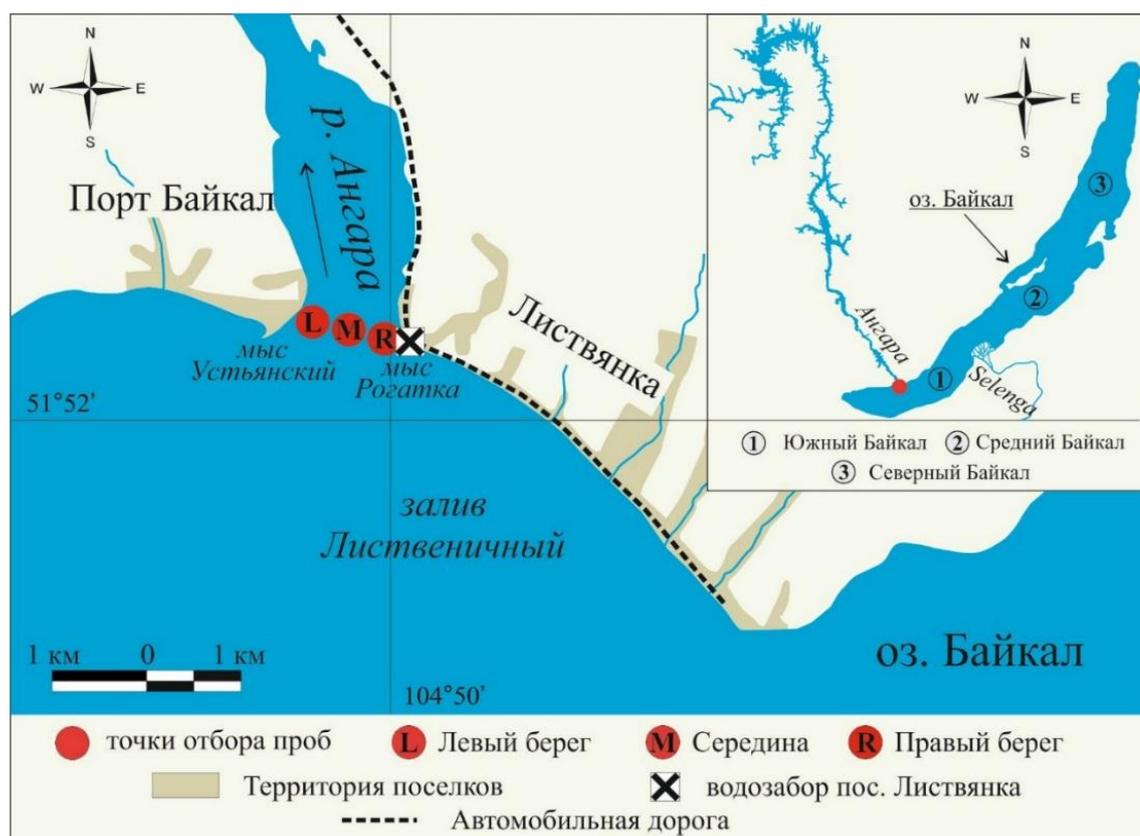


Рисунок 2.2.1 – Карта-схема станций отбора проб истока р. Ангара

Иркутское водохранилище

Образцы водной толщи Иркутского водохранилища отобраны в течение пяти экспедиций: июль 2007 и 2012 гг., май, июль, сентябрь 2021 г. Станции отбора (И1-И11) распределены по всей акватории водохранилища, включая русловую часть и заливы (рис. 2.2.2, табл. 2.2.1). На станциях с глубиной до 2 м образцы воды отобраны с поверхностного (0,5 м) слоя, на станциях с глубиной более 2 м – с поверхностного (0,5 м) и придонного (1 м выше дна) слоев воды.

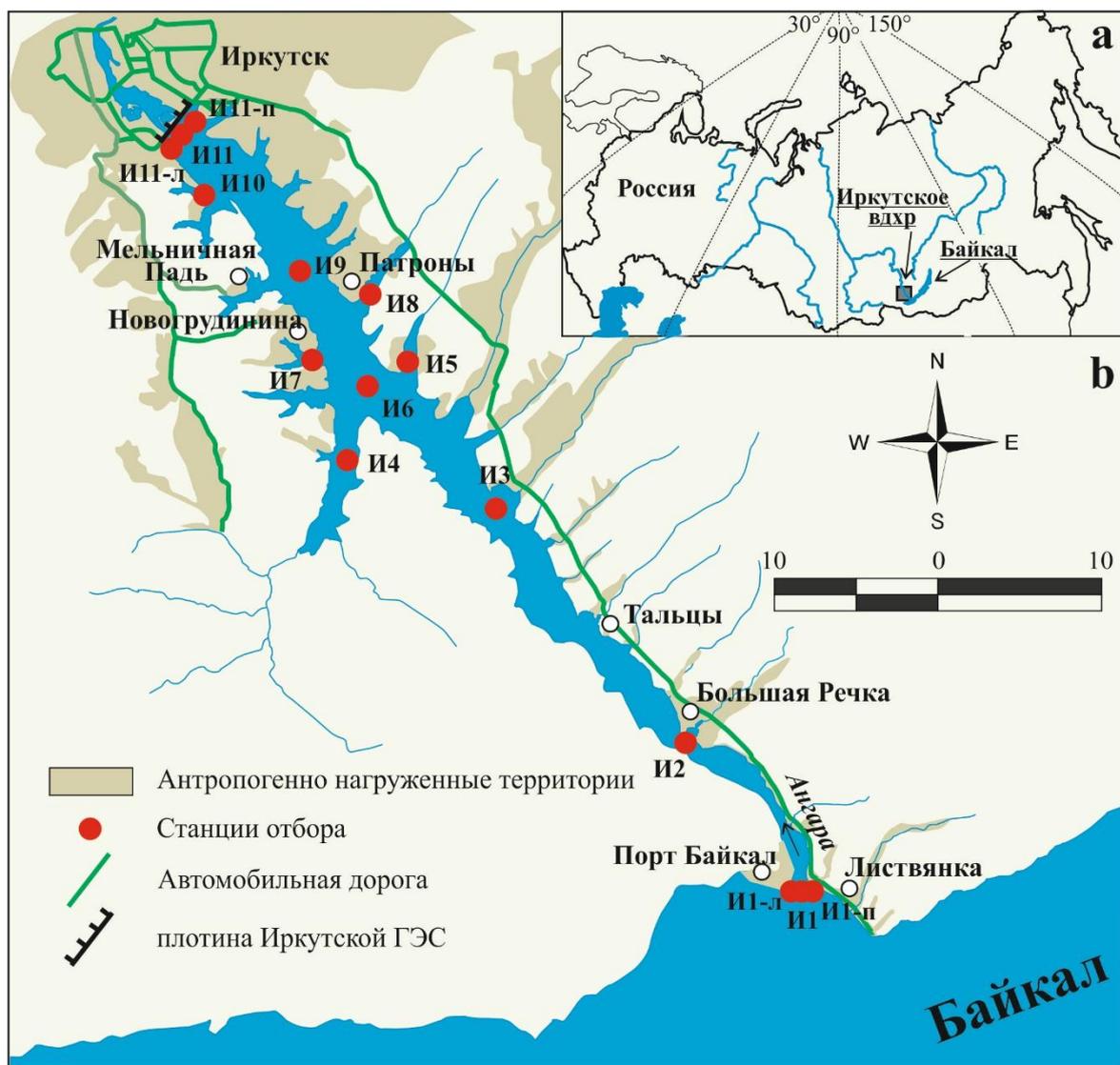


Рисунок 2.2.2 – Карта-схема мониторинговых станций Иркутского водохранилища

Таблица 2.2.1 – Характеристика мониторинговых станций Иркутского водохранилища

Станция отбора	Местоположение	Глубина, м	Станция отбора	Местоположение	Глубина, м
И1	исток р. Ангары (середина)	2	И7	зал. Картакой	19
И1-п	-//- (правый берег)	1	И8	зал. Еловый	11
И1-л	-//- (левый берег)	1	И9	Напротив зал. Мельничная Падь	27
И2	Напротив пос. Большая Речка	15	И10	зал. Ерши	15
И3	Напротив зал. Бурдугуз	20	И11	район плотины Иркутской ГЭС (середина)	35
И4	зал. Курма	8	И11-п	-//- (правый берег)	6
И5	зал. Уладова	9	И11-л	-//- (левый берег)	5
И6	Напротив зал. Курма	25			

Р. Ангара в районе промышленной зоны г. Усолье-Сибирское

Протяженность потоков рассеяния элементов техногенного происхождения определена с помощью изучения химического состава сточных вод Усольской промышленной зоны и вод р. Ангары 8 км выше источников загрязнения (район пос. Железнодорожный), в 50 м ниже от каждого выпуска и в 1,5 и 5 км ниже по течению от источников загрязнения (рис. 2.2.3). В период исследования сточные воды поступали из четырех источников: выпуски сточных вод (В1 и В2), канава гидрозолоудаления (ГЗУ), дренажная канава (ДК) (рис. 2.2.3). В 2006-2010 гг. отбор проб вод организованных выпусков предприятия «Усольехимпром», дренажной канавы и вод р. Ангары в районе их влияния осуществлялся ежемесячно.

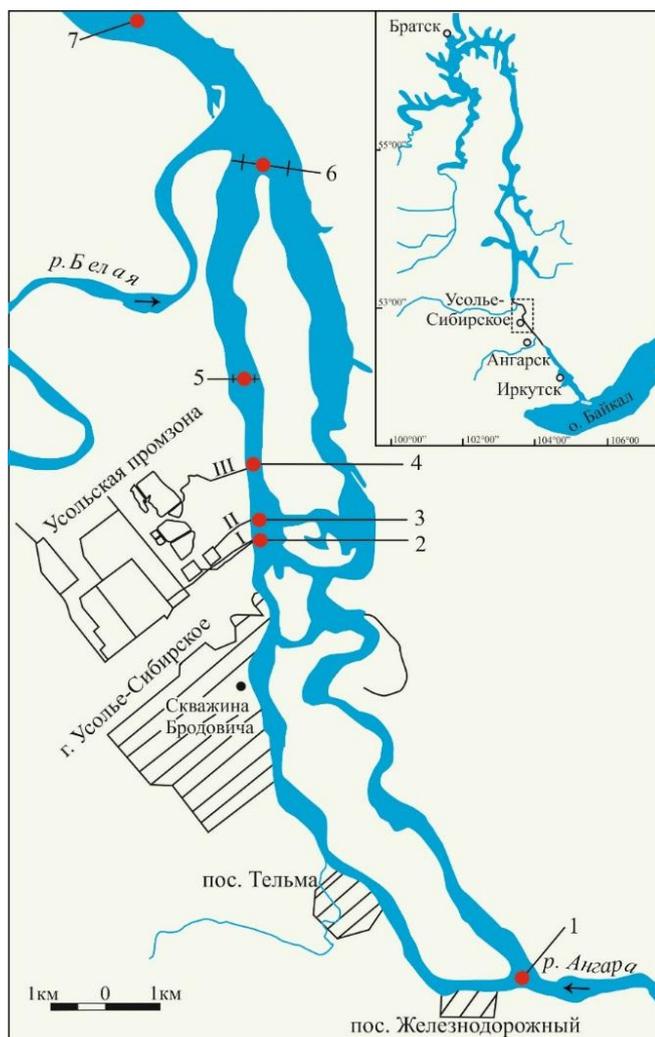


Рисунок 2.2.3 – Карта-схема станций отбора проб сточных вод и вод р. Ангары в районе Усольской промышленной зоны

Сточные воды: I – выпуск 1 (В1) и ГЗУ; II – выпуск 2 (В2); III – дренажная канава (ДК). Р. Ангара: 1 – выше выпусков сточных вод (район пос. Железнодорожный); 2 – 50 м ниже выпуска 1 и ГЗУ; 3 – 50 м ниже выпуска 2; 4 – 50 м ниже дренажной канавы; 5 – створ в 1,5 км ниже выпусков; 6 – створ в 5 км ниже выпусков; 7 – 10 км ниже выпусков.

Помимо сточных вод, поступающих в р. Ангару, в 2008 г. осуществлен отбор сточных вод и отложений коллекторной сети, а также взвеси из лотков канализационных колодцев и организованных выпусков промплощадки «Усольехимпром». Промышленные сточные воды коллекторной сети комбината отбирались по основным магистралям – кислотнo-щелoчному и промышленно-ливневоmu коллекторам (18 колодцев). В каждом колодце одновременно отобраны пробы воды и осадка.

Братское водохранилище

Для пространственно-временного анализа гидрохимического состава Братского водохранилища в период с 1999 по 2005 гг. пробоотбор осуществлен с поверхностных (0,5 м) и придонных (1 м выше дна) горизонтов на следующих мониторинговых станциях наблюдений: г. Свирск, о. Конный, д. Середкино, д. Быково, вход в зал. Оса, междуречье заливов Оса и Унга, вход в зал. Унга, л. Молька, пос. Балаганск. Наиболее полные исследования, направленные на отбор проб воды с 38 станций русловой части всего водоема (рис. 2.2.4, табл. 2.2.2.), проведены в период наибольшей (2001, 2003 гг.) и в период спада (2009, 2012, 2018 гг.) антропогенной нагрузки. Первая станция расположена на р. Ангаре в 2 км выше по течению от г. Усолье-Сибирское (0 км судового хода (км с.х.)), последняя станция – 1 км выше плотины Братской ГЭС в г. Братск (524 км с.х.) (табл. 2.2.2). Дополнительно, в районе д. Аносово (250 км с.х.) собраны образцы воды на глубинах 0, 5, 10, 15, 25, 35, 70 м, в районе г. Братск (524 км с.х.) – на глубинах 0, 5, 10, 25, 50, 100 м. Для определения форм нахождения ртути пробы воды отобраны на станциях наблюдений в районах максимального загрязнения – г. Усолье-Сибирское (100 м, 1,5 и 5 км ниже сброса сточных вод), а также в районе о. Маркова и г. Свирск.

Для изучения степени влияния лесозаготовительных работ на экосистему Братского водохранилища в 2009 г. проведены комплексные эколого-геохимические исследования его заливов (рис. 2.2.5). Отбор проб произведен в 25 заливах Братского водохранилища, из них в Ангарской части – 16, в Окинской – 5 и Ийской части – 4 залива. В качестве условно фоновых выбраны 2 залива, в которых не проводятся лесозаготовительные работы: Большой Мамырь (Ангарская часть) и Топорок (Окинская часть).

Отбор проб донных отложений Братского водохранилища проведен на участке около 180 км. Для ретроспективной оценки керны донных отложений разделены по слоям, визуально отличающихся по цвету и структуре осадка. В большинстве извлеченных колонок донных отложений удалось достичь первичных грунтов, слагавших долину р. Ангары до зарегулирования. Пробы отобраны на 8 точках наблюдения, расположенных в районе г. Свирск (12 слоев), о. Конный (41 слой), д. Середкино (18 слоев), междуречья заливов Оса и Унга (18 слоев), д. Молька (16 слоев), пос. Балаганск (9 слоев), пос. Усть-Уда (12 слоев), междуречья

заливов Када и Уда (9 слоев). Для определения границ основного седиментационного барьера проведен отбор 25 кернов донных осадков по плотной сетке опробования (шаг 250 м). Пробы донных отложений для определения форм нахождения микроэлементов отобраны в районе основного седиментационного барьера Братского водохранилища с учетом полученных результатов по распределению валовых концентраций элементов. Проанализированы экстракты из донных отложений района о. Конный в слоях 2-6 см, 20-26 см, 28-34 см, 48-52 см, 68-74 см, 78-82 см, г. Свирск в слоях 1-5 см, 6-12 см, 13-17 см, д. Середкино в слоях 0-6 см, 8-12 см, 16-22 см.



Рисунок 2.2.4 – Карта-схема мониторинговых станций Братского водохранилища

Таблица 2.2.2 – Характеристика мониторинговых станций Братского водохранилища

Станция отбора	Местоположение	Км с.х.	Глубина, м	Станция отбора	Местоположение	Км с.х.	Глубина, м
1	2 км выше от г. Усолье-Сибирское	0	5	20	вход в зал. Унга	134	16
2	г. Усолье-Сибирское, 1,5 км ниже «Усольехимпром», правый берег	15	2	21	зал. Унга	–	16
3	-//-, середина	15	4	22	д. Молька	147	22
4	-//-, левый берег	15	2	23	пос. Балаганск	168	25
5	г. Усолье-Сибирское, 5 км ниже «Усольехимпром», правый берег	19	2	24	пос. Усть-Уда - д. Заславск	193	32
6	-//-, середина	19	3	25	между зал. Уда и зал. Када	217	33
7	-//-, левый берег	19	2	26	д. Аносово	250	43
8	устье р. Белая	22	6	27	д. Аталанка	272	45
9	о. Маркова	32	9	28	напротив зал. Егирма	291	52
10	пос. Буреть	40	10	29	д. Подволочное	312	42
11	д. Бархатово	45	10	30	вход в зал. Янды	331	52
12	3 км выше г. Свирск	53	11	31	пос. Прибойный	375	44
13	г. Свирск	62	11	32	д. Шумилово	409	50
14	район о. Конный	72	12	33	пос. Заярск	426	54
15	д. Середкино	97	13	34	д. Наратай	469	77
16	д. Быково	107	19	35	г. Монастырская	487	86
17	вход в зал. Оса	117	18	36	1 км выше Братской ГЭС, левый берег	524	100
18	зал. Оса	–	17	37	-//-, правый берег	524	12
19	между заливами Оса и Унга	127	18	38	-//-, середина	524	11

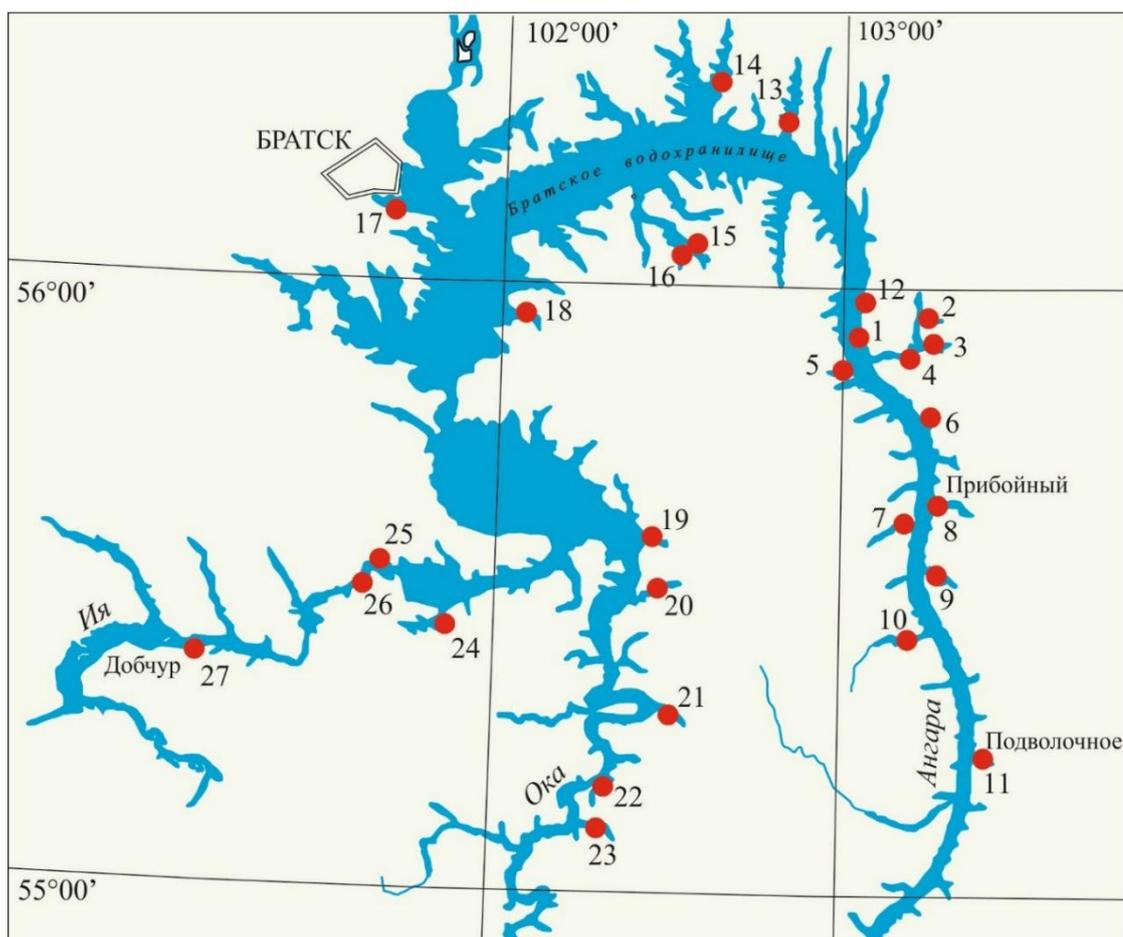


Рисунок 2.2.5 – Карта-схема станций отбора проб в заливах Братского водохранилища

Заливы Ангарской части: 1 – Шумилово; 2 – Травкина Баля; 3 – Баля; 4 – Озерная Баля; 5 – Бобровка; 6 – Карахун; 7 – Средний Баян; 8 – Верхний Баян; 9 – Ярма; 10 – Подволочный; 11 – Пятый ручей; 12 – Большой Мамырь; 13 – Кежма-Кежемский; 14 – Кежма-Наратайский; 15 – Тарей; 16 – Сухой Лог. Заливы Окинской части: 17 – Ермаковка; 18 – Омский; 19 – Индобь; 20 – Аобь; 21 – Верхний Имбей; 22 – Топорок. Заливы Ийской части: 23 – Худобка; 24 – Силоть; 25 – Кантин; 26 – Добчур.

Изучение химического состава поровых вод донных отложений проведено на различных по осадконакоплению зонах Братского водохранилища: 12 станций на участке от г. Свирск до пос. Аталанка (табл. 2.2.3). Станции наблюдений В-1, В-2, В-3 расположены на участке водохранилища с наибольшими для русловой части скоростями осадконакопления, станции наблюдений В-4-В-8 – на участке водохранилища с меньшими скоростями осадконакопления. Станции наблюдений Z-1-Z-4 расположены на входе в заливы водохранилища.

Таблица 2.2.3 – Характеристика станций отбора поровых вод

Станция отбора	Местоположение	Глубина водной толщи, м	Мощность осадка (затопленной почвы), см
В-1	3 км выше г. Свирск	11	30
В-2	1 км ниже г. Свирск	11	41
В-3	о. Конный	12	86
В-4	пос. Быково	13	20
В-5	д. Молька	22	17 (17)
В-6	д. Игжей	25	17
В-7	между заливами Када и Уда	33	7 (9)
В-8	пос. Аталанка	45	14 (18)
Z-1	вход в зал. Оса	18	26 (20)
Z-2	вход в зал. Унга	16	32 (10)
Z-3	зал. Талькино	12	20 (50)
Z-4	зал. Када	18	16 (8)

Усть-Илимское водохранилище

Изменяющиеся по акватории Усть-Илимского водохранилища гидрологические характеристики (смена речных условий на озеровидные), наличие двух составляющих частей водохранилища (Ангарская и Илимская), а также техногенное воздействие на водоем позволили выделить несколько участков: I участок – от плотины Братской ГЭС до пос. Дубынино (40 км), II участок – от пос. Дубынино до пос. Седаново (60 км), III участок – от пос. Седаново до устья Илимской части (155 км), IV участок – от устья Илимской части до плотины Усть-Илимской ГЭС (35 км) и V участок – Илимская часть (рис. 2.2.6). Наиболее детально изучен участок Усть-Илимского водохранилища с наибольшей степенью техногенного воздействия – Вихоревский залив и прилегающая к заливу русловая часть водохранилища. Образцы воды отобраны в 2004 г. с 45 станций (рис. 2.2.6, табл. 2.2.4).

Отбор проб вод р. Вихорева осуществлен выше (10 км ниже г. Вихоревка) и ниже (0,5 км ниже сточных вод, 14 и 1 км выше устья реки) по течению от сточных вод Братской промышленной зоны в 2017 г. В этот же период проведен отбор проб водной толщи, поровых вод и донных отложений в пределах Вихоревского залива (рис. 2.2.6, табл. 2.2.4). Для определения границ седиментационного барьера осуществлен отбор 11 кернов донных осадков (шаг 250 м). Объединенные пробы донных отложений для определения валовых концентраций элементов и форм их нахождения отобраны на участке Вихоревского залива в 2 км ниже впадения р. Вихорева – зона максимального осадконакопления и в устье залива. Изучение химического состава поровых вод донных отложений проведено на участке с наибольшей скоростью осадконакопления. Для выделения временной составляющей, участвующей в формировании состава поровой воды, керны донных отложений разделены на три слоя: верхний (0-35 см), средний (35-65 см), нижний (65-100 см).

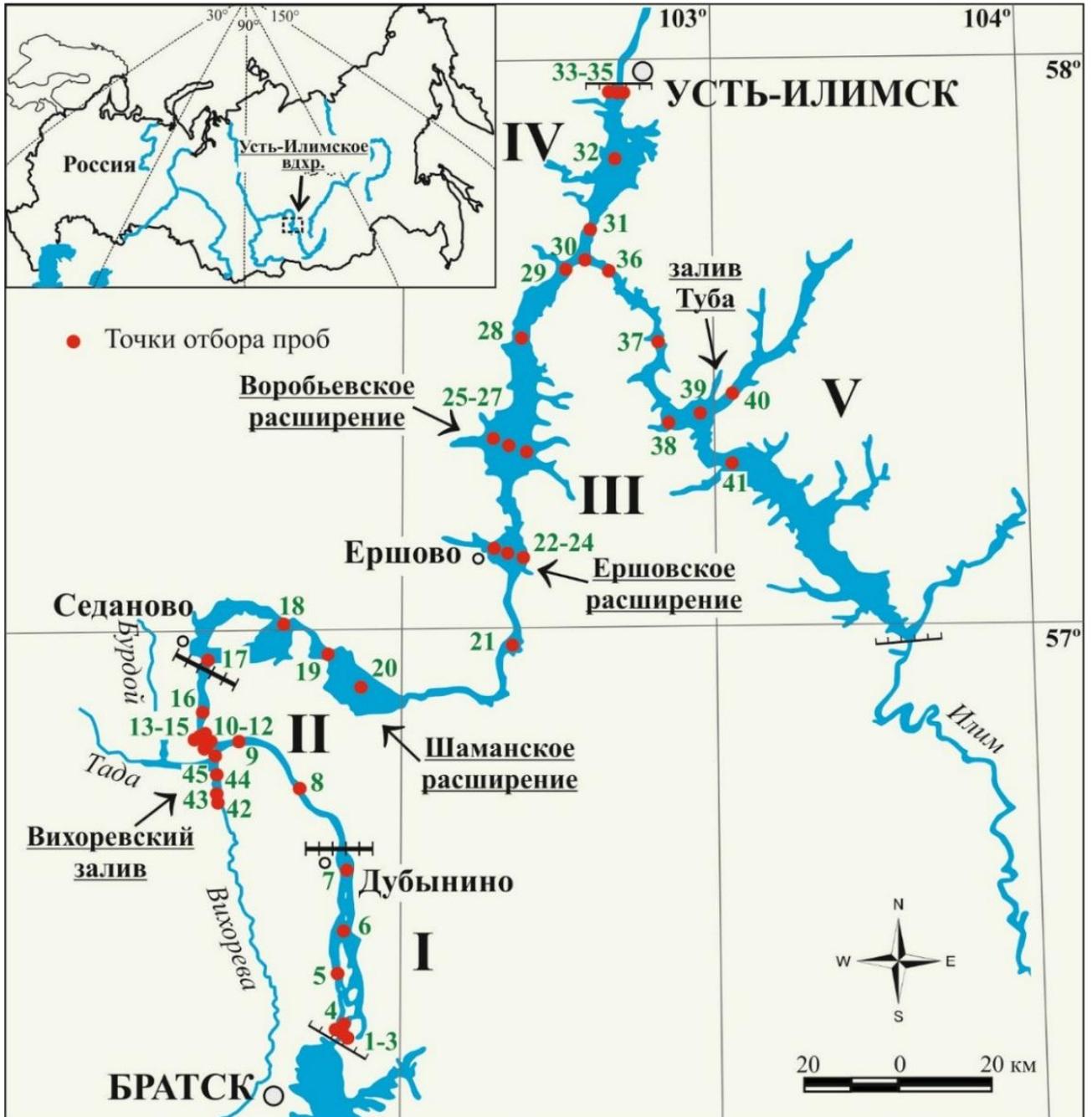


Рисунок 2.2.6 – Карта-схема мониторинговых станций Усть-Илимского водохранилища (I-IV участки – Ангарская часть, V участок – Илимская часть)

Таблица 2.2.4 – Характеристика станции отбора проб по акватории Усть-Илимского водохранилища

Станция отбора	Место отбора	Км с.х.	Глубина, м	Станция отбора	Место отбора	Км с.х.	Глубина, м
Ангарская часть				24	-//- (правый берег)	193	11
1	нижний бьеф плотины Братской ГЭС (середина)	0,5	3	25	Воробьевское расширение (середина)	218	84
2	-//- (левый берег)	0,5	1	26	-//- (левый берег)	218	7
3	-//- (правый берег)	0,5	1	27	-//- (правый берег)	218	4
4	район «Гидростроитель»	6	4	28	234 км с.х.	234	
5	15 км ниже плотины Братской ГЭС	15	6	29	3 км выше устья Илима	251	44
6	25 км с.х.	25	9	30	устье р. Илим	255	89
7	пос. Дубынино	40	11	31	5 км ниже устья Илима	261	
8	15 км ниже пос. Дубынино	55	22	32	напротив зал. Карапчанка	285	88
9	5 км выше устья зал. Вихоревский	74	30	33	верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС (середина)	290	93
10	0,5 км ниже зал. Вихоревский (середина)	79,5	31	34	-//- (левый берег)	290	10
11	-//- (левый берег)	79,5	2	35	-//- (правый берег)	290	8
12	-//- (правый берег)	79,5	2	Илимская часть			
13	2,5 км ниже зал. Вихоревский (середина)	82	30	36	3,5 км выше устья	4	78
14	-//- (левый берег)	82	2	37	напротив р. Избушечная	30	65
15	-//- (правый берег)	82	22	38	р-н пос. Кедровый	51	65
16	17 км ниже устья Вихоревского залива	92	34	39	вход в зал. Туба	53	40
17	вход в Седановское расширение	97	37	40	зал. Туба	–	34
18	о. Подъеланский	112	39	41	напротив зал. Черный	61	43
19	вход в Шаманское расширение	124	50	Вихоревский залив			
20	Шаманское расширение	138	28	42	устье зал. Вихоревский	0,5	31
21	траверс руч. Ихтукан – руч. Мельничный	173	47	43	2 км ниже устья р. Вихорева	2	19
22	Ершовское расширение (середина)	193	56	44	8 км ниже устья р. Вихорева	8	28
23	-//- (левый берег)	193	19	45	10 км ниже устья р. Вихорева	10	32

Р. Ангара и Богучанское водохранилище

Изучение пространственно-временной динамики химического состава вод р. Ангара и Богучанского водохранилища выполнено в разные стадии функционирования водоемов:

2007 г. – р. Ангара до зарегулирования плотиной Богучанской ГЭС;

2013, 2014 гг. – Богучанское водохранилище в стадии подъема уровня при заполнении;

2015, 2017 гг. – Богучанское водохранилище в стадии стабилизации уровня и становления водоема.

В 2007, 2013, 2014 и 2015 гг. работы проводились на мониторинговых точках, приуроченных к верхней части Богучанского водохранилища (1-120 км ниже плотины Усть-Илимской ГЭС). В 2017 г. – по всей акватории Богучанского водохранилища (от Усть-Илимской ГЭС до Богучанской ГЭС), включая основные заливы водоема (рис. 2.2.7, табл. 2.2.5)

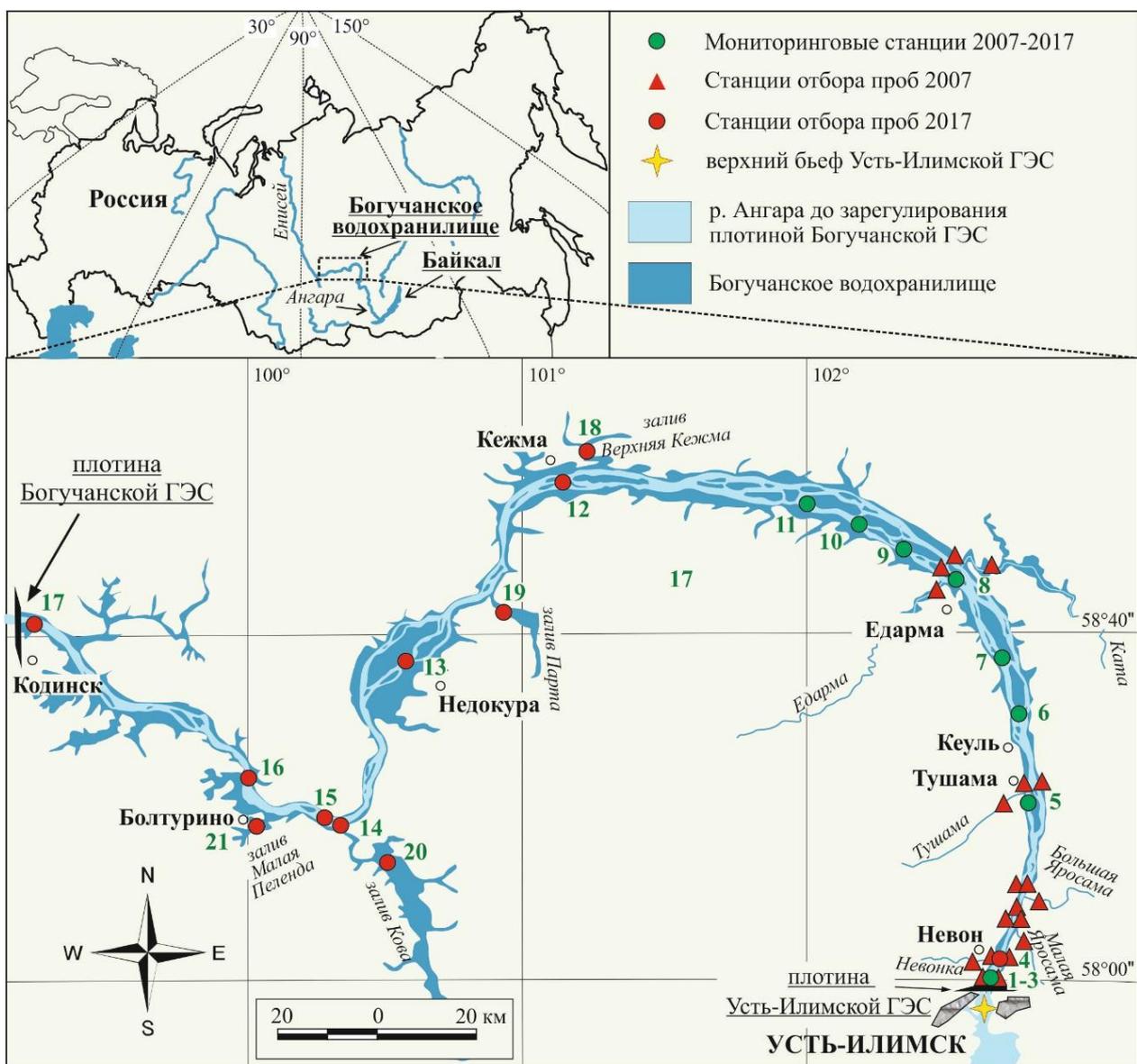


Рисунок 2.2.7 – Карта-схема мониторинговых станций р. Ангара и Богучанского водохранилища

Таблица 2.2.5 – Характеристика мониторинговых станций Богучанского водохранилища

Станция отбора	Местоположение	Км с.х.	Глубина, м		
			2013 г.	2015 г.	2017 г.
1	нижний бьеф плотины Братской ГЭС (середина)	0,5	2,2	3	4
2	-//- (левый берег)	0,5	1,0	–	–
3	-//- (правый берег)	0,5	1,0	–	–
4	д. Невон	6	5,2	9	13
5	д. Тушама	40	2,8	17	16
6	10 км ниже д. Кеуль	59	3,6	20	20
7	20 км выше Едармы	70	3,8	20	21
8	д. Едарма	90	4,8	25	25
9	10 км ниже д. Едарма	100	7,4	26	25
10	20 км ниже д. Едарма	110	8,6	29	30
11	30 км ниже д. Едарма	120	8,6	29	34
12	Расширение в районе р. Кежда	165	–	–	42
13	д. Недокура	218	–	–	50
14	устье зал. Кова	260	–	–	55
15	напротив зал. Кова	264	–	–	57
16	д. Балтурино	300	–	–	62
17	верхний бьеф плотины Богучанской ГЭС	354	–	–	75
18	зал. Верхняя Кежда	–	–	–	20
19	зал. Парта	–	–	–	10
20	зал. Кова	–	–	–	26
21	зал. Малая Пеленда	–	–	–	17

Приток воды в Богучанское водохранилище, главным образом, формируется расходами воды, поступающими из Усть-Илимского водохранилища, а также боковой приточностью. Поэтому, для изучения факторов формирования гидрохимического состава водоема опробован участок выше (1 км) плотины Усть-Илимской ГЭС, на котором отобраны пробы воды с разных горизонтов (0,5, 5, 10, 15, 25, 40, 50, 60, 75, 100 м). В 2007 г. исследованы основные притоки р. Ангары. Для оценки вклада боковой приточности в ионный состав водоема отобраны пробы на удалении 100 м до и после впадения притоков: р. Невон, р. Большая Ярославина, р. Малая Ярославина, р. Тушама, р. Едарма, р. Ката (рис. 2.2.7). Участок в нижнем бьефе Усть-Илимского водохранилища, принимающий техногенную нагрузку от предприятий г. Усть-Илимск, опробован по створу р. Ангары: середина, левый и правый берега.

В р. Ангаре и ее притоках (глубина не более 4 м) отбор проб воды осуществлен с поверхностного слоя воды (глубина 0,5 м), в Богучанском водохранилище по мере увеличения

глубин (5 и более м) с двух горизонтов: поверхностного – с глубины 0,5 м и придонного – в метровом слое от дна.

2.3. Методы отбора и подготовка проб к анализу

Водная толща

Опробование, хранение и транспортировку проб воды проводили в соответствии с ГОСТ 17.1.5.04-81, ГОСТ 31861-2012, ГОСТ Р 51592-2000, ГОСТ Р 59024-2020. Пробы поверхностной и придонной воды отобраны с помощью батометра Ocean Test 110А. Пробы воды отбирали в полимерные емкости: для определения концентраций HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , PO_4^{3-} общ, NH_4^+ , кремниевых кислот (SiO_2), ХПК и Сорг объемом 1,5 л, концентраций NO_2^- и NO_3^- – объемом 0,5 л, Hg – объемом 2 л, микроэлементов – 50 мл. Для определения фенолов и нефтепродуктов использованы стеклянные 1 л бутылки из темного стекла. В соответствии с общими требованиями к подготовке емкостей перед отбором проб, вся посуда предварительно мыли и ополаскивали. В соответствии с требованием методик измерений, для определения концентраций микроэлементов пробы воды после отбора фильтровали через одноразовые мембранные фильтры (0,45 мкм) и подкисляли HNO_3 , концентраций NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} общ – консервировали 2 мл хлороформа, ртути – консервировали 1 мл 2 % KMnO_4 и 2 мл 50% H_2SO_4 , фенолов – подкисляли H_3PO_4 до pH 4 и добавляли 5 мл CuSO_4 . При отсутствии возможности проведения быстрого анализа, пробы хранили охлажденными или замороженными, в соответствии с требованием методик измерений для каждого определяемого компонента.

В представленном исследовании для определения форм миграции ртути проанализировали пробы нефилтрованной воды, а также воды, пропущенной через фильтры с разными размерами пор: «синяя лента» (2-3 мкм) и мембранные фильтры Millipore (0,45 мкм). Концентрации микроэлементов в нефилтрованной воде соответствуют сумме концентраций растворенных, коллоидных и взвешенных форм. После фильтрации пробы воды через фильтр «синяя лента» на фильтре задерживаются грубодисперсные (более 2-3 мкм) взвешенные частицы, а также значительная часть сорбированных на них растворенных ионов элементов. Следовательно, в растворе остаются мелкодисперсные взвешенные частицы, коллоидные и растворенные формы. После фильтрации через мембранный фильтр диаметром 0,45 мкм на фильтре задерживаются грубодисперсные, мелкодисперсные взвешенные частицы и часть коллоидных форм, в растворе остаются истинно растворенные и часть коллоидных форм элементов. Летучие формы (Hg^0 , CH_3Hg , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, $(\text{C}_2\text{H}_5)\text{Hg}$ и т.д.) определены из 6 л воды.

Донные отложения

Отбор проб донных отложений проведен в соответствии с ГОСТ 17.1.5.01-80. Пробы донных отложений отбирали с борта судна при помощи гравитационного пробоотборника (ГОИН, Россия), позволяющего поднять ненарушенный керн. Керн осадка вскрывали и проводили первичное описание по следующим параметрам: цвет, консистенция, наличие включений. Далее керны разделяли на слои по 2 см пластиковыми ножами. Полученные пробы донных осадков, упакованные в герметичные пакеты, хранили в охлажденном состоянии (от 0 до -3 °С). В лабораторных условиях пробы сушили при комнатной температуре до постоянно-сухого веса, просеивали через сито 0,18 мм и отквартовывали. В соответствии с требованием методик измерений, отквартованные пробы истирали в яшмовой ступке. Разложение проб для измерений концентраций Fe, Mn, Al, Zn, Ni, Pb, Cu, As, Cd, V, Cr, Hg в донных отложениях атомно-абсорбционным методом проводили в соответствии с аттестованной методикой М-МВИ-80-2008. Методика, используемая для сплавления проб при измерении концентраций Al, Ca, Fe, Si, Ti, Mn, Mg, K, Na, P, Sr, Ba, Zr рентгенофлуоресцентным методом, описана в (Nakayama et al., 2017).

Для получения количественной информации о формах нахождения Al, Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, As, Cd в донных отложениях использовали метод последовательной экстракции (Tessier et al., 1979; Кузнецов, Шимко, 1990), оптимизированный для измерения широкого диапазона концентраций элементов атомно-абсорбционным анализом (Пройдакова, Васильева, 2009; Пройдакова, 2009). Схема включает последовательную обработку твердой фазы донных отложений дистиллированной водой (H₂O), 1 N раствором уксуснокислого аммония, смесью 1 N раствора уксусного аммония и уксусной кислоты, 30% раствором перекиси водорода, 0,2 N раствором гидроксилamina в 25% уксусной кислоте, 10% хлористоводородной кислотой и смесью азотной, хлорной и фтористоводородной кислот (Пройдакова, 2009). Использование данных экстрагентов в сочетании с последующим определением концентраций элементов в растворах методом атомно-абсорбционной спектроскопии позволило получить данные по присутствию элементов в водорастворимой, легкообменной и карбонатной фракциях, органической фракции, фракции аморфных гидроксидов, фракции легкоразрушаемых силикатов и нерастворимом остатке.

Формы нахождения ртути в отложениях коллекторной сети определены по следующей схеме: обработка твердой фазы донных отложений «царской водкой» (HNO₃_{конц} и HCl_{конц} в соотношении 1:3), обработка твердой фазы донных отложений только HNO₃_{конц}, последующее определение ртути атомно-абсорбционным методом. Окисление всех форм ртути «царской водкой» позволяет определить валовое содержание ртути, окисление только HNO₃_{конц} – выделяет менее закрепленную форму переноса ртути. Разность полученных значений дает процент сульфидной формы переноса ртути, более устойчивой к окислению.

Поровые воды

Донные отложения для выделения поровой воды отбирали гравитационным пробоотборником (ГОИН, Россия) с пластиковой трубкой. Каждый извлеченный керн донных отложений помещали в герметичный бокс, наполненный азотом. Далее керны осадка вскрывали и разделяли с использованием пластиковой посуды и инструментов на слои (от 4 до 12 см) в зависимости от глубины осадка. Полученные пробы переносили в 50-мл полимерные флаконы с плотно прилегающими крышками для центрифугирования. В лаборатории поровые воды из донных отложений извлекали путем центрифугирования образца при скорости 3000 об./мин в течение 30 минут. После центрифугирования флаконы открывали в атмосфере азота, с помощью одноразовых шприцев отбирали образцы поровой воды и фильтровали через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм в заранее приготовленные пробирки с плотно прилегающими крышками. Крышки дополнительно изолировали лентой Parafilm. Пробы поровых вод при температуре +4 °С хранили и доставляли на химический анализ.

2.4. Методы химического анализа и контроль качества результатов измерений

Химический анализ образцов вод и донных отложений осуществлен по аттестованным методикам в аналитическом отделе ИГХ СО РАН (г. Иркутск, Россия), аккредитованном в соответствии с 412-ФЗ РФ в 2016 г. на техническую компетентность в национальной системе аккредитации.

Поверхностные, глубинные, придонные и поровые воды

Методы анализа и диапазоны измерений концентраций главных ионов (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), биогенных компонентов (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , Робщ (суммарная концентрация минерального и органического фосфора), Si (суммарные растворенные формы кремния – силикаты и кремниевая кислота), O_2 , БПК₅ (биохимическое потребление кислорода), ХПК (химическое потребление кислорода), Сорг (органическое вещество), фенолов и нефтепродуктов в воде представлены в Приложении 1. После измерения Робщ пересчитан на фосфат-ион (PO_4^{3-}), в соответствии с (Унифицированные методы анализа ..., 1971). Для контроля качества результатов измерений использованы следующие стандартные образцы: ГСО 7260-96 (Робщ), ГСО 8403-2003 (HCO_3^-), ГСО 7437-98 (SO_4^{2-}), ГСО 7478-98 (Cl^-), ГСО 7190-95 (Mg^{2+}), ГСО 8065-94 (Ca^{2+}), ГСО 8062-94 (Na^+), ГСО 8092-94 (K^+), ГСО 7259-96 (NH_4^+), ГСО 7479-98 (NO_2^-), ГСО 7258-96 (NO_3^-), ГСО 8934-2008 (кремниевые кислоты), ГСО 7117-94 (нефтепродукты), ГСО 7270-96 (фенолы).

Результаты анализа главных ионов проверены с помощью расчета катионно-анионного баланса, проведенного по формуле:

$$\Pi = 100 \times \frac{(\sum cations - \sum anions)}{(\sum cations + \sum anions)}, \quad (1),$$

где Π – погрешность ионного баланса, %, $\sum anions$ – сумма анионов в воде, мг-экв/л, $\sum cations$ – сумма катионов в воде, мг-экв/л. Полученные значения Π для поверхностных, глубинных и придонных вод не превышали 5%, для поровых и сточных вод – 10%.

Микроэлементы в воде проанализированы методом масс-спектрометрии с индуктивной связанной (ИСП-МС) (методика НСАМ №480-Х) на масс-спектрометре высокого разрешения с двойной фокусировкой ELEMENT-2 (Thermo Finnigan, Bremen, Германия). Спектры записывали при низком (LR-300), среднем (MR-4000) и высоком (HR-10000) номинальном массовом разрешении M/DM, с целью уменьшения влияния изобарных наложений. Расчет концентраций элементов выполнен способом внешней градуировки с использованием многоэлементных сертифицированных растворов CLMS-1-4 (SPEX, USA), содержащих все определяемые элементы с концентрациями от 0,1 до 4,0 нг/л и контролем дрейфа сигнала по внутреннему стандарту, в качестве которого выбран ^{103}Rh . Для контроля правильности полученных результатов использовали мультиэлементные стандартные образцы: ICP Multi Element Standard Solution-Sol X CertiPUR for Surface Water Testing, Sol XII CertiPUR (MERCCK, Germany) и Combined Quality Control Standart IQC-026 (NIST, USA). Для приготовления промывочных, холостых, градуировочных и анализируемых растворов использовали деионизированную воду, очищенную с помощью аппарата Millipore-ELIX-3 (Millipore SA, Франция). Пределы обнаружения (DL) рассчитаны стандартным способом, по формуле:

$$DL = C_k + 3\sigma \quad (2),$$

где C_k – величина среднего значения контрольной пробы, σ – относительное среднеквадратичное отклонение измерений. Средние концентрации пределов обнаружения для определения элементного состава природной воды методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой приведены в табл. 2.4.1.

Определение концентраций Hg в воде проведено методом атомно-абсорбционной спектрометрии с использованием высокочастотной модулированной поляризации света на ртутном анализаторе РА-915+ (Lumex, Санкт-Петербург, Россия). Метод основан на восстановлении катионов ртути из минерализованной пробы воды раствором SnCl_2 в реакционном сосуде приставки РП-91 (метод «холодного пара») с последующим атомно-абсорбционным определением атомарной ртути в кювете анализатора. Концентрацию ртути в пробе рассчитывали по величине интегрального аналитического сигнала по градуировочному графику с использованием сертифицированного раствора ионов ртути с массовой концентрацией 1 г/л (ГСО 7440, Россия). Точность анализа проверялась с использованием сертифицированных стандартов (ГСО 8004, Россия). Для повышения чувствительности анализа на месте отбора проб

из 3 л воды ртуть концентрировали на кремнийорганическом сорбенте ПСТМ-3Т. Такие работы, проведенные (Андрулайтис, 1994), позволили снизить предел обнаружения применявшейся методики до 0,0005 мкг/л. Сопоставление полноты сорбции ртути проверяли на модельных растворах с известной концентрацией. Детектирование паров ртути проводили на атомно-флуоресцентном детекторе модели PSA 10.023 Merlin, оснащенный генератором холодного пара PSA 10.003. Выдувание паров ртути, восстановленных SnCl_2 и поглощенных в растворе (2 % KMnO_4 0.5мл/л и 50 % H_2SO_4 1мл/л), осуществляли из пробы воды объемом 6 л.

Таблица 2.4.1 – Средние концентрации (n=360) пределов обнаружения (ПО) для определения элементного состава природной воды методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой

Элемент	ПО, мкг/л	Элемент	ПО, мкг/л	Элемент	ПО, мкг/л
Ag	0,0009	Fe	0,2	Sb	0,0015
Al	0,81	Ga	0,0005	Sc	0,0004
As	0,05	Ge	0,002	Sm	0,0001
B	0,08	Gd	0,0001	Sn	0,011
Ba	0,017	Ho	0,00005	Sr	0,041
Be	0,0052	La	0,0004	Ta	0,00009
Bi	0,0006	Li	0,0037	Tb	0,00003
Br	1,0	Mn	0,009	Th	0,0003
Cd	0,002	Mo	0,0048	Ti	0,095
Ce	0,0003	Nb	0,0007	Tl	0,0003
Co	0,0013	Ni	0,04	U	0,0018
Cr	0,019	P	1,27	V	0,0038
Cs	0,0003	Pb	0,007	W	0,011
Cu	0,014	Pr	0,00014	Y	0,0004
Dy	0,00008	Rb	0,005	Yb	0,00008
Er	0,00008	Re	0,00004	Zn	0,82
Eu	0,0002	S	7,2	Zr	0,0011

Водородный показатель (pH) и окислительно-восстановительный потенциал (Eh) в пробах воды измеряли на месте отбора проб. В поверхностных, глубинных и придонных водах измерения проведены портативным анализатором воды «HANNA HI98121» (Германия), точность которого составляет 0,01 (pH) и 1mV (Eh). Измерения pH поровой воды проведено в керне донных отложений анализатором жидкости «Эксперт-001» (Россия) с pH-электродом ЭСК-10616 (точность 0,01). Измерения Eh проведены во влажных донных осадках, отобранных

пробоотборником с имеющей боковые отверстия для ввода электродов пластиковой трубкой, анализатором жидкости «Эксперт-001» (Россия) с Eh-электродом ЭПР-105 (точность 1mV).

Донные отложения

Измерение концентраций макроэлементов с пересчетом в оксиды Al_2O_3 , CaO, Fe_2O_3 , SiO_2 , TiO_2 , MnO, MgO, K_2O , Na_2O , P_2O_5 , а также Cl, S, Sr, Ba, Zr в донных отложениях проведено рентгенофлуоресцентным методом, Fe, Mn, Al, Zn, Ni, Pb, Cu, As, Cd, V, Cr, Hg – атомно-абсорбционным методом, Сорг – по ГОСТ 26213. Методы химического анализа и диапазоны измерений концентраций изучаемых компонентов приведены в Приложении 1. Для контроля качества результатов измерений использованы следующие стандартные образцы: БИЛ-1 (ГСО 7126-94), БИЛ-2 (ГСО 7176-95).

2.5. Физико-химическое моделирование

Расчетным методом для определения форм нахождения элементов в природных средах, широко используемым для решения прикладных задач геоэкологической направленности (Леонова, Бычинский, 1997; Леонова, 2012; Мазухина и др., 2009, 2020), является метод физико-химического (термодинамического) моделирования. Физико-химическое моделирование реализовано в программном комплексе «Селектор», разработанного на базе Института геохимии СО РАН (Чудненко, 2007), который снабжен системой встроенных баз термодинамических данных по растворенным веществам (Helgeson et al., 1981; Sverjensky et al., 1997), твердым фазам (Richard et al., 1988; Yokokawa, 1988,) и газам (Reid et al., 1977). Созданная на основе аналитических данных по концентрациям элементов модель отражает возможность существования в донных отложениях минеральных фаз при различных окислительно-восстановительных условиях. Термодинамические расчеты в гетерофазной 27-компонентной системе H-O-C-Cl-N-P-S-Al-Si-Na-Ca-Mg-Mn-Fe-Ti-Ba-Ni-V-Sn-Cr-Zr-Cu-Zn-Sr-As-Pb-Hg проведены при температуре 10°C и общем давлении 1 атм.

2.6. Индексы загрязнения

В научной литературе большое внимание уделяется расчету индексов загрязнения, которые позволяют обоснованно подойти к оценке степени загрязнения абиотических компонентов окружающей среды (Kowalska et al., 2018). В настоящем исследовании применены следующие индексы:

1. Однофакторный индекс загрязнения (CF), используемый для учета загрязнения отдельного элемента в каждом образце (Håkanson, 1980):

$$CF = \frac{C_i}{C_0}, \quad (3)$$

где C_i – тестируемая концентрация элемента, C_0 – концентрация элемента в контрольном материале. CF подразделяется на категории: $CF < 1$ определяет низкое загрязнение, $1 \leq CF \leq 3$ – умеренное загрязнение, $3 \leq CF \leq 6$ – значительное загрязнение, $6 \geq CF$ – очень высокое загрязнение.

2. Индекс загрязнения Немерова (Nemerow pollution index (NPI)) применяется для интерпретации данных о загрязнении вод потенциально токсичными элементами (Benhaddya et al., 2019), учитывая средние и максимальные значения однофакторного индекса загрязнения в исследуемом районе. NPI, рассчитанный по относительным величинам загрязнения воды для каждого года исследования, принят как:

$$NPI = \frac{\sqrt{(CF_a)^2 + (CF_{max})^2}}{2} \quad (4)$$

где CF_{max} – максимальное значение однофакторного индекса загрязнения каждого элемента, CF_a – среднее значение однофакторных индексов загрязнения каждого элемента. NPI показывает степень загрязнения образцов воды: $NPI \leq 1$ – вода не загрязненная; $1 < NPI < 2$ – вода слегка загрязненная; $2 < NPI < 3$ – вода умеренно загрязненная; $NPI > 3$ – вода сильно загрязненная.

3. Индекс нагрузки загрязнения (pollution level index (PLI)), используемый для расчета суммарного загрязнения каждого образца (Tomlinson et al., 1980):

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \cdot CF_2 \cdot \dots \cdot CF_n}, \quad (5)$$

где CF – индекс загрязнения отдельного элемента. PLI подразделяется на категории: $PLI < 0$ – незагрязненный, $0 < PLI \leq 1$ – базовые уровни загрязняющих веществ, $1 < PLI \leq 10$ – загрязненный, $10 < PLI \leq 100$ – сильно загрязненный, $PLI > 100$ – прогрессивное ухудшение окружающей среды.

Таким образом, даже краткий обзор исследований по водным экосистемам, проводимых специалистами всего мира, определил основные принципы настоящего исследования и показал теоретическую и практическую значимость комплексных геоэкологических исследований, направленных на углубление знаний в области геохимических циклов элементов в период антропогенеза, одной из главных проблем которого считается химическое загрязнение окружающей среды. Учитывая, с одной стороны, уникальность Ангарской пресноводной системы, с другой стороны, высокую степень воздействующей на нее антропогенной нагрузки, такие исследования становятся чрезвычайно актуальными.

Комплексность настоящего исследования заключается в изучении не только валовых концентраций элементов в сопряженных средах «вода – донные отложения», но и форм их нахождения, являющихся главными показателями миграционных характеристик потенциально опасных для экосистемы водоема элементов, и индикаторами возможных негативных преобразований, вероятность возникновения которых повышается при изменении условий окружающей среды. Более углубленный подход к рассмотрению геохимических циклов элементов в водоемах определяется изучением состава поровых вод, который определяет наиболее подвижные формы элементов в донных осадках и отражает проходящие в условиях антропогенного седиментогенеза диагенетические преобразования. Помимо этого, показана важность выделения и изучения роли геохимических барьеров, как механизмов концентрирования природных и антропогенных веществ. Несмотря на то, что они считаются основной сдерживающей силой для поступающих в водные объекты загрязняющих веществ, устойчивость их не безгранична. При этом, особо важным становится изучение барьерных зон в новых природно-антропогенных водоемах – водохранилищах, поскольку естественные процессы седиментации в них существенно меняются. Перечисленное выше, позволит оценить главное свойство всех водных экосистем, направленное на восстановление естественного гидрохимического состава – способность водоемов к самоочищению, которая в период высокой антропогенной нагрузки имеет первостепенное значение в вопросах качества природных вод.

В основу работы положен фактический материал, собранный во время экспедиционных работ (1999-2022 гг.) в пределах Ангарской водной системы. Ключевыми пунктами наблюдений стали мониторинговые станции отбора проб, которые относительно равномерно распределены в пределах русловых частей водохранилищ. Особое внимание уделено участкам с наибольшей степенью антропогенного воздействия, в пределах которых опробование осуществлено по створам водоемов. Материалом для проведения исследований по теме диссертационной работы послужили пробы сточных вод и отложений коллекторной сети предприятия «Усольехимпром», вод различных горизонтов водной толщи, поровых вод и донных отложений, отобранных в зависимости от поставленных задач в истоке р. Ангары, р. Ангаре, Иркутском, Братском, Усть-Илимском и Богучанском водохранилищах. Отбор проб проведен в соответствии с общепринятыми ГОСТами. Определение форм миграции ртути в воде проведено посредством фильтрации пробы через фильтры с разными размерами пор. Формы нахождения элементов в донных отложениях определялись с помощью химического фазового анализа, включающего последовательную экстракцию элементов и их определение в выделенных фракциях (водорастворимая, легкообменная и карбонатная фракции, органическая фракция, фракции аморфных гидрооксидов и легкоразрушаемых силикатов, нерастворимый

остаток). Огромный фактический материал, полученный в ходе многолетних работ в пределах всей Ангарской системы в разные по антропогенной нагрузке периоды, стал основополагающим звеном в изучении геохимических циклов элементов в крупной природно-антропогенной водной системе.

В зависимости от поставленных задач в пробах воды определены главные ионы, биогенные компоненты, микроэлементы, органическое вещество, фенолы, нефтепродукты, Сорг; в донных осадках – основные породообразующие элементы, Zn, As, Pb, Cu, Fe, Mn, Al, Сорг. Для изучения миграционных характеристик элементов в воде и донных отложениях определены рН и Eh. Несомненно, что достоверность любых геоэкологических исследований в значительной мере зависит от правильности первоначально полученной информации о химическом составе компонентов окружающей среды – результатов химического анализа. Химический анализ выполнен в аналитическом отделе ИГХ СО РАН по аттестованным методикам. Контроль правильности результатов применяемых аналитических методик осуществлен с использованием российских и международных стандартных образцов состава вод и донных отложений.

Глава 3. ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА АНГАРСКОЙ СИСТЕМЫ

3.1. Исток р. Ангары

3.1.1. Основной ионный состав

В 2021-2022 гг. величина рН вод истока р. Ангары изменялась от 7,4 до 8,0 при средней 7,7. Водная среда содержит высокое количество кислорода (от 11,1 мг/л до 13,4 мг/л) и низкое количество органического вещества (Сорг) – 0,3-2,1 мг/л. Долговременное изучение (с 1956 г. по настоящее время) гидрохимического состава истока р. Ангары (табл. 3.1.1) выявило характерную черту его временной динамики, определяемую постоянством основного ионного состава в межгодовом аспекте. Как в 1950-1955 гг. (Глазунов, 1963), 1956 г. (Николаева, 1964), 1970-1984 гг. (Тарасова, Мещерякова, 1992; Вотинцев и др., 1975), 1984-1995 гг. (Шпейзер и др., 2000), 1997-2003 (Коваль и др., 2005), 2006, 2008 гг. (Гребенщикова и др., 2011), 2014-2018 (Домышева и др., 2019), так и в 2021-2022 гг. вода истока р. Ангары имеет близкую к оз. Байкал величину минерализации (табл. 3.1.1) и гидрокарбонатный кальциевый состав, что, несомненно, объясняется их природным единством. Как отмечается в большинстве работ, приведенных выше, расхождения в концентрациях главных ионов, полученные по результатам долговременного мониторинга, связаны с применением различных методов химического анализа и находятся в пределах точности используемых методик. Наибольшие отклонения характерны для Cl^- , концентрации которого в воде оз. Байкал очень низкие. Чувствительность большинства методов, используемых для определения ионов хлора составляет 50% (Глазунов, 1963). В связи с чем, его определенные концентрации находятся в достаточно широком интервале. Наибольшей точностью характеризуется метод высокоэффективной жидкостной хроматографии (Khodzher et al., 2017), позволивший оценить его концентрации в пелагиали озера (от 0,29 до 0,60 мг/л, со средним значением 0,46 мг/л) и истоке р. Ангары (среднее значение 0,45 мг/л) (Домышева и др., 2019).

Мониторинговые исследования, проводимые с начала XX века, показали, что в воде пелагиали оз. Байкал концентрации главных ионов стабильны как в сезонном, так и межгодовом аспекте и изменяются в пределах точности методов измерения (Вотинцев, 1961; Домышева и др., 2019; Khodzher et al., 2017). В воде истока р. Ангары, как в 2021-2022 гг., так и в ранее проведенных работах, в сезонном распределении концентраций главных ионов определена бóльшая вариативность: стандартное отклонение для концентраций главных ионов, особенно Cl^- и SO_4^{2-} , выше, чем в озере (табл. 3.1.1). В исследованиях (Глазунов, 1963) возможной причиной изменения концентраций главных ионов, в основном HCO_3^- , в сезонном аспекте называется

Таблица 3.1.1 – Концентрации главных ионов в воде истока р. Ангары и оз. Байкал

		HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	TDS	Литература
Оз. Байкал		66,3±1,6	0,4±0,03	5,5±0,1	16,4±0,4	3,0±0,1	3,3±0,1	1,0±0,1	~ 96	Khodzher et al., 2017
		65,1	0,5	5,3	16,0	3,0	3,4	1,0	-	Домышева и др., 2019
Исток р. Ангары (1950-1955 гг.)	правый берег	67,5	0,4	4,2	16,8	2,3	4,3		95,5	Глазунов, 1963
Исток р. Ангары (1956 г.)		63,3	0,9	-	-	3,4	-		88,4-97,4	Николаева, 1964
Исток р. Ангары (1970-1984 гг.)	правый берег	61,2	0,7	4,9	14,8	2,9	3,5		-	Тарасова, Мещерякова, 1992; Вотинцев и др., 1975
Исток р. Ангары (1984-1995 гг.)		62,7	0,9	6,2	15,9	3,2	4,2		91,3-96,7	Шпейзер и др., 2000
Исток р. Ангары (1997-2003 гг.)	правый берег	65,7	0,6	5,9	15,4	3,3	3,3	0,9	95,1	Коваль и др., 2005
Исток р. Ангары (2006 г.)	правый берег	66,9	0,6	5,7	15,6	3,5	4,4		96,9	Гребенщикова и др., 2011
Исток р. Ангары (2008 г.)	правый берег	65,8	0,7	5,3	14,7	3,3	4,5		95,1	
Исток р. Ангары (2014-2018 гг.)		65,6	0,5	5,6	16,2	3,1	3,4	1,0	-	Домышева и др., 2019
Исток р. Ангары (2021 г.)	правый берег (n=9)	<u>63,7-70,1</u> * 65,6±1,6	<u><1,0-1,40</u> 0,66±0,33	<u>4,8-5,6</u> 5,1±0,3	<u>14,3-16,4</u> 15,2±0,6	<u>2,6-3,2</u> 3,0±0,2	<u>2,9-3,5</u> 3,3±0,2	<u>0,8-1,0</u> 0,9±0,1	<u>92,4-101,7</u> 94,9±2,3	Настоящее исследование
	середина (n=9)	<u>63,1-69,0</u> 65,7±1,4	<u><1,0-1,60</u> 0,64±0,35	<u>4,8-5,7</u> 5,0±0,4	<u>14,2-16,9</u> 15,2±0,8	<u>2,7-3,2</u> 3,0±0,1	<u>2,9-3,5</u> 3,2±0,2	<u>0,8-1,0</u> 0,9±0,1	<u>91,3-99,8</u> 94,7±2,0	
	левый берег (n=9)	<u>64,0-69,1</u> 65,5±1,2	<u><1,0-1,50</u> 0,67±0,35	<u>4,5-5,7</u> 5,0±0,5	<u>14,8-16,5</u> 15,4±0,6	<u>2,7-3,2</u> 3,0±0,1	<u>2,9-3,5</u> 3,2±0,2	<u>0,8-1,0</u> 0,9±0,1	<u>93,4-97,2</u> 94,8±1,3	
	среднее по створу	65,6	0,65	5,2	15,3	3,0	3,2	0,9	94,8	

Примечание: * в числителе – минимальная концентрация-максимальная концентрация, в знаменателе – средняя концентрация ± стандартное отклонение

проникновение вод крупнейшего притока оз. Байкал – р. Селенги. Отмечается, что в зимний период до 30 % воды реки не участвует в круговороте основной массы воды озера, а поступает непосредственно в р. Ангару. Коваль П.В. с соавторами (2005) предположили, что на концентрацию HCO_3^- в истоке реки влияют колебания уровня, максимумы которого коррелируют с минимальными концентрациями иона, а на концентрацию SO_4^{2-} – крупные сейсмические события региона.

В период антропогенеза, негативное воздействие от промышленных предприятий на основной ионный состав водоемов связано, в основном, с увеличением концентраций Cl^- и SO_4^{2-} (Chen et al., 2002; Li et al., 2017). Эти ионы, поступающие, в основном, со сточными водами Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) с 1966 г. по 2013 г., относятся и к главным загрязнителям Южного Байкала. Еще до открытия комбината, Глазунов И.В. (1963) обращал внимание, что «сбросовые воды, которые предполагается спускать в оз. Байкал в районе дельты р. Селенги, могут поступать непосредственно в р. Ангару и загрязнять ее». Позднее концентрации сульфат-ионов в воде оз. Байкал стали считать индикаторами антропогенного воздействия, связанного с БЦБК (Кузьмин и др., 2014). По данным (Silow, 2014), помимо SO_4^{2-} , в Южную часть оз. Байкал поступали и большие количества Cl^- : с сточными водами БЦБК – $7,3 \pm 0,2$ т/год, с загрязненными водами р. Селенга – $70,65 \pm 9,91$ т/год. Как показывают результаты долговременных гидрохимических исследований истока р. Ангары (табл. 3.1.1), наибольшие концентрации SO_4^{2-} и Cl^- определены в период максимальной работы комбината (1984-1995 гг.), а с 1997 г. их концентрации снижаются. В 2021-2022 г. концентрации сульфат-ионов находятся на уровне, а концентрации ионов хлора – повышены в воде истока реки, относительно вод озера.

Основным выводом работ исследований всех временных периодов стал вывод о «наследовании» концентраций главных ионов в водах р. Ангары от вод оз. Байкал, что дает возможность использовать данные по гидрохимическому составу истока реки в качестве осредненной характеристики состава вод всего озера.

3.1.2. Микроэлементный состав

Результаты исследования 2006-2008 гг.

Диапазоны и средние концентрации 53 микроэлементов, рассчитанные по данным ежемесячного мониторинга 2006, 2007, 2008 гг., средние концентрации, медианы, стандартное отклонение (SD) и вариабельность концентраций ($C_{\text{max}}/C_{\text{min}}$) за весь период опробования в воде истока р. Ангары приведены в табл. 3.1.2-3.1.7. В отличие от компонентов основного ионного состава (табл. 3.1.1), для микроэлементов выделяются более значительные вариации: отношение максимальных концентраций к минимальным для некоторых элементов составило более 100 раз (табл. 3.1.8).

Временной ход наблюдений 2006-2008 гг. показывает, что на уровне небольших колебаний концентраций микроэлементов, выделяются элементы с повышенными, выходящими за интервал среднее \pm SD, содержаниями в течение небольшого отрезка времени (рис. 3.1.1). Характер распределения рассматриваемых микроэлементов в воде истока р. Ангара во времени имеет следующие особенности:

– июль и сентябрь 2006 г., июнь и июль 2007 г., май и октябрь 2008 г. – периоды, в которых концентрации всех исследуемых элементов не превышают средние значения, т.е. минимальны;

– некоторые превышения в концентрациях элементов характерны для зимних месяцев 2006, 2007 гг., но в 2008 г. подобное наблюдается в летнее время года (июнь, июль);

– отмечаются единичные превышения в концентрациях элементов (одного, двух или нескольких) в течение небольшого отрезка времени: Ge (июнь – август 2007 г.), Tl (январь- март 2006 г.), Th (октябрь – декабрь 2006 г., январь – апрель 2007 г.), Mo, P (февраль-апрель 2007 г.) и т.д. Протяженность этих периодов составляет 3-4 месяца;

выделяются периоды, в которых зафиксирован рост числа элементов с повышенными концентрациями (январь, февраль, ноябрь, декабрь 2006 г., январь-апрель 2007 г., июнь 2008 г.).

Таблица 3.1.2 – Пределы и средние концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде истока р. Ангара за период 2006-2008 гг.

	Li	Rb	Cs	Sr	Ba
2006 год (n=12)					
Минимум	0,39	0,55	0,0011	91,4	9,2
Максимум	2,31	0,71	0,0036	128,5	16,8
Среднее	1,84	0,61	0,0017	103,2	11,6
2007 год (n=12)					
Минимум	1,81	0,53	0,0009	96,7	9,4
Максимум	2,33	0,69	0,0063	121,6	13,3
Среднее	2,10	0,61	0,0017	104,2	10,8
2008 год (n=12)					
Минимум	0,13	0,51	0,0010	91,0	9,3
Максимум	2,48	0,85	0,0029	132,7	18,9
Среднее	1,57	0,62	0,0016	103,1	11,9
Весь период (n=36)					
Минимум	0,13	0,51	0,0009	91,0	9,2
Максимум	2,48	0,85	0,0063	132,7	18,9
Среднее	1,86	0,61	0,0016	103,1	11,4
Медиана	2,06	0,61	0,0015	100,6	11,1
max/min	19,5	1,7	7,0	1,7	2,1
Станд. отклонение	0,53	0,06	0,0006	8,8	1,9

Таблица 3.1.3 – Пределы и средние концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде истока р. Ангары за период 2006-2008 гг.

	As	Sb	Ge	Th	U
2006 год (n=12)					
Минимум	0,33	0,023	< 0,007	0,0005	0,56
Максимум	0,98	0,047	0,299	0,0619	0,76
Среднее	0,49	0,031	0,045	0,0149	0,64
2007 год (n=12)					
Минимум	0,32	0,020	< 0,007	0,0012	0,28
Максимум	0,57	0,043	0,150	0,0650	0,74
Среднее	0,46	0,032	0,021	0,0217	0,57
2008 год (n=12)					
Минимум	0,28	0,024	< 0,007	0,0004	0,09
Максимум	0,69	0,037	0,016	0,0268	0,96
Среднее	0,43	0,029	0,005	0,0050	0,54
Весь период (n=36)					
Минимум	0,28	0,020	< 0,007	0,0004	0,09
Максимум	0,98	0,047	0,299	0,0650	0,96
Среднее	0,46	0,031	0,026	0,0114	0,59
Медиана	0,43	0,029	0,0035	0,0047	0,61
max/min	3,5	2,4	85,4	148,1	10,2
Станд. отклон.	0,15	0,006	0,071	0,0178	0,13

Примечание: здесь и далее в табл. 3.1.4-3.1.7 при концентрациях элемента ниже предела обнаружения для подсчета среднего, медианы и величины max/min использована половина предела обнаружения метода.

Таблица 3.1.4 – Пределы и средние концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде истока р. Ангары за период 2006-2008 гг.

	B	S	P	Mo	W	V	Cr	Br	Re
2006 год (n=12)									
Минимум	3,2	1646	4,9	1,1	0,048	0,33	0,05	-	0,0006
Максимум	10,5	2312	14,1	1,5	0,072	0,47	0,61	-	0,0041
Среднее	6,1	1979	8,9	1,4	0,058	0,39	0,13	-	0,0013
2007 год (n=12)									
Минимум	4,0	2480	6,5	1,1	0,044	0,35	0,06	8,3	0,0006
Максимум	13,6	2614	18,1	1,7	0,071	0,47	0,56	9,1	0,0012
Среднее	5,9	2557	12,9	1,5	0,056	0,39	0,13	8,8	0,0008
2008 год (n=12)									
Минимум	3,8	1749	2,1	1,0	0,036	0,13	0,06	7,5	0,0004
Максимум	10,3	3347	17,0	1,6	0,083	1,26	0,25	11,9	0,0016
Среднее	6,3	2124	7,6	1,2	0,051	0,40	0,13	9,8	0,0007
Весь период (n=36)									
Минимум	3,2	1646	2,1	1,0	0,036	0,13	0,05	7,5	0,0004
Максимум	13,6	3347	18,1	1,7	0,083	1,26	0,61	11,9	0,0041
Среднее	6,1	2098	9,9	1,4	0,056	0,39	0,12	9,3	0,0011
Медиана	5,9	2061	9,5	1,4	0,056	0,37	0,08	8,9	0,0008
max/min	4,2	2,0	8,5	1,8	2,3	9,5	11,2	1,6	10,3
Станд. отклонение	1,8	320	4,0	0,2	0,010	0,13	0,11	1,4	0,0010

Таблица 3.1.5 – Пределы и средние концентрации (мкг/л) микроэлементов в воде истока р. Ангары за период 2006-2008 гг.

	Sc	Ti	Y	Zr	Nb	Ta	Al	Ga	Sn	Be
2006 год (n=12)										
Минимум	0,001	< 0,07	0,0045	0,0025	0,0020	0,0002	< 0,69	0,0016	< 0,009	< 0,0024
Максимум	0,032	1,00	0,0154	0,1394	0,0103	0,0153	5,82	0,0102	0,160	0,0104
Среднее	0,013	0,41	0,0090	0,0521	0,0048	0,0032	1,98	0,0034	0,021	0,0037
2007 год (n=12)										
Минимум	0,001	< 0,07	0,0029	0,0042	< 0,0008	-	< 0,69	0,0009	< 0,009	< 0,0024
Максимум	0,039	0,99	0,0104	0,0640	0,0074	-	24,23	0,0106	0,103	0,0138
Среднее	0,016	0,18	0,0051	0,0224	0,0023	-	4,63	0,0031	0,027	0,0021
2008 год (n=12)										
Минимум	0,001	0,12	0,0027	0,0043	< 0,0008	-	1,39	0,0021	< 0,009	< 0,0024
Максимум	0,177	0,69	0,0220	0,0187	0,0010	-	11,34	0,0067	0,047	0,0017
Среднее	0,026	0,35	0,0057	0,0109	0,0006	-	5,40	0,0035	0,019	0,0012
Весь период (n=36)										
Минимум	0,001	< 0,07	0,0025	0,0025	< 0,0008	0,0002	< 0,69	0,0009	< 0,009	< 0,0024
Максимум	0,177	1,00	0,0220	0,1394	0,0103	0,0153	24,23	0,0106	0,160	0,0138
Среднее	0,026	0,31	0,0068	0,0298	0,0031	0,0038	3,81	0,0034	0,026	0,0025
Медиана	0,010	0,23	0,0055	0,0140	0,0026	0,0021	2,64	0,0029	0,017	0,0012
max/min	194,5	28,6	8,1	55,2	29,5	73,3	80,7	11,7	24,3	11,4
Станд. отклонение	0,026	0,28	0,0038	0,0333	0,0026	0,0042	4,42	0,0021	0,029	0,0030

Таблица 3.1.6 – Пределы и средние концентрации (мкг/л) микроэлементов в воде истока р. Ангары за период 2006-2008 гг.

	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Tl	Pb	Bi	Cd	Hg	Ag
2006 год (n=12)												
Минимум	1,07	8,4	0,003	0,09	0,13	< 0,42	0,0038	0,005	< 0,0007	0,003	0,0005	< 0,0010
Максимум	18,82	117,0	0,037	0,48	2,52	11,13	0,1824	0,288	0,0084	0,024	0,0090	0,0235
Среднее	3,05	24,5	0,009	0,21	0,61	2,42	0,0594	0,049	0,0025	0,010	0,0026	0,0046
2007 год (n=12)												
Минимум	0,05	0,71	0,002	0,10	0,20	< 0,42	-	< 0,003	< 0,0007	0,003	< 0,0005	< 0,0010
Максимум	3,93	54,9	0,047	0,58	1,22	8,69	-	0,217	0,0077	0,024	0,0090	0,0019
Среднее	1,35	17,1	0,011	0,21	0,63	2,33	-	0,054	0,0023	0,010	0,0005	0,0008
2008 год (n=12)												
Минимум	1,51	1,3	0,002	0,17	0,09	< 0,42	0,0007	< 0,003	< 0,0007	0,008	0,0005	< 0,0010
Максимум	15,24	41,1	0,044	0,78	3,72	4,04	0,0075	0,083	0,0203	0,024	0,0028	0,0219
Среднее	4,62	12,1	0,013	0,42	0,65	0,99	0,0039	0,034	0,0102	0,014	0,0010	0,0047
Весь период (n=36)												
Минимум	0,05	0,71	0,002	0,09	0,09	< 0,42	0,0007	< 0,003	< 0,0007	0,003	< 0,0005	< 0,0010
Максимум	18,82	117,0	0,047	0,78	3,72	11,13	0,1824	0,288	0,0203	0,024	0,0090	0,0235
Среднее	2,91	18,7	0,011	0,27	0,65	1,99	0,0339	0,047	0,0039	0,011	0,0016	0,0034
Медиана	1,71	14,2	0,007	0,20	0,46	0,73	0,0066	0,022	0,0021	0,010	0,0010	0,0014
max/min	401,2	164,2	50,3	8,3	43,5	53,0	276,9	192,1	57,9	8,7	30,0	47,0
Станд. отклонение	3,57	18,7	0,010	0,16	0,61	2,97	0,0560	0,058	0,0049	0,005	0,0019	0,006

Таблица 3.1.7 – Пределы и средние концентрации (мкг/л) лантаноидов в воде истока р. Ангары за период 2006-2008 гг.

	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Tb	Gd	Dy	Ho	Er	Yb
2006 год (n=12)												
Минимум	0,0029	0,0035	0,0004	0,0021	0,0005	0,0006	0,00092	0,0007	0,00043	0,00011	< 0,0006	0,0004
Максимум	0,0327	0,0381	0,0041	0,0173	0,0029	0,0134	0,00420	0,0071	0,00437	0,00186	0,0022	0,0071
Среднее	0,0128	0,0115	0,0015	0,0058	0,0011	0,0059	0,00160	0,0026	0,00167	0,00050	0,0007	0,0019
2007 год (n=12)												
Минимум	0,0018	0,0029	0,0003	0,0009	0,0003	0,0019	0,00005	0,0002	0,00019	< 0,00008	< 0,0006	0,0002
Максимум	0,0404	0,0383	0,0040	0,0152	0,0028	0,0072	0,00440	0,0035	0,00289	0,00044	0,0012	0,0010
Среднее	0,0129	0,0115	0,0015	0,0058	0,0011	0,0042	0,00134	0,0015	0,00102	0,00023	0,0004	0,0005
2008 год (n=12)												
Минимум	0,0019	0,0050	0,0006	0,0033	0,0007	0,0010	0,00006	0,0007	0,00008	< 0,00008	< 0,0006	0,0003
Максимум	0,0406	0,0527	0,0088	0,0387	0,0058	0,0039	0,00206	0,0047	0,00424	0,00075	0,0028	0,0029
Среднее	0,0181	0,0123	0,0019	0,0081	0,0016	0,0025	0,00084	0,0018	0,00107	0,00020	0,0007	0,0009
Весь период (n=36)												
Минимум	0,0018	0,0029	0,0003	0,0009	0,0003	0,0006	0,00005	0,0002	0,00008	< 0,00008	< 0,0006	0,0002
Максимум	0,0406	0,0527	0,0088	0,0387	0,0058	0,0134	0,00440	0,0071	0,00437	0,00186	0,0028	0,0071
Среднее	0,0142	0,0117	0,0016	0,0064	0,0012	0,0044	0,00130	0,0020	0,00130	0,00033	0,0006	0,0012
Медиана	0,0104	0,0087	0,0012	0,0050	0,0010	0,0037	0,00102	0,0016	0,00086	0,00023	0,0003	0,0006
max/min	23,8	18,3	29,2	45,3	22,8	20,9	95,6	28,9	55,8	46,6	13,9	32,1
Станд. отклонение	0,0114	0,0101	0,0014	0,0055	0,0009	0,0030	0,00117	0,0015	0,00104	0,0004	0,0005	0,0017

Таблица 3.1.8 – Вариационный ряд отношений максимальных величин концентраций микроэлементов к минимальным

max/min	Элементы
1-5	Rb, Sr, Ba, S, Mo, W, Br, As, Sb, B
5-10	Y, Ni, Li, Cd, Cs, P, V, U
10-20	Re, Ga, Be, Cr, Ce, Eu
20-50	Ti, Al, Nb, Ag, Sn, Cu, Hg, La, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Ho, Yb
50-100	Zr, Ta, Co, Al, Bi, Zn, Ge, Tb, Dy
> 100	Mn, Fe, Sc, Pb, Tl, Th

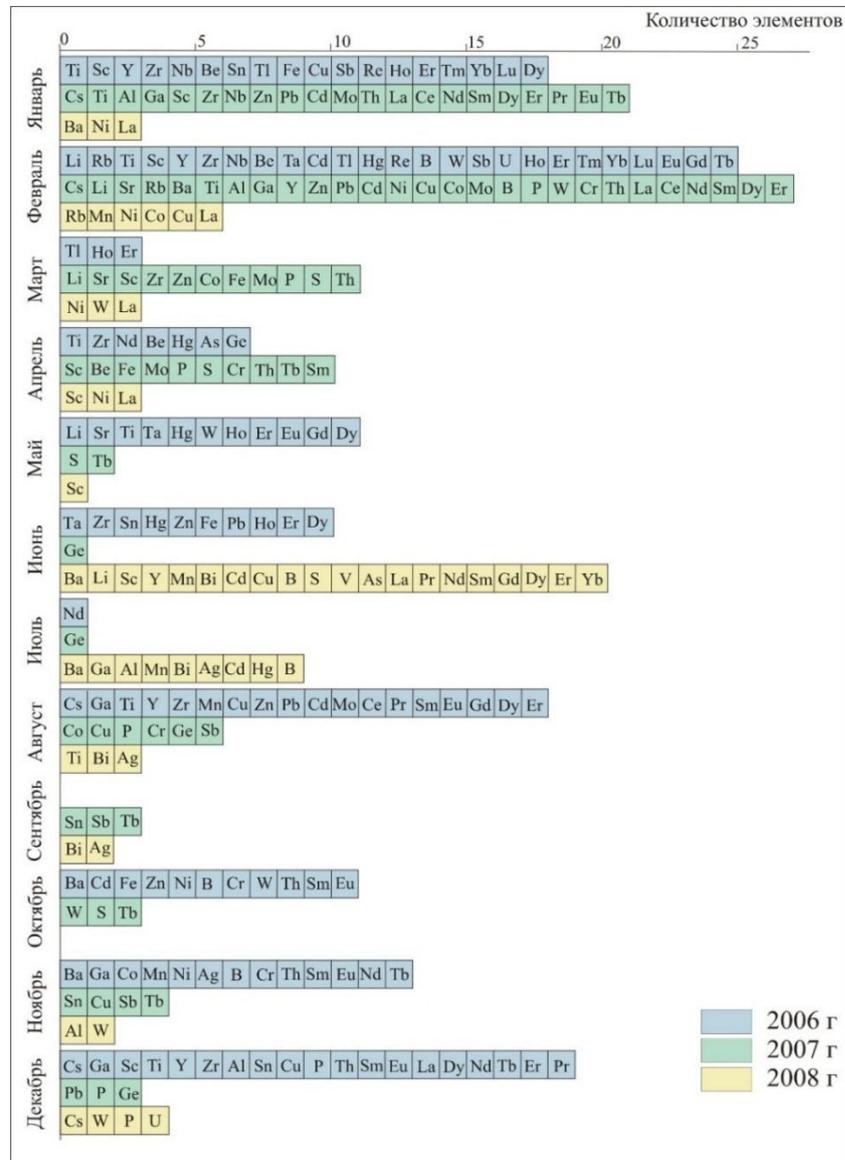


Рисунок 3.1.1 – Геохимические ассоциации элементов с повышенными, выходящими за интервал среднее \pm SD, концентрациями в воде истока р. Ангары (2006-2008 гг.)

Анализ повышенных концентраций элементов в воде истока р. Ангары в 2006-2008 гг. не позволил установить определенной тенденции в их изменении. Периодичность чередования максимумов и минимумов в концентрациях микроэлементов отсутствует, нет также явной приуроченности к сезонам года. Непостоянны во времени и геохимические ассоциаций элементов с повышенными концентрациями в воде. Превышения концентраций микроэлементов, вероятно, отражают не колебания случайных величин, а имеют причинную связь – вариации во времени в водной системе могут отражать естественную периодическую изменчивость окружающей среды.

Для выявления общих зависимостей микроэлементов в воде истока р. Ангары рассчитаны коэффициенты парной корреляции, выбраны элементы, коэффициенты которых значимы для данной выборки ($n=36$) (табл. 3.1.9). В таблицу не входят коэффициенты корреляции для лантаноидов, т.к. выявлено, что большинство из них имеют значимую положительную связь между собой. Наибольшее число связей установлено для галлия и бора. Значительное число связей имеют элементы пород основного состава (Mn, Co, Ni, Cr, Fe), а также Ag и Th. Близка к функциональной связь Fe, Co, Ni и Cr ($r = 0,81-0,95$, $p < 0,01$), Zr с Ge ($r=0,92$, $p < 0,01$), As с Ge ($r=0,89$, $p < 0,01$) и Zr ($r=0,79$, $p < 0,01$), Al с Ga ($r=0,72$, $p < 0,01$) и Sn ($r=0,78$, $p < 0,01$)/ Устойчивые связи Ba и Ga со многими элементами достаточного объяснения не находят.

Известно, что величина коэффициента корреляции является показателем только вероятностной связи и не определяет является ли изменение одной величины причинно обусловлено изменением другой, или же они обе изменяются потому, что изменяется какая-то третья величина или группа величин, причинно или вероятностно с ними связанных (Swan, Sandilands, 1996). Значимость положительной парной корреляции в одинаковой мере между катионогенными, анионогенными и элементами-гидролизатами свидетельствует, по-видимому, о косвенном характере этих связей и вероятнее всего отражает факт одновременного поступления этих микроэлементов, в частности с водой оз. Байкал. Ранее (Коваль и др., 2003) установлено, что повышение содержания ртути в воде истока р. Ангары связано с сейсмической активностью и коррелирует с подготовкой последовательности землетрясений в прилегающей части Южно-Байкальского звена Байкальской рифтовой зоны. В следствии этого, есть основания полагать, что вариации микроэлементного состава вод истока р. Ангара могут быть связаны с тектонической активностью и эндогенными источниками поступления микроэлементов в воды оз. Байкал.

Таблица 3.1.9 – Значимые коэффициенты корреляции между элементами в воде истока р. Ангара (n=36)

Элемент	Коэффициент корреляции
Cs	(+)Al**, (+)Ga**, (+)Sn**, (+)Cu*, (+)Y*
Ba	(+)B**, (+)Ni**, (+)Co**, (+)Mn**, (+)Cd**, (+)Cr**, (+)Fe**, (+)Ag*, (+)Ga*, (+)V*, (-)P*
Sc	(+)V**, (+)Cu**, (+)Y**, (-)U*
Y	(+)V**, (+)Cu**, (+)Sc**, (+)Cs*
Zr	(+)Ge**, (+)As**, (+)Hg**, (-)B**
Al	(+)Sn**, (+)Ga**, (+)Cs**, (+)Th*
Ga	(+)Al**, (+)Cs**, (+)Sn**, (+)Mn**, (+)Ni**, (+)Cr**, (+)Fe**, (+)Co**, (+)Ag**, (+)Cd**, (+)B**, (+)Cu*, (+)Ba*, (+)Th*
Sn	(+)Al**, (+)Cs**, (+)Ga**, (+)Th**
Mn	(+)Cd**, (+)Ga**, (+)Ni**, (+)B**, (+)Co**, (+)Ba**, (+)Fe**, (+)Cr**, (+)Cu**, (+)Ag*, (-)U**
Fe	(+)Co**, (+)Ni**, (+)Cr**, (+)Ga**, (+)Ag**, (+)B**, (+)Mn**, (+)Ba**
Co	(+)Fe**, (+)Ni**, (+)Cr**, (+)B**, (+)Ba**, (+)Mn**, (+)Ga**, (+)Ag**, (+)Th*
Ni	(+)Co**, (+)Fe**, (+)Cr**, (+)Ba**, (+)Mn**, (+)Ga**, (+)B**, (+)Cd**, (+)Ag*
Cu	(+)Y**, (+)Sc**, (+)Mn**, (+)Cd*, (+)Ga*, (+)Cs*
Zn	(+)Th*
Pb	(+)Hg**, (+)Cr*
Cd	(+)Mn**, (+)Ba**, (+)Ni**, (+)Ga**, (+)Cu*
Hg	(+)Pb**, (+)Zr**
Ag	(+)B**, (+)Fe**, (+)Ga**, (+)Co**, (+)Mn*, (+)Cr*, (+)Ba*, (+)Ni*, (-)U*
B	(+)Ba**, (+)Ag**, (+)Co**, (+)Mn**, (+)Cr**, (+)Fe**, (+)Ni**, (+)Ga**, (-)Ge**, (-)As**, (-)Zr**, (-)U**
P	(+)Th**, (+)U*, (-)Ba*
Mo	(+)U*, (+)Th*
W	(+)U**
V	(+)Sc**, (+)Y**, (+)Ba*
Cr	(+)Co**, (+)Ni**, (+)Fe**, (+)Ga**, (+)B**, (+)Mn**, (+)Ba**, (+)Ag*, (+)Pb*
As	(+)Ge**, (+)Zr**, (-)B**
Ge	(+)Zr**, (+)As**, (-)B**
Th	(+)Sn**, (+)P**, (+)Al*, (+)Zn*, (+)Ga*, (+)Co*, (+)Mo*
U	(+)W**, (+)P*, (+)Mo*, (-)B**, (-)Mn**, (-)Sc*, (-)Ag*

Примечание: ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$; (+) – положительная корреляция, (-) отрицательная корреляция.

*Результаты исследования 2021-2022 гг.**Пространственно-временная характеристика микроэлементного состава вод*

Концентрации микроэлементов вод истока р. Ангара 2021-2022 гг. и их статистические характеристики приведены в табл. 3.1.10. Ранжирование средних значений микроэлементов в истоке р. Ангары наблюдали в следующем порядке: Fe > Zn > Mn > Al > Cu > U > As > Ni > Pb > Cr > Cd > Co > Sn > Cs > Tl > Th. Результаты исследования 2021-22 гг. сопоставимы с результатами, полученными при изучении истока р. Ангары в течение трехлетнего ежемесячного мониторинга 2006-2008 гг. Наибольшие различия выделены для максимальных концентраций Fe, Th и Tl, которые в 2006-2008 гг. выше.

В пределах створа истока р. Ангара наблюдается пространственная и временная динамика микроэлементов (табл. 3.1.10). Четкой приуроченности повышения концентраций микроэлементов по правому, левому берегам или середине реки нет. Однако, сравнение результатов, показывает, что в районе правого берега (район пос. Листвянка) в 7 из 12 образцов зафиксированы максимальные концентрации Al, Co, в 6 образцах – Fe, Cr, в 5 образцах – Cu, Zn, Pb, Th, U, в 4 образцах – Mn, Ni, As, Cd, Cs, Tl, в 3 образцах – Sn. В середине истока реки в 7 из 12 образцов определены максимальные концентрации Ni, Sn, в 5 – Cu, Cr, Mn, Zn, Tl, в 4 – Fe, As, в 3 – Th, U, в 2 – Cd, Pb, Cs, в 1 – Co. По левому берегу (район пос. Порт Байкал) в 5 из 12 образцов определены максимальные концентрации Cd, в 3 – Al, Mn, Cs, Th, в 2 – Fe, Co, Zn, As, Pb, U, в 1 – Cr, Cu, Sn, Tl.

В 2021-22 гг. наибольший разброс между минимальными и максимальными концентрациями выявлен для концентраций Th, Pb, Mn и Sn. За весь период исследований в пределах ± 1 стандартное отклонение (SD) находятся 35 (из 36) образцов по концентрации Cd, 34 образца по концентрации U, 33 образца по концентрации Tl, более 28 образцов по концентрации Al, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sn, Pb, и Cs, 25 образцов по концентрации Fe, более 20 образцов по концентрации Mn и Th. Такие показатели определяют высокую степень постоянства микроэлементного состава вод истока р. Ангары. Вместе с этим определены концентрации микроэлементов, превышающие $\pm 2SD$ и $\pm 3SD$. К последнему относится концентрация Al по правому берегу истока р. Ангары в январе 2022 г., Cr по левому берегу в ноябре 2021 г. и середине реки в апреле 2021 г., Ni по правому берегу в январе 2022 г., Cu, Cd, Cs по правому берегу в августе 2021 г., Tl в середине реки в июле и сентябре 2021 г., Th по правому берегу в июле 2021 г.

Таблица 3.1.10 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде истока р. Ангары и оз. Байкал

		Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Литература
Исток р. Ангары	Левый берег (n=12)	<u>2,19±1,63*</u> 0,90–6,09	<u>0,15±0,22</u> <0,02–0,80	<u>3,49±3,93</u> 0,16–12,57	<u>4,22±4,93</u> 0,88–16,90	<u>0,020±0,023</u> <0,002–0,082	<u>0,22±0,03</u> 0,17–0,28	<u>0,49±0,28</u> 0,23–1,29	<u>3,47±2,52</u> 1,07–9,09	2021-2022 гг.
	Середина (n=12)	<u>1,99±0,91</u> 1,05–4,22	<u>0,21±0,28</u> 0,06–1,00	<u>3,10±2,28</u> 0,71–7,69	<u>1,18±13,05</u> 4,25–4,03	<u>0,022±0,024</u> 0,007–0,079	<u>0,34±0,13</u> 0,16–0,57	<u>0,77±0,34</u> 0,34–1,43	<u>4,51±3,22</u> 1,32–11,14	
	Правый берег (n=12)	<u>3,72±2,89</u> 1,34–10,58	<u>0,15±0,12</u> 0,05–0,49	<u>4,54±3,35</u> 0,50–10,21	<u>8,79±6,63</u> 1,14–19,84	<u>0,028±0,029</u> <0,002–0,087	<u>0,30±0,17</u> 0,18–0,68	<u>0,83±0,58</u> 0,29–2,10	<u>5,75±4,83</u> 0,90–15,05	
	Медиана (n=36)	1,86	0,08	2,72	2,96	0,013	0,24	0,56	3,02	
Исток р. Ангары (2006-2008 гг.)		<u>3,81±4,42</u> <0,69–24,23	<u>0,12±0,11</u> 0,05–0,61	<u>2,91±3,57</u> 0,05–18,82	<u>18,7±18,7</u> 0,71–117,0	<u>0,011±0,010</u> 0,002–0,047	<u>0,27±0,16</u> 0,09–0,78	<u>0,65±0,61</u> 0,09–3,72	<u>1,99±2,97</u> <0,42–11,13	
Южный Байкал		1,60–2,36	4,55–5,52	0,36–0,39	-	0,083–0,096	-	0,60–0,86	2,64–6,38	Эпов и др., 2000
Средний Байкал		0,34–1,15	0,07	0,06–0,33	0,26–1,12	0,003	0,14	0,16–0,25	0,24–0,56	Склярова, 2011
оз. Байкал		<u>0,1–1,0</u> 0,38	<u>0,03–0,09</u> 0,07	<u>0,01–0,53</u> 0,13	<u>0,1–1,6</u> 0,38	<u>0,002–0,005</u> 0,003	<u>0,1–0,5</u> 0,2	<u>0,2–1,0</u> 0,21	<u>0,4–4,3</u> 3,2	Ветров и др, 2013
ПДК		200	50	100	300	100	20	1000	5000	СанПиН 1.2.3685-21
		As	Cd	Sn	Cs	Tl	Pb	Th	U	Литература
Исток р. Ангары	Левый берег (n=12)	<u>0,40±0,06</u> 0,30–0,50	<u>0,023±0,008</u> 0,012–0,039	<u>0,024±0,017</u> <0,010–0,053	<u>0,0025±0,0022</u> 0,0010–0,0079	<u>0,0015±0,0012</u> 0,0008–0,0052	<u>0,22±0,40</u> 0,02–1,34	<u>0,0007±0,0002</u> <0,0004–0,0010	<u>0,53±0,04</u> 0,47–0,60	2021-2022 гг.
	Середина (n=12)	<u>0,42±0,11</u> 0,25–0,65	<u>0,024±0,007</u> 0,014–0,039	<u>0,024±0,007</u> <0,010–0,054	<u>0,0020±0,0015</u> 0,0010–0,0060	<u>0,0025±0,0025</u> 0,0008–0,0081	<u>0,26±0,42</u> <0,01–1,15	<u>0,0009±0,0002</u> <0,0004–0,0011	<u>0,53±0,04</u> 0,44–0,63	
	Правый берег (n=12)	<u>0,39±0,07</u> 0,29–0,52	<u>0,032±0,028</u> 0,015–0,113	<u>0,024±0,015</u> <0,010–0,053	<u>0,0026±0,0026</u> 0,0012–0,0100	<u>0,0015±0,0006</u> 0,0007–0,0025	<u>0,34±0,42</u> <0,01–1,13	<u>0,0052±0,0104</u> <0,0004–0,0265	<u>0,52±0,04</u> 0,48–0,59	
	Медиана (n=36)	0,40	0,022	0,012	0,0016	0,0013	0,08	0,0005	0,53	
Исток р. Ангары (2006-2008 гг.)		<u>0,46±0,15</u> 0,28–0,98	<u>0,011±0,005</u> 0,003–0,024	<u>0,026±0,029</u> <0,009–0,160	<u>0,0016±0,0006</u> 0,0009–0,0063	<u>0,034±0,056</u> 0,001–0,182	<u>0,05±0,06</u> <0,003–0,29	<u>0,0011±0,0178</u> 0,0004–0,0650	<u>0,09–0,96</u> 0,59±0,13	
Южный Байкал		-	0,010–0,024	-	-	-	0,04–0,06	-	0,51–0,54	Эпов и др., 2000
Средний Байкал		0,40–0,41	0,008	<0,011	0,0017	0,0004	0,010–0,036	0,0006	0,52	Склярова, 2011
оз. Байкал		<u>0,3–0,5</u> 0,40	<u>0,001–0,010</u> 0,008	<u><0,01–0,04</u> <0,01	<u>0,002–0,008</u> 0,0013	<u>0,0005–0,0010</u> ≤0,0005	<0,02	<u>0,002–0,020</u> 0,004	<u>0,4–0,7</u> 0,55	Ветров и др, 1997
ПДК		10	1	-	-	0,1	10	-	15	СанПиН 1.2.3685-21

* в числителе – средняя концентрация ± стандартное отклонение, в знаменателе – минимальная концентрация–максимальная концентрация

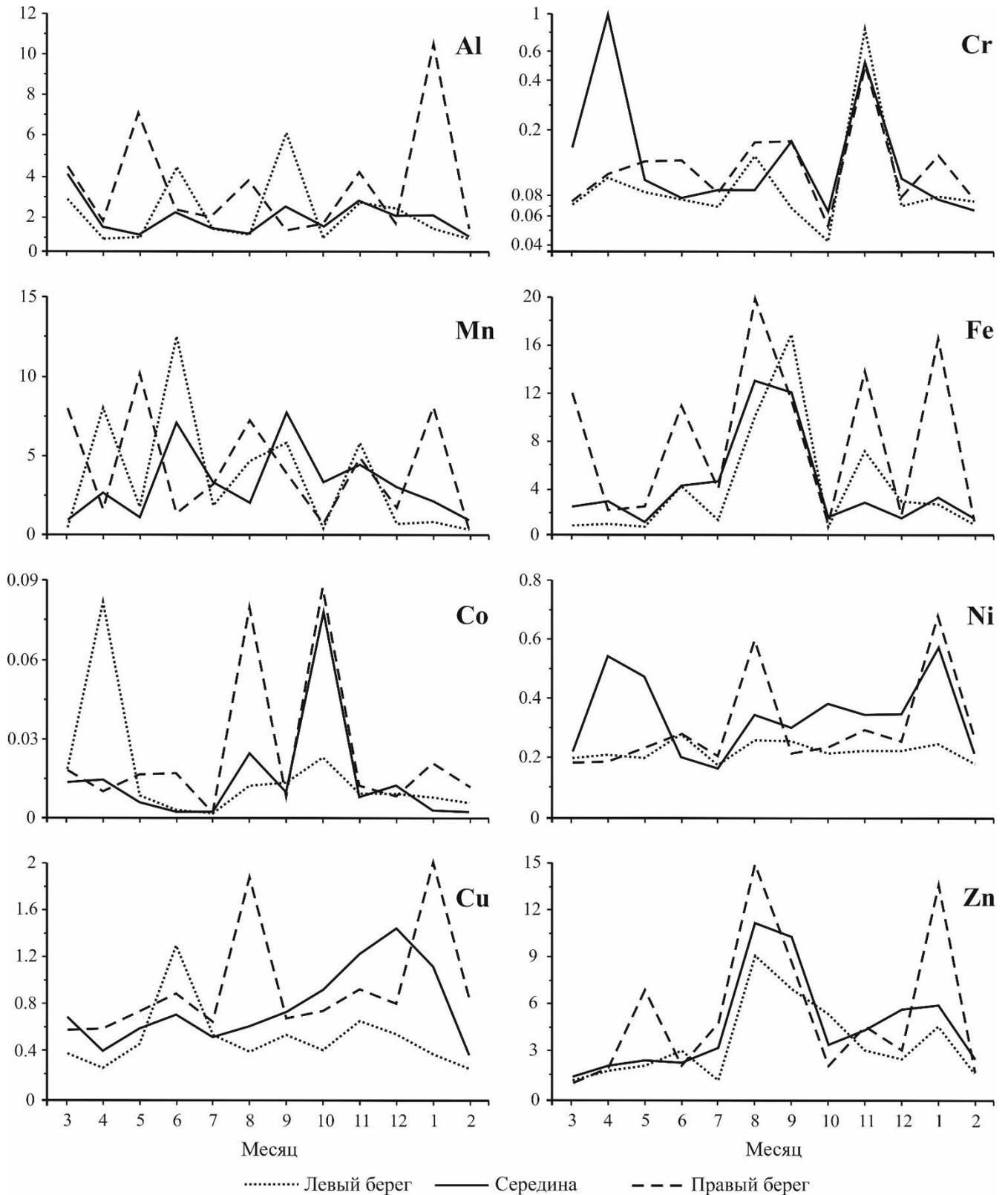


Рисунок 3.1.2 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде истока р. Ангары (3 – март, 4 – апрель, 5 – май, 6 – июнь, 7 – июль, 8 – август, 9 – сентябрь, 10 – октябрь, 11 – ноябрь, 12 – декабрь 2021 г.; 1 – январь, 2 – февраль 2022 г.)

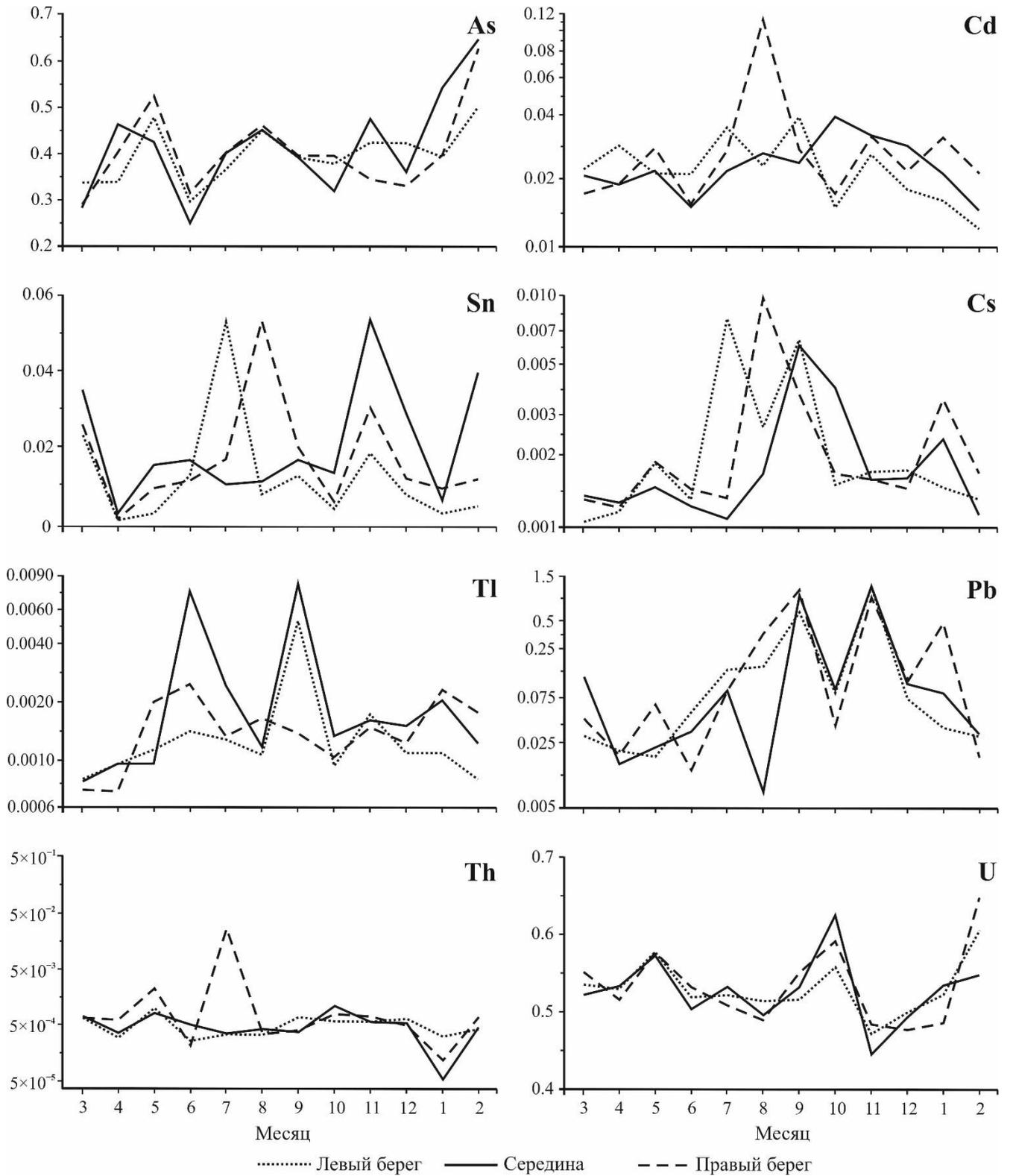


Рисунок 3.1.2 (продолжение) – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде истока р. Ангары (3 – март, 4 – апрель, 5 – май, 6 – июнь, 7 – июль, 8 – август, 9 – сентябрь, 10 – октябрь, 11 – ноябрь, 12 - декабрь 2021 г.; 1 – январь, 2 – февраль 2022 г.)

*Факторы формирования гидрохимического состава истока р. Ангара
Озеро Байкал*

Гидрохимические исследования средней части оз. Байкал показали, что микроэлементы, также как главные ионы, равномерно распределены в воде пелагиали озера (Склярова, 2011). Вместе с этим известно, что на гидрохимические характеристики оз. Байкал оказывают влияние природные (разносоставные потоки более трехсот рек его водосборного бассейна, горячие и холодные источники (Sklyarov et al., 2015), сейсмическая активность (Коваль и др., 2003) и т.д.) и антропогенные факторы. Влияние последних подтверждает исследование химического состава снегового покрова на акватории озера вблизи населенных пунктов (Белозерцева и др., 2017), которое показало повышенные концентрации Mn, Al, Pb, Cu, Fe, Zn в Южной части, Mn, Al, Pb, Cr, Fe, Zn – в Средней части, Mn, Al, Pb, Cu, Cr, Fe – в Северной части оз. Байкал.

Изучение гидрохимического состава Средней части оз. Байкал (Склярова, 2011) и вод всего озера (Ветров и др., 2013) показало схожие результаты (табл. 3.1.10). Исключение составляют Zn и Th, концентрация которых в исследованиях (Склярова, 2011) меньше, чем в исследованиях (Ветров и др., 2013). Более высокие концентрации Al, Cr, Co, Cu, Zn, Cd, Pb определены при изучении вод Южной части озера (Эпов и др., 2000). Сравнение микроэлементного состава вод показывает, что концентрации Zn в истоке р. Ангара, в большей степени, близки к концентрациям, полученным для всего озера и его Южной части, а Th – к полученным для Средней части. В воде истока реки наиболее близкими с водой озера являются средние концентрации As и U, концентрации Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Cd, Sn, Cs, Tl, Pb в воде истока реки выше, чем в работах (Ветров и др., 2013; Склярова, 2011) (табл. 3.1.10). Одной из причин такого распределения микроэлементов может быть особенность формирования водного баланса Южной части озера. В исследовании (Ветров и др., 2013) приведены статистические характеристики (минимум, максимум, среднее и т.д.) концентраций микроэлементов по всему оз. Байкал, что не позволяет выделить Южную часть отдельно. Вместе с этим известно (Глазунов, 1963), что на концентрацию главных ионов в воде этой части и истоке р. Ангара большое влияние оказывают воды притока озера – р. Селенги, которые благодаря мощному селенгинскому течению распространяются вдоль его западного берега и поступают в р. Ангару. Показано, что воды р. Селенга и ее притоков обогащены Fe, Al, Zn, Pb, U и As, во взвешенных наносах за счет природных и антропогенных факторов повышены концентрации As, Cd, Mo, Pb, Zn, Mn, Co (Касимов и др., 2016). Влияние вод р. Селенга на микроэлементный состав Южной части озера могут показывать и повышенные концентрации микроэлементов, определенные в работе (Эпов и др., 2000).

Сезонные вариации концентраций микроэлементов

Концентрации микроэлементов в водах рек имеют сезонные вариации, которые определяются природными факторами формирования окружающей среды, влияющими на водный режим рек (Giri, 2014; Varol, 2019). До создания Иркутского водохранилища изменения водного режима истока р. Ангары происходили, главным образом, под влиянием оз. Байкал. За полноводный сезон был принят период с июня по ноябрь, за лимитирующий сезон – период с декабря по май (Ресурсы ..., 1972). После зарегулирования урвонный режим истока реки, в большей степени, определяется работой Иркутской ГЭС и мало меняется по сезонам года. В период исследований с марта по июль уровень воды составил 362-397 см над нулем поста (данные с <https://allrivers.info/gauge/angara-istok-angary/waterlevel>). Повышенные отметки уровня воды отмечены с августа по ноябрь (445-460 см). С декабря по февраль происходит уменьшение уровня до 410 см.

Вариации микроэлементов в воде истока р. Ангары в период повышенного уровня и период с более низкими отметками уровня показаны на рис. 3.1.3. Не смотря на значительное зарегулирование стока в распределении остальных микроэлементов выделяется несколько особенностей. На графике распределения концентраций микроэлементов в воде створа истока р. Ангары в течение года (рис. 3.1.2) выделяется июль, который определяется низкими концентрациями Al, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, Cs, Tl, Th, U. Исключение составляет Th по правому берегу и Sn, Cs по левому берегу реки. На территории исследования для июля характерно наличие максимума в режиме атмосферных осадков. Считается, что обильное количество осадков влияет на снижение общих концентраций металлов в воде (Varol, 2013; Kalaivani and Dheenadayalan, 2013). В пределах периода с более низкими отметками уровня воды можно выделить апрель, в котором также определены низкие концентрации Al, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Cs, Tl, Pb, Th. Исключение составляет Cr и Ni в середине реки, Co и Cd на левом берегу реки. известно, что в марте-апреле начинается активное таяние льда на оз. Байкал, что также влияет на концентрации микроэлементов в воде истока реки.

Средние концентрации Al, As, U, Cs и Tl в период повышенного уровня и период с более низкими отметками уровня близки между собой (рис. 3.1.3). Только концентрация Th значительно увеличена в период с более низкими отметками уровня воды. Средние концентрации Mn, Fe, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cu, Cd, Sn выше в период повышенного уровня воды. Одной из причин этого, может являться поступление в водную среду микроэлементов, как природного, так и антропогенного происхождения, в результате абразии берегов. При этом, концентрации микроэлементов в середине створа истока р. Ангары, в большей степени, отражают их поступление с водосборной площади оз. Байкал. Более высокие концентрации микроэлементов на прибрежных станциях, которые, как известно, связаны с наземным загрязнением

прилегающих территорий (An et al., 2010), могут показывать их поступление с антропогенно нагруженных территорий поселков Листвянка и Порт Байкал.

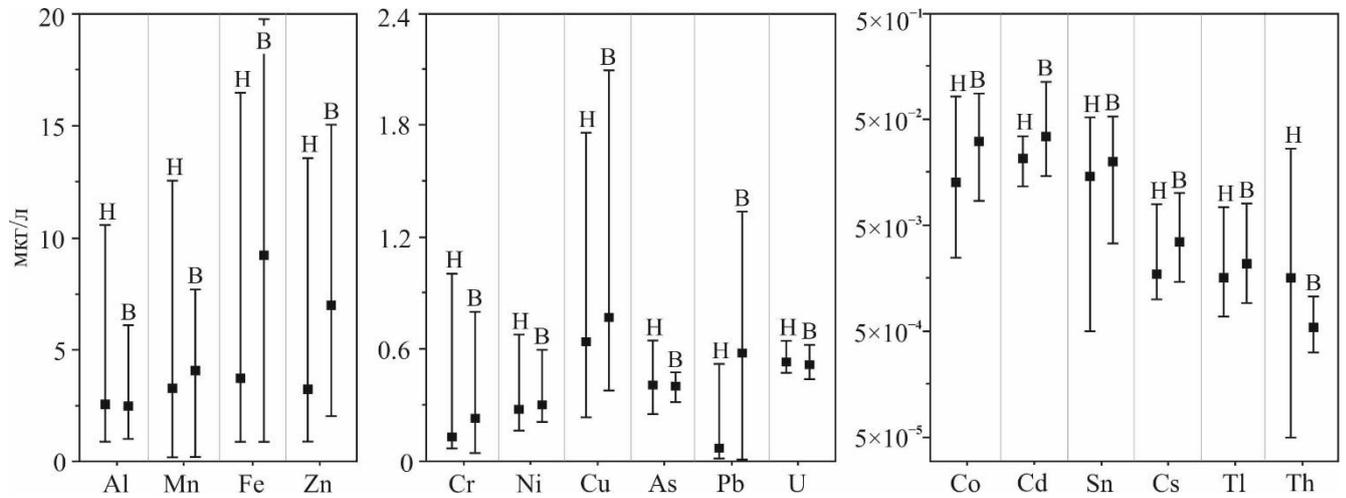


Рисунок 3.1.3 – Статистическое распределение концентраций микроэлементов в воде истока р. Ангары в 2021-2022 гг. (Н – концентрации микроэлементов с низкими отметками уровня воды, В – концентрации микроэлементов в период повышенного уровня воды. Черные квадраты – средние значения, "усы" - максимальные и минимальные значения)

Антропогенные источники поступления микроэлементов

Одним из главных антропогенных источников поступления микроэлементов в водную среду истока р. Ангары является территория пос. Листвянка, численность населения которого небольшая – около 2000 человек. Однако, приуроченность поселка к оз. Байкал привлекает в него колоссальное количество туристов, приводя к увеличению застройки прибрежной территории. Увеличение площади непроницаемых поверхностей, а именно дорог с твердым покрытием, крыш и стен домов, приводит к накоплению загрязняющих веществ, которые с поверхностным стоком поступают в водоемы (Jeong et al., 2020). Поступление элементов антропогенного происхождения в р. Ангару связано и с расположенной на побережье автомобильной дорогой, по которой осуществляется интенсивное движение транспорта. Дорожные отложения, которые содержат высокие концентрации Zn, Cu, Pb, Ni, Cr и Cd (Gunawardana et al., 2012), могут рассеиваться в окружающую среду или загрязнять водоемы через дождевые стоки (Wang et al., 2017). Негативное влияние пос. Листвянка определяется и его канализационными очистными сооружениями, которые не соответствуют требованиям природоохранного законодательства.

Признаки негативных изменений вод залива Лиственичный оз. Байкал, связанные с антропогенно нагруженной территорией пос. Листвянка, определены разными исследователями. Так, изучение вод залива и грунтовых вод пос. Листвянка показало, что субаквальная разгрузка

загрязненных подземных вод влияет на увеличение концентраций Mn, Zn и Pb в придонной воде прибрежной зоны оз. Байкал (Сутурин и др., 2016). В подледной воде залива определены более высокие, по сравнению с глубинной водой, концентрации Mn, Cu, Co, Al, Fe, Zn, связанные с растворением горных пород и почв в период снеготаяния и механическим сносом с береговой линии (Воробьева и др., 2009). В пробах снеговой воды с территории поселка определены концентрации Mn, Pb, Zn, Cu, превышающие предельно допустимые концентрации и/или региональные фоновые значения (Янчук и др., 2021). В работе (Белозерцева и др., 2017) загрязнение атмосферного воздуха пос. Листвянка авторы связывают с мелкими котельными, печным отоплением жилых домов и выбросами автотранспорта. Таким образом, поверхностный сток (дождевые и талые воды), атмосферный перенос с территории поселка и субаквальная разгрузка подземных вод несомненно влияет на увеличение концентраций элементов в истоке р. Ангара, особенно в его правобережной части.

Антропогенное воздействие на водную среду истока р. Ангара связано с водным транспортом. На левом берегу располагается судостроительная верфь, функционировавшая с 1890-х годов и заброшенная в настоящее время, и действующий грузопассажирский порт, корабли и паромная переправа которого круглый год форсируют между пос. Порт Байкал и пос. Листвянка. Все большее развитие получает частный водный транспорт. Использование противообрастающих и антикоррозийных красок, содержащих большое количество металлов, а также горюче-смазочные материалы и продукты их сгорания увеличивает риск загрязнения водной среды. Исследования показали, что в составе противообрастающей краски обнаружено присутствие Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sn и Zn (Soroldoni et al., 2018). Ni образуется в результате сгорания топлива в двигателях (Sippula et al., 2009). Сжигание бензина является и основным атмосферным источником Pb и As (Hutton and Symon, 1986). В портах, где происходит погрузка и разгрузка кораблей, судостроительных верфях, а также в местах интенсивной эксплуатации водного транспорта зачастую определяется загрязнение микроэлементами не только вод, но и донных отложений. Так, судоремонтные работы были определены как основные источники поступления тяжелых металлов в воду залива Лошань (Китай) (Wang et al., 2019). Высокие концентрации Cr, Cu, As и Cd в донных отложениях Картахентского залива (Карибское море) (Caballero-Gallardo et al., 2020), Zn, Cu, As и Pb в донных отложениях восточного побережья Адриатики (Obhodaš and Valković, 2010) обнаружены на участках водоемов, связанных с ремонтом и обслуживанием кораблей. Источником Pb и Zn в донных отложениях юго-западного побережья штата Тамил Наду (Индия) являются этилированный бензин и краски, препятствующие биообращению (Godson et al., 2018). Движение кораблей приводит к ресуспендированию загрязненных донных отложений и повторной мобилизации загрязняющих веществ в воду (Prygiel et al., 2016). Изучение концентраций микроэлементов в донных отложениях прибрежной части зал.

Листвяничный оз. Байкал и истока р. Ангары не проводилось. Однако, можно предположить, что за более чем полуторовековую историю использования этого участка для судоходства, постройки и ремонта кораблей в донных отложениях накоплено значительное количество загрязняющих веществ, которые могут негативно влиять на водную среду истока реки. В связи с этим, заброшенные корабли, которые находятся на старой судостроительной верфи также вызывают беспокойство по поводу негативного воздействия на оз. Байкал и р. Ангару.

Корреляционный анализ

Корреляционный анализ с использованием критерия Пирсона считается качественным методом выявления взаимных корреляций, отражающих аналогичные источники поступления загрязняющих веществ (Tian et al., 2022). Для исследуемой матрицы выборка, показывающая $r > 0,71$, считается сильно коррелированной, тогда как $r > 0,58-0,71$ считается умеренно коррелированной при уровне значимости $p < 0,01$ и $p < 0,05$, соответственно. По результатам исследования микроэлементного состава вод истока р. Ангары получен ряд значимых положительных корреляций (рис. 3.1.4). В воде левого берега к парам элементов с самой сильной связью ($p < 0,01$) относятся Al-Tl ($r = 0,79$), Cr-Pb ($r = 0,88$), Fe-Zn ($r = 0,73$), Fe-Tl ($r = 0,85$), Cd-Cs ($r = 0,78$), в воде середины реки – Mn-Tl ($r = 0,91$), Fe-Zn ($r = 0,87$), Cd-Co ($r = 0,76$). Больше всего сильных связей ($p < 0,01$) установлено в воде правого берега: Al-Mn ($r = 0,81$), Cr-Pb ($r = 0,73$), Fe-Cu ($r = 0,74$), Fe-Sb ($r = 0,73$), Ni-Cu ($r = 0,95$), Ni-Zn ($r = 0,84$), Cu-Zn ($r = 0,87$), Cu-Cd ($r = 0,79$), Cu-Cs ($r = 0,80$), Zn-Cd ($r = 0,75$), Zn-Cs ($r = 0,82$), Cd-Sn ($r = 0,83$), Cd-Cs ($r = 0,96$), Sn-Cs ($r = 0,77$). Корреляционные связи между элементами в большинстве случаев не повторяются между левым и правым берегам, а также середине реки. Это показывает, что источники поступления элементов разные в каждом месте пробоотбора. Значительное количество пар микроэлементов с высокими коэффициентами корреляции на левом и, особенно, правом берегах реки выделяет антропогенные источники – территории поселков Листвянка и Порт Байкал. И напротив, наименьшее количество связей между микроэлементами в середине истока отражает влияние водной массы оз. Байкал. Уменьшение загрязнений, поступающих с антропогенных участков прибрежной зоны происходит за счет более высокого стока в средней части реки по сравнению с береговыми участками.

Коэффициенты корреляции, рассчитанные между концентрациями каждого из микроэлементов в воде правого берега, середины и левого берега истока р. Ангары, были слабыми для Al, Ni, Cu, Cd, Sn, Cs и Th, определяя разные источники их поступления по створу реки. Между левым и правым берегами определена значимая корреляционная связь для Cr ($r = 0,96$ ($p < 0,01$)), между серединой и правым берегом – для Co ($r = 0,82$, $p < 0,01$)), между серединой и левым берегом – для Tl ($r = 0,75$, $p < 0,01$) и Mn ($r = 0,69$, $p < 0,05$). Для концентраций Fe более сильная взаимосвязь наблюдается между левым берегом и серединой реки ($r = 0,87$, $p < 0,01$) и

	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sn	Cs	Tl	Pb	Th	U
Al	1.00			0.69			0.58							0.79		
Cr		1.00												0.88		
Mn			1.00			0.64	0.69									
Fe	0.69			1.00		0.61	0.73							0.85		
Co					1.00											
Ni			0.64	0.61		1.00	0.58	0.67								
Cu	0.58		0.69			0.58	1.00									
Zn				0.73		0.67	1.00									
As								1.00								
Cd									1.00	0.78	0.66					
Sn										1.00	0.70					
Cs									0.78	0.70	1.00	0.58				
Tl	0.79			0.85						0.66	0.58	1.00				
Pb		0.88												1.00	-0.61	
Th															1.00	
U														-0.61		1.00

Левый берег

	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sn	Cs	Tl	Pb	Th	U
Al	1.00		0.81			0.64	0.58									
Cr		1.00													0.73	
Mn	0.81		1.00					0.59								
Fe				1.00			0.74				0.73	0.66				
Co					1.00							0.58				
Ni	0.64					1.00	0.95	0.84		0.65	0.70					
Cu	0.58					0.74	0.95	1.00	0.87	0.79	0.59	0.80				
Zn			0.59				0.84	0.87	1.00	0.75	0.82					
As										1.00						0.61
Cd							0.65	0.79	0.75		1.00	0.83	0.96			
Sn						0.73		0.59			0.83	1.00	0.77			
Cs						0.66	0.58	0.70	0.80	0.82	0.96	0.77	1.00			
Tl														1.00		
Pb		0.73													1.00	
Th																1.00
U											0.61					1.00

Правый берег

	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sn	Cs	Tl	Pb	Th	U
Al	1.00															
Cr		1.00														
Mn			1.00											0.91		
Fe				1.00				0.87								
Co					1.00					0.76				0.68	0.59	
Ni						1.00										
Cu							1.00			0.59						
Zn								1.00								
As									1.00							
Cd						0.76	0.59			1.00						
Sn											1.00					
Cs												1.00				
Tl													1.00			
Pb														1.00		
Th															1.00	
U																1.00

Середина

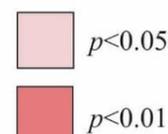


Рисунок 3.1.4 – Значимые коэффициенты корреляции между концентрациями микроэлементов в воде истока р. Ангары

менее сильная – между серединой и правым берегом ($r = 0,63$, $p < 0,05$). На тесную взаимосвязь в распределении концентраций микроэлементов по створу реки в течение всего периода исследования указывают коэффициенты корреляции, полученные для Zn ($r = 0,73$ между левым и правым берегом, $r = 0,88$ между серединой и левым берегом, $r = 0,78$ между серединой и правым берегом, $p < 0,01$) и Pb ($r = 0,84$ между левым и правым берегом, $r = 0,90$ между серединой и левым берегом, $r = 0,96$ между серединой и правым берегом, $p < 0,01$). Вариации концентраций As и U также близки между собой. Для As $r = 0,78$ между левым и правым берегом, $r = 0,74$ между серединой и правым берегом ($p < 0,01$), $r = 0,69$ между серединой и левым берегом ($p < 0,05$). Для

$U r = 0,89$ между левым и правым берегом, $r = 0,74$ между серединой и левым берегом ($p < 0,01$), $r = 0,66$ между серединой и правым берегом ($p < 0,05$). Концентрации As и U, а также Zn в воде истока р. Ангары и оз. Байкал близки между собой (табл. 3.1.10). В связи с этим, выделенные взаимосвязи в распределении этих элементов по створу реки вероятнее всего связаны с их общим источником поступления – водной массой озера. Другие источники поступления этих микроэлементов имеют незначительное влияние. Повышенные, по сравнению с оз. Байкал, концентрации Pb (табл. 3.1.9), его тесная корреляционная взаимосвязь с Cг на левом и правом берегах (рис. 3.1.4), а также выделение этой пары элементов в 2006-2008 гг. (табл. 3.1.9) могут отражать антропогенную составляющую при формировании микроэлементного состава вод истока р. Ангары.

Таким образом, природное единство р. Ангары и оз. Байкал определяет близкое значение величины минерализации и гидрокарбонатный кальциевый состав их вод. Важнейшей чертой гидрохимического состава истока реки, выявленной по результатам долговременных исследований (с 1950 г. по настоящее время), является невысокая пространственно-временная изменчивость концентраций главных ионов, даже в период значительной антропогенной нагрузки. Основным выводом исследований всех временных периодов является вывод о «наследовании» концентраций главных ионов в воде истока р. Ангары от вод оз. Байкал, что дает возможность использовать данные по гидрохимическому составу истока реки в качестве осредненной характеристики состава вод всего озера.

Проведенные исследования впервые позволили получить количественные данные по широкому спектру микроэлементов (53 элемента) в водах истока р. Ангары. Определено, что средние концентрации некоторых микроэлементов в истоке реки выше, чем осредненные для всего оз. Байкал концентрации. Изучение пространственно-временной динамики концентраций микроэлементов, также как главных ионов, в воде истока р. Ангары определило высокую степень постоянства микроэлементного состава. Вместе с этим, выделена неоднородность, представленная локальными увеличениями концентраций микроэлементов в разные периоды опробования. Такие вариации микроэлементного состава могут быть связаны с условиями формирования гидрохимического режима Южного Байкала, на который оказывает влияние тектоническая активность, эндогенные источники и воды р. Селенги, а также с антропогенным воздействием, в основном, поверхностным стоком с территории пос. Листвянка и водным транспортом. Корреляционные связи между микроэлементами показали, что вариации в их распределении по створу реки могут отражать общие источники их поступления как природного, так и антропогенного характера.

Результаты исследования, представленные в главе 3.1, изложены в следующих основных публикациях:

Алиева (Полеаева) В.И., Гребенщикова В.И., Загорулько Н.А. Многолетний мониторинг и современные методы исследования микроэлементного состава вод реки Ангара // Инженерная экология, 2011. – № 3. – С. 24–34.

Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Dolgikh P.G. Trace Element Compositions and Water Quality Assessment in the Angara River Source (Baikal Region, Russia) // Water, 2022. – №. 14. – P. 3564.

3.2. Иркутское водохранилище

3.2.1. Основной ионный состав

На мониторинговых станциях Иркутского водохранилища (рис. 2.2.2) рН вод в 2007, 2012 и 2021 г. находилось в диапазоне от 6,4 до 8,6, с общим средним значением 7,7. Величина минерализации вод в течение всех периодов пробоотбора изменялась от 78,5 до 104,0 мг/л, со средним значением 95,2 мг/л. К доминирующим катионам относится – Ca^{2+} (концентрация от 11,7 до 17,7 мг/л, со средним значением 15,4 мг/л), анионам – HCO_3^- (концентрация от 50,4 до 73,2 мг/л, со средним значением 65,5 мг/л). Химический состав воды характеризуется, как $\text{HCO}_3\text{-Ca}$.

Среднее значение минерализации для Иркутского водохранилища (95,2 мг/л) ниже медианы, рассчитанной для рек мира (127 мг/л) (Meуbeck, 2005), и близко к средней для вод оз. Байкал (~ 96 мг/л) (Khodzher et al., 2017) и истока р. Ангара (94,8 мг/л) (табл. 3.2.1). К основным природным источникам растворенных солей, которые могут изменять состав вод по течению водоема в широких пределах, относят влияние морской воды (или морские соли) и процессы выветривания (Bernier and Bernier, 1996; Gaury et al., 2018; Zhang et al., 2019). Внутриконтинентальное расположение Ангарской водной системы позволяет пренебречь вкладом морских солей. Близкие средние концентрации главных ионов и величины минерализации в водах оз. Байкал, истока р. Ангара (И1) и верхнем бьефе Иркутской ГЭС (И11) (рис. 2.2.2, табл. 3.2.1) определяют, что для Иркутского водохранилища процессы выветривания не являются преобладающими, основным источником растворенных веществ является сток оз. Байкал.

Результаты мониторинговых работ показывают (табл. 3.2.1), что по концентрации HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ вода Иркутского водохранилища характеризуется невысокой пространственно-временной изменчивостью. За все периоды пробоотбора большинство концентраций главных ионов изменяются в диапазоне $\text{среднее} \pm 2\text{SD}$. В пределах $\pm 3\text{SD}$ концентрации SO_4^{2-} изменяются в 3 образцах, Ca^{2+} – в 2 образцах, Mg^{2+} – в 1 образце.

Таблица 3.2.1 – Концентрации главных ионов в воде оз. Байкал и Иркутском водохранилище

	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	TDS	Литература
Оз. Байкал	66,3	0,4	5,5	16,4	3,0	3,3	1,0	~ 96	Khodzher et al., 2017
Исток р. Ангары	65,6	0,65	5,2	15,3	3,0	3,2	0,9	94,8	Настоящее исследование (2021г.)
Исток р. Ангары	$\frac{63,2-69,3^*}{66,0 \pm 3,7}$	$\frac{<1,0-1,21}{0,76 \pm 0,34}$	$\frac{5,2-5,8}{5,2 \pm 0,5}$	$\frac{14,7-15,6}{15,2 \pm 0,6}$	$\frac{3,0-3,6}{3,2 \pm 0,2}$	$\frac{2,9-3,4}{3,2 \pm 0,2}$	$\frac{0,9-1,1}{1,0 \pm 0,1}$	$\frac{90,6-100,1}{94,7 \pm 3,2}$	Настоящее исследование (2007, 2012, 2021(М), 2021(И), 2021(С) гг.)**
Иркутское водохранилище	$\frac{50,4-73,2}{65,5 \pm 3,5}$	$\frac{<1,0-1,27}{0,85 \pm 0,21}$	$\frac{4,3-8,5}{5,5 \pm 0,8}$	$\frac{11,7-17,7}{15,4 \pm 0,9}$	$\frac{2,0-5,7}{3,3 \pm 0,4}$	$\frac{2,7-3,6}{3,2 \pm 0,2}$	$\frac{0,7-1,2}{1,0 \pm 0,1}$	$\frac{78,5-104,0}{95,2 \pm 4,1}$	

Примечание: * в числителе – минимальная концентрация-максимальная концентрация, в знаменателе – средняя концентрация ± стандартное отклонение; ** здесь и далее 2021 (М) – май 2021 г., 2021(И) – июль 2021 г., 2021(С) – сентябрь 2021 г.

Многолетняя изменчивость уровня воды в Иркутском водохранилище проявляется в чередовании максимальных и минимальных циклов колебаний. Так, в период с 2004 по 2018 гг. уровень водохранилища был близок к НПУ (Карнаухова, 2019). Большая изменчивость уровня наблюдалась в 2021 г. Причиной понижения уровня воды (до 456,20 м) Иркутского водохранилища в первой половине мая стало увеличение сбросных расходов Иркутской ГЭС, а также климатические особенности весны 2021 г., при которых наблюдалась контрастная погода, с частыми возвратами холода, растянутым снеготаянием с потерями снега на испарение и, вследствие этого, замедленное повышение притока воды в водохранилище. В этот период концентрация HCO_3^- в воде Иркутского водохранилища наиболее вариабельна, достигая минимальных значений за все периоды пробоотбора. С июня по сентябрь наблюдалось устойчивое повышение уровня водохранилища (до 457,22 м) за счет ограничения сбросных расходов Иркутской ГЭС и увеличения уровня оз. Байкал.

Развитие на побережье Иркутского водохранилища большого количества дачных поселений определяет необходимость рассмотреть еще один вероятный источник Cl^- в воде. Известно, что на его концентрации может оказывать влияние применение KCl в качестве сельскохозяйственных удобрений (Ongley et al., 2010). Количественно вклад удобрений в концентрацию ионов хлора, определенную в воде водохранилища, не может быть определен наличием текущих данных. Однако, для вод Иркутского водохранилища корреляционных зависимостей между ионами хлора и калия не наблюдается. В связи с этим, можно сделать косвенный вывод, что вклад сельскохозяйственных удобрений в концентрацию Cl^- в воде станций отбора проб Иркутского водохранилища этого исследования не прослеживается. Можно предположить, что более значительное влияние на концентрацию Cl^- будет прослеживаться в воде заливов с высокой степенью освоения прибрежных территорий.

3.2.2. Микроэлементный состав

Сводная статистика концентраций микроэлементов в воде Иркутского водохранилища в 2007, 2012 и 2021 гг. приведена в табл. 3.2.2, 3.2.3 и на рис. 3.2.1. Концентрации микроэлементов имеют большие вариации, по сравнению с главными ионами, в пространственно-временном аспекте. В течение всех периодов пробоотбора большинство концентраций микроэлементов находится в пределах $\pm 2\text{SD}$. В связи с этим, рассчитана медиана концентраций, которая, в отличие от среднего значения, является нечувствительной к выделяющимся (экстремальным) измеренным значениям (табл. 3.2.3). Концентрации Al , превышающие 2SD , определены в 7, Cr – в 6, Mn – в 8, Fe – в 8, Co – в 6, Cu – в 7, Zn – в 12, Cd – в 3, Sn – в 12, Cs – в 7, Pb – в 11, Th – в 4 образцах. В таблице 3.2.4 показаны станции отбора проб, в которых концентрация микроэлементов в воде повышается более, чем на 2SD , относительно медианы.

Таблица 3.2.2 – Концентрация микроэлементов (мкг/л) в воде Иркутского водохранилища и оз. Байкал

		Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Литература
Иркутское водохранилище	Минимум – максимум	1,13-15,39	<0,05-0,39	0,39-23,12	1,25-53,22	0,005-0,100	0,09-1,00	0,20-1,98	<0,64-13,40	Настоящее исследование
	Среднее	4,60	0,10	7,02	12,09	0,017	0,29	0,55	4,21	
	Медиана	3,79	0,08	5,26	9,33	0,013	0,24	0,45	3,51	
	SD	2,93	0,05	5,42	9,51	0,016	0,17	0,30	2,71	
Исток р. Ангары (2021 г.)		<u>0,90-10,58</u> 2,56*	<u><0,05-1,00</u> 0,16	<u>0,16-12,57</u> 3,59	<u>0,88-16,90</u> 5,13	<u><0,002-0,087</u> 0,019	<u>0,16-0,68</u> 0,29	<u>0,23-2,10</u> 0,69	<u>0,90-15,05</u> 4,46	
Оз. Байкал		0,34-1,15	0,07	0,06-0,33	0,26-1,12	0,003	0,14	0,16-0,25	0,24-0,56	Склярова 2011
Оз. Байкал		0,1-1,0	0,03-0,09	0,01-0,53	0,1-1,6	0,002-0,005	0,13-0,16	0,18-0,25	<0,25-14,0	Ветров и др., 2013
ПДК		100	50	100	300	100	20	1000	5000	СанПиН (2021)
		As	Cd	Sn	Cs	Pb	Th	U	Hg	
Иркутское водохранилище	Минимум – максимум	0,25-0,53	0,004-0,127	<0,01-0,195	<0,0003-0,0277	<0,01-1,13	<0,0003-0,0202	0,27-0,75	<0,0005-0,0036	Настоящее исследование
	Среднее	0,37	0,025	0,022	0,0034	0,23	0,0017	0,50	0,0010	
	Медиана	0,37	0,021	0,011	0,0012	0,12	0,0007	0,51	0,0009	
	SD	0,06	0,018	0,031	0,0050	0,25	0,0033	0,07	0,0003	
Исток р. Ангары (2021 г.)		<u>0,25-0,65</u> 0,41	<u>0,012-0,113</u> 0,026	<u><0,01-0,0,54</u> 0,017	<u>0,0010-0,0100</u> 0,0024	<u><0,01-1,34</u> 0,24	<u><0,0003-0,0265</u> 0,0013	<u>0,44-0,63</u> 0,53	<u>0,0006-0,0036</u> 0,0012	
Оз. Байкал		0,40-0,41	0,008	<0,01	0,0017	0,010-0,036	0,0006	0,52	-	Склярова 2011
Оз. Байкал		0,34-0,47	<0,005-0,017	<0,01	<0,001-0,016	<0,02	0,002-0,006	0,51-0,58	0,00011-0,0008	Ветров и др., 2013
ПДК		10	1	–	–	10	–	15	0,5	СанПиН (2021)

Примечание: * в числителе – минимальная концентрация–максимальная концентрация, в знаменателе – среднее

Таблица 3.2.3 – Концентрация микроэлементов (мкг/л) в воде русловой части и заливов Иркутского водохранилища

Период отбора	Часть водохранилища	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Zn
2007	Русловая часть	<u>2,44-15,39*</u> 5,40	<u>0,08-0,22</u> 0,16	<u>0,39-5,76</u> 1,59	<u>5,07-10,11</u> 6,58	<u>0,008-0,025</u> 0,014	<u>0,25-1,14</u> 0,45	<u><0,64-4,42</u> 1,37
	Заливы	<u>3,44-5,38</u> 4,31	<u>0,08-0,23</u> 0,16	<u>0,43-14,81</u> 5,07	<u>6,16-53,22</u> 25,89	<u>0,008-0,016</u> 0,012	<u>0,42-0,67</u> 0,58	<u><0,64-1,89</u> 1,18
2012	Русловая часть	<u>3,22-11,98</u> 5,71	<u>0,07-0,17</u> 0,11	<u>2,43-12,06</u> 8,08	<u>1,25-16,15</u> 6,54	<u>0,011-0,024</u> 0,016	<u>0,52-0,82</u> 0,66	<u>2,53-5,03</u> 3,39
	Заливы	<u>2,91-14,98</u> 5,14	<u>0,05-0,13</u> 0,08	<u>2,68-20,68</u> 6,85	<u>2,34-28,06</u> 7,61	<u>0,005-0,042</u> 0,020	<u>0,20-1,12</u> 0,61	<u>1,99-8,18</u> 3,16
2021(М)	Русловая часть	<u>1,71-10,64</u> 5,02	<u>0,07-0,16</u> 0,09	<u>1,22-17,95</u> 6,64	<u>4,27-16,11</u> 8,63	<u><0,003-0,055</u> 0,024	<u>0,27-1,98</u> 0,71	<u>2,02-4,48</u> 2,92
	Заливы	<u>1,87-7,15</u> 5,00	<u>0,06-0,20</u> 0,09	<u>2,58-21,89</u> 8,70	<u>2,50-27,78</u> 14,65	<u>0,005-0,100</u> 0,039	<u>0,27-1,78</u> 0,61	<u>1,87-7,44</u> 3,25
2021(И)	Русловая часть	<u>1,13-8,64</u> 3,57	<u><0,05-0,39</u> 0,13	<u>2,08-16,94</u> 5,71	<u>3,37-20,83</u> 8,55	<u>0,006-0,020</u> 0,011	<u>0,20-1,09</u> 0,41	<u>2,59-6,63</u> 4,56
	Заливы	<u>1,31-12,49</u> 4,88	<u><0,05-0,16</u> 0,09	<u>2,42-23,12</u> 11,75	<u>5,97-29,32</u> 12,50	<u>0,007-0,035</u> 0,016	<u>0,24-0,80</u> 0,46	<u>3,23-6,41</u> 4,49
2021(С)	Русловая часть	<u>1,34-7,60</u> 3,26	<u>0,05-0,17</u> 0,09	<u>1,34-11,71</u> 5,01	<u>4,59-20,11</u> 11,32	<u>0,006-0,019</u> 0,010	<u>0,36-0,72</u> 0,56	<u>2,51-10,72</u> 6,66
	Заливы	<u>1,52-13,88</u> 4,48	<u><0,05-0,23</u> 0,09	<u>1,36-18,57</u> 8,71	<u>6,78-49,56</u> 21,82	<u>0,008-0,019</u> 0,013	<u>0,25-0,99</u> 0,52	<u>2,51-13,40</u> 7,04

Год отбора	Часть водохранилища	As	Cd	Sn	Cs	Pb	Th	U
2007	Русловая часть	$\frac{0,39-0,53}{0,45}$	$\frac{0,004-0,024}{0,012}$	$\frac{<0,010-0,021}{0,008}$	$\frac{0,0006-0,0020}{0,0012}$	$\frac{0,03-0,68}{0,14}$	$\frac{0,0039-0,0202}{0,0077}$	$\frac{0,27-0,61}{0,48}$
	Заливы	$\frac{0,34-0,40}{0,38}$	$\frac{0,006-0,012}{0,009}$	$\frac{<0,010}{<0,010}$	$\frac{0,0008-0,0036}{0,0019}$	$\frac{0,02-0,08}{0,04}$	$\frac{0,0056-0,0190}{0,0105}$	$\frac{0,33-0,75}{0,58}$
2012	Русловая часть	$\frac{0,29-0,36}{0,31}$	$\frac{0,017-0,032}{0,025}$	$\frac{0,095-0,195}{0,131}$	$\frac{<0,0003-0,0007}{0,0005}$	$\frac{0,10-0,30}{0,17}$	$\frac{0,0004-0,0013}{0,0008}$	$\frac{0,38-0,48}{0,43}$
	Заливы	$\frac{0,27-0,36}{0,31}$	$\frac{0,016-0,034}{0,023}$	$\frac{<0,010-0,078}{0,021}$	$\frac{0,0003-0,0010}{0,0006}$	$\frac{0,06-0,70}{0,21}$	$\frac{0,0004-0,0020}{0,0008}$	$\frac{0,38-0,51}{0,45}$
2021(М)	Русловая часть	$\frac{0,25-0,44}{0,36}$	$\frac{0,014-0,037}{0,020}$	$\frac{0,010-0,067}{0,020}$	$\frac{0,0005-0,0014}{0,0010}$	$\frac{<0,01-0,15}{0,06}$	$\frac{<0,0003-0,0009}{0,0006}$	$\frac{0,50-0,55}{0,52}$
	Заливы	$\frac{0,26-0,44}{0,35}$	$\frac{0,014-0,027}{0,018}$	$\frac{<0,010-0,030}{0,015}$	$\frac{0,0005-0,0012}{0,0008}$	$\frac{<0,01-0,35}{0,07}$	$\frac{<0,0003-0,0017}{0,0006}$	$\frac{0,47-0,56}{0,49}$
2021(И)	Русловая часть	$\frac{0,33-0,49}{0,41}$	$\frac{0,027-0,127}{0,053}$	$\frac{<0,010-0,100}{0,026}$	$\frac{0,0045-0,0277}{0,0126}$	$\frac{<0,01-0,65}{0,24}$	$\frac{<0,0003-0,0019}{0,0007}$	$\frac{0,46-0,58}{0,51}$
	Заливы	$\frac{0,33-0,44}{0,39}$	$\frac{0,016-0,042}{0,031}$	$\frac{<0,010-0,023}{0,009}$	$\frac{0,0012-0,0105}{0,0074}$	$\frac{0,02-0,29}{0,12}$	$\frac{<0,0003-0,0008}{0,0004}$	$\frac{0,43-0,54}{0,48}$
2021(С)	Русловая часть	$\frac{0,28-0,47}{0,37}$	$\frac{0,013-0,043}{0,025}$	$\frac{<0,010-0,057}{0,018}$	$\frac{0,0010-0,0066}{0,0030}$	$\frac{0,30-1,13}{0,57}$	$\frac{0,0003-0,0011}{0,0006}$	$\frac{0,48-0,59}{0,53}$
	Заливы	$\frac{0,28-0,44}{0,37}$	$\frac{0,015-0,026}{0,020}$	$\frac{<0,010-0,083}{0,021}$	$\frac{0,0010-0,0030}{0,0018}$	$\frac{0,09-0,93}{0,48}$	$\frac{0,0003-0,0013}{0,0009}$	$\frac{0,45-0,60}{0,52}$

Примечание: * в числителе – минимальная концентрация-максимальная концентрация, в знаменателе – средняя концентрация

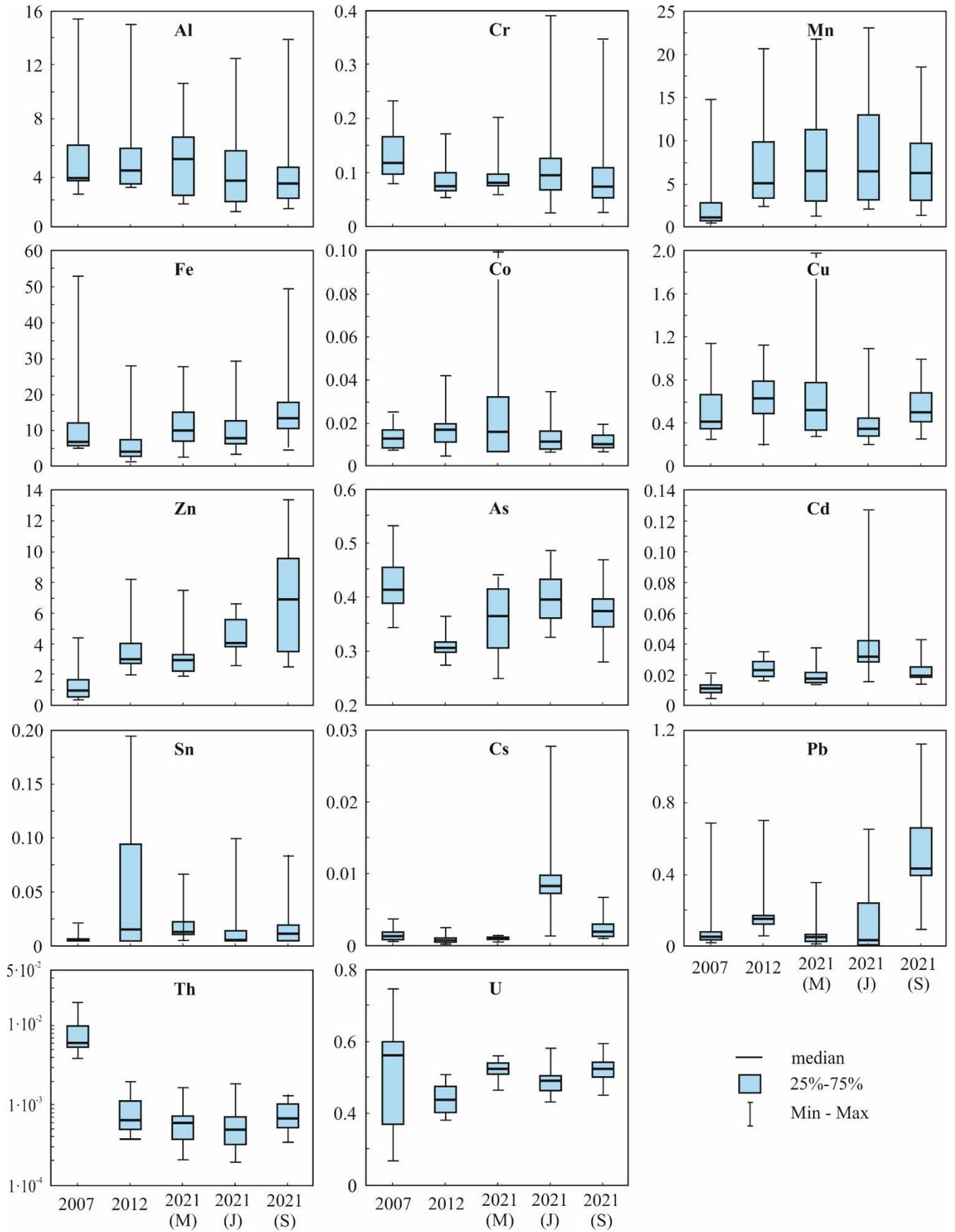


Рисунок 3.2.1 – Пределы и средние концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде Иркутского водохранилища в 2007 (июль), 2012 (июль), 2021(май, М), 2021(июль, И) и 2021 (сентябрь, С) гг.

Влияние стока оз. Байкал на микроэлементный состав Иркутского водохранилища определяет несколько выделенных особенностей. Во-первых, медианные концентрации Al, Cr, Mn, Co, As, Th и U в воде водохранилища за все периоды пробоотбора находятся на близком уровне, а Cu, Zn, Cd, Sn, Cs, Pb даже ниже, чем в истоке р. Ангары. Во-вторых, в воде Иркутского водохранилища, как и в оз. Байкал, выделяются Zn и U, концентрации которых превышают среднее значение для поверхностных вод Мира (рис. 3.2.2). Повышенные, по сравнению с среднемировыми значениями, концентрации U (близки к максимальным значениям) и Zn (близки к средним значениям) в воде оз. Байкал характеризуют его геохимический фон (Склярова, 2011). В-третьих, порядок микроэлементов, построенных по убыванию концентраций, для вод Иркутского водохранилища и истока р. Ангары ($Fe > Mn > Al, Zn > Cu, U > As > Pb > Cr > Cd, Sn > Co > Cs > Th$) близок между собой.

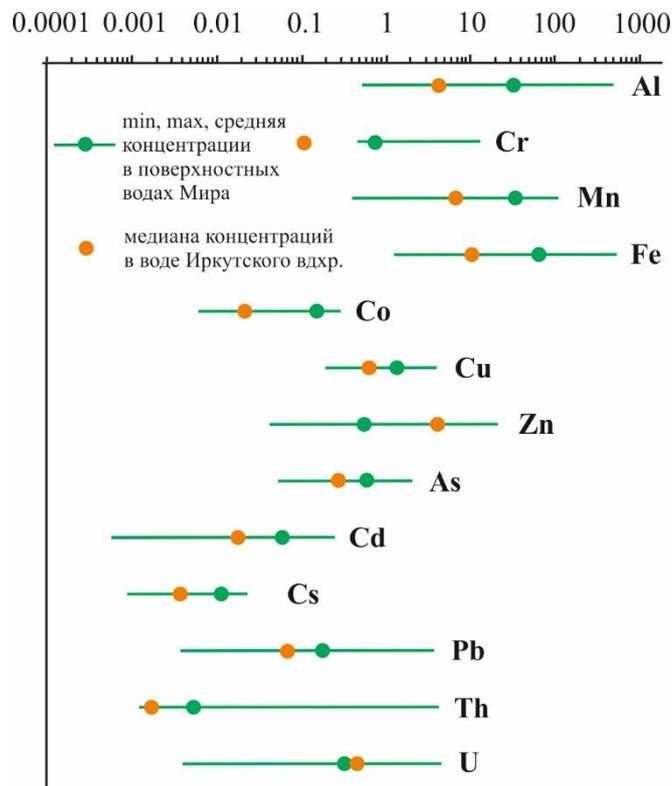


Рисунок 3.2.2 – Графическое представление концентраций микроэлементов (мкг/л) в Иркутском водохранилище в сравнении с среднемировыми значениями (Gaillardet et al., 2003)

Рассматривая отдельно русловую часть и заливы Иркутского водохранилища отмечено, что наибольшее количество элементов с повышенными концентрациями наблюдается в поверхностных водах заливов (табл. 3.2.4). Особо выделяются зал. Курма (И4), акватория которого активно используется в рыбопромысловых целях, зал. Бурдугуз (И3) и зал. Уладова (И5). В русловой части повышенные концентрации микроэлементов, в большей степени, наблюдается напротив д. Мельничная Падь (И9). К антропогенным факторам, влияющим на гидрохимический состав всего водохранилища, также как для истока р. Ангары, относится

развивающийся с каждым годом водный транспорт. Помимо этого, на побережье заливов в непосредственной близости от воды расположены коттеджные поселения, большинство домов которых не подключены к городским очистным сооружениям или септикам для слива бытовых отходов. Неочищенные отходы влияют на качество воды в водных путях, связанных с водохранилищем (Gorme, 2010). Отсутствие очистных сооружений увеличивает вероятность проникновения загрязнителей в Иркутское водохранилище как с поверхностным (талые и дождевые воды, стекающие с территории прибрежных поселков), так и подземным стоком. К элементам, повышение концентраций которых наблюдается на большем количестве станций Иркутского водохранилища относятся Mn, Fe, Al, Zn, Sn, Pb, Cu, Cs (табл. 3.2.4). Giri and Singh (2014) связывают увеличение Mn, Pb, и Zn в водах р. Субарнареха (Индия) с промышленными отходами и транспортным загрязнением. В прибрежных водах Китая Pb, Zn, в основном, контролируется транспортными средствами (Wu et al., 2019). На уровни Pb и Zn в воде оз. Айби влияют сельскохозяйственные удобрения, дорожное движение и/или городское строительство в его бассейне (Zhaoyong et al., 2018).

Таблица 3.2.4 – Станции отбора проб, в воде которых концентрации микроэлементов превышают среднее+2SD

Станции отбора		Микроэлементы – год	Станции отбора		Микроэлементы – год
И1	п*	Al, Cu, Pb – 2007, Sn – 2012, Pb, Zn – 2021(C)	И1-п	п	Pb – 2021(C)
И1-л	д	Cu – 2021 (М), Pb – 2021 (С)	И2	п	Al, Cr, Th – 2007, Sn – 2012, Mn – 2021 (И), Zn – 2021(C)
				д	Al, Cu – 2021 (М), Zn – 2021(C)
И3	п	Cr, Fe, Co, Th, U – 2007, Co – 2021 (М), Cr, Zn, Pb – 2021(C)	И4	п	Cu – 2007, Al, Mn, Co, Cu – 2021 (М), Fe, Cs – 2021(И), Fe, Zn, Cr – 2021(C)
	д	Zn, Pb – 2021(C)		д	Sn – 2021(C), Al, Fe, Co, Zn – 2021(C)
И5	п	Al, Mn, Fe, Pb – 2012, Mn, Fe – 2021 (И), Mn – 2021(C)	И6	п	Sn – 2012, Mn – 2021 (М), Cr, Cs – 2021 (И), Zn, Sn – 2021(C),
	д	Co – 2021 (М), Cs – 2021 (И), Fe, Zn – 2021(C)		д	Sn – 2012, Sn – 2021(C)
И7	п	Zn – 2021(C)	И8	п	–
	д	Zn – 2021(C)		д	–
И9	п	Th – 2007, Cu, Zn – 2021 (Б), Cr, Fe, Co, Sn, As – 2021 (И), Sn – 2021(C)	И10	п	Fe, Th, U – 2007, Al – 2021 (И), Pb – 2021(C)
	д	–		д	Cu – 2012, Mn, Cs – 2021 (И)
И11	п	Sn – 2012, Cd, Sn, Cs – 2021 (И)	И11-п	п	Cd, Cs – 2021 (И)
	д	Sn, Pb – 2012, Cd, Cs, Pb – 2021 (И), Pb – 2021(C)	И11-л	п	Sn – 2012, Mn – 2021(C)

Примечание: * п - поверхностная, д – придонная вода, М – май, И – июль, С - сентябрь

Влияние антропогенно-нагруженной территории на водную среду Иркутского водохранилища прослеживается при сравнении концентраций по створу водохранилища в районе г. Иркутск, которое показывает увеличение концентраций Al, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Cd у левого и правого берегов, по сравнению с серединой водоема (рис. 3.2.3). В июле и сентябре, по сравнению с маем, значительно увеличиваются концентрации Pb. Разнообразие антропогенной деятельности в городских районах приводит к накоплению широкого круга микроэлементов, в том числе Cd, Cu, Pb и Zn (Xia et al., 2011), в верхнем слое почвы. С территории г. Иркутск микроэлементы антропогенного происхождения с поверхностным стоком поступают в водохранилище, увеличивая их концентрации, в первую очередь в водной среде береговой линии водоема. Антропогенное воздействие на левый берег этой части водохранилища связано с самым крупным пляжем г. Иркутска, на правом берегу – с пассажирским портом и стоянкой частного водного транспорта (около 200 маломерных судов и яхт). Наибольшая активность водного транспорта и увеличение потока отдыхающих, наблюдаемая в теплый период года (июль-август-сентябрь), отражается и на повышении концентраций элементов на этом участке водоема.

Еще одним источником поступления микроэлементов, особенно основных элементов земной коры (Al, Mn, Fe, Co), в водохранилище является абразия берегов. Создание водохранилища активизировало процессы берегопереработки, как в самом водоеме, так и на побережье озера Байкал. По данным (Солпина, Черкашина, 2020), неразмываемые берега в Иркутском водохранилище находятся в области истока р. Ангары, а протяженность абразионных берегов, формирующихся в песчаниках юры и четвертичных отложениях, охватывает около 54% береговой линии водоема. Состав донных отложений Иркутского водохранилища отражает геохимическую спецификацию пород, образующих абразионные берега. В пределах юрских песчаников определено преобладание в донных отложениях Mn, Cr, V, Zn, Cu, в пределах делювиальных лессовидных суглинков – Mn, Co (Karnaukhova, Shtel'makh, 2020). Подсчитано, что из абразивного материала в водохранилище поступает 4700 тонн железа, 154 тонны марганца и около 220 тонн других микроэлементов (Karnaukhova, Shtel'makh, 2020). Терригенный материал, поступающий на дно водоема в результате абразионных процессов, может долгое время находиться в толще воды в виде взвешенных частиц различных фракций, приводя к увеличению в воде Иркутского водохранилища Al, Mn, Fe, Co, а также Cr, Zn, Cu.

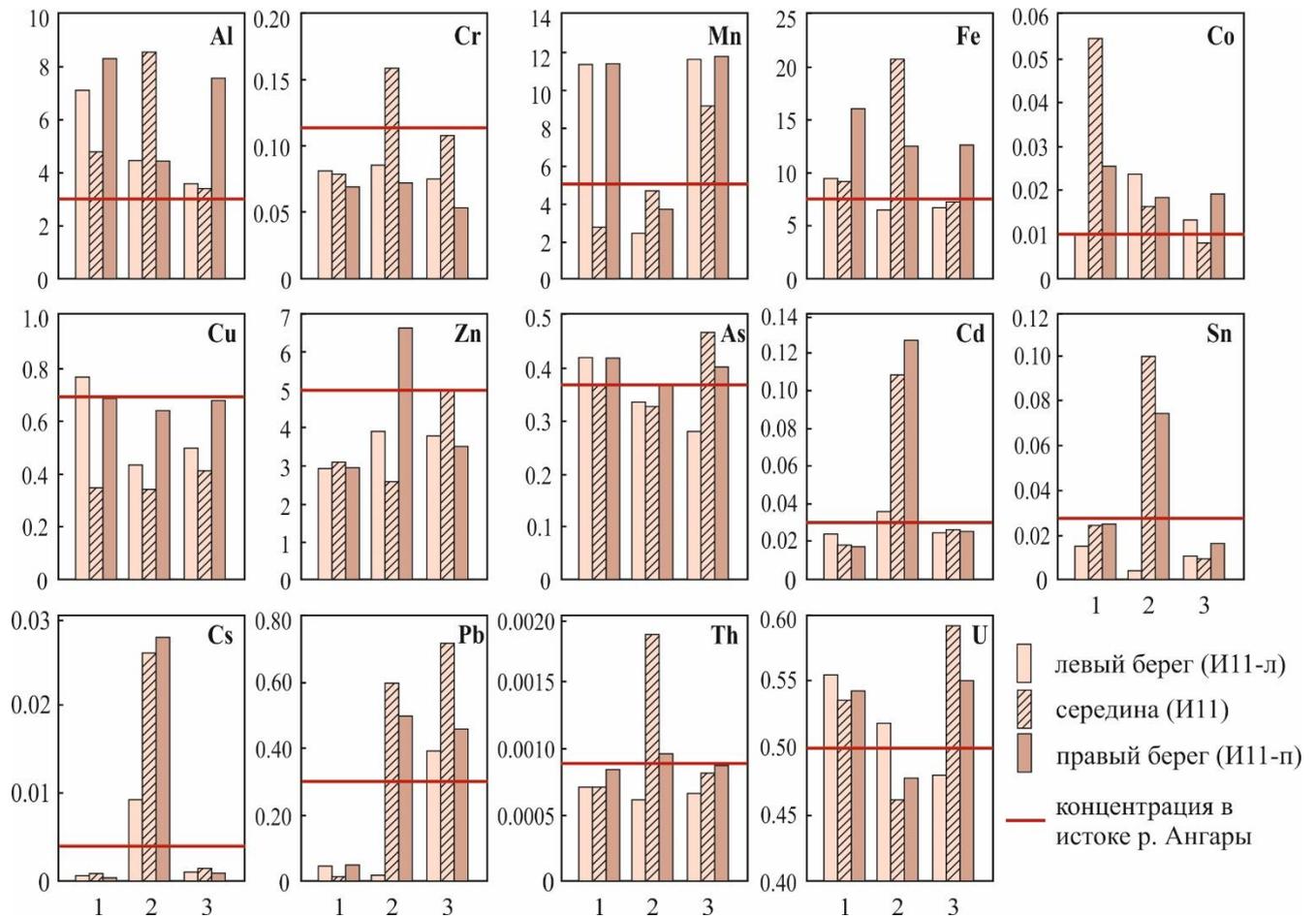


Рисунок 3.2.3 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде створа района г. Иркутск в 2021 г. (1 – май, 2 – июль, 3 – сентябрь).

Оценить ретроспективное воздействие деятельности человека на водоем можно изучая состав донных отложений, которые являются активными накопителями элементов антропогенного происхождения (Ammar et al., 2015; Pavoni et al., 2021). В этом плане донные отложения Иркутского водохранилища изучены недостаточно. Наиболее полная информация по химическому составу (30 элементов) донных отложений представлена в исследовании (Jaguś et al., 2012). В четырех секторах водохранилища проведен химический анализ 10 проб донных отложений (район д. Тальцы, д. Патроны, д. Новогрудиново и д. Мельничная Падь). Из рассмотренных в нашем исследовании элементов, выделены Co и Pb, которые различаются в пространственном распределении, и Cr, концентрации которого превышают его концентрации в других водоемах, перекрытых плотинами. Вместе с этим, исследования, проведенные в Картахенском заливе, показали, что наиболее загрязненными Cr, Cu, As и Cd были донные отложения станций, приуроченных к местам, связанным с обслуживанием судов, Pb – на станциях, получающих сырье от нефтехимических заводов (Caballero-Gallardo et al., 2020).

Можно предположить, что увеличение концентраций микроэлементов в придонных слоях воды Иркутского водохранилища, особенно в районе плотины Иркутской ГЭС (табл. 3.2.4, точка отбора И-11), может отражать высвобождение элементов, накопленных в донных отложениях.

Для определения общих источников поступления компонентов основного ионного состава и микроэлементов использован коэффициент корреляции Пирсона. По результатам исследования гидрохимического состава вод Иркутского водохранилища в различные временные периоды получен ряд значимых положительных и отрицательных корреляций (табл. 3.2.5). Корреляционные связи между элементами не являются устойчивыми в течение разных периодов пробоотбора. Вместе с этим выделены пары элементов, значимая корреляция между которыми сохраняется в течение 3-4 периодов пробоотбора. Из элементов основного ионного состава – это HCO_3^- с Ca^{2+} и SO_4^{2-} и Mg^{2+} . Положительная корреляция между HCO_3^- и Ca^{2+} в Иркутском водохранилище, определенная и в четвертом водохранилище р. Ангары – Богучанском водохранилище (Полетаева и др., 2018), характерна для пресных гидрокарбонатных кальциевых вод (Wetzel, 2001). Взаимосвязь между главными ионами и микроэлементами определена в парах: Ca^{2+} – Fe (отрицательная) и Mg^{2+} – Fe (положительная). Из микроэлементов, к парам с положительной корреляцией относятся: Al – Mn, Al – Fe, Al – Co, Al – Th, Mn – Fe, Co – Fe, Pb – Cr. Выделяется Al, который является основным элементом земной коры. Положительная корреляция Al с Fe, Mn, Co, а также Fe с Mn, Co, Mg^{2+} на протяжении нескольких периодов пробоотбора показывает, что они могут поступать в водную среду Иркутского водохранилища в результате процессов выветривания, педогенеза исходного материала и абразионных процессов. По данным (Jaguś et al., 2012), максимальная концентрация Th в донных отложениях Иркутского водохранилища (12,9 г/т) превышала геохимический фон для осадочных пород. Значимая положительная корреляция этого элемента с Al на протяжении трех периодов пробоотбора может указывать на то, что его источником могут быть коренные породы, слагающие берега водохранилища. Положительная корреляция между Pb и Cr, определяющая взаимосвязь этих микроэлементов, отражает антропогенное воздействие, в большей степени – поступление с продуктами сгорания топлива водного транспорта.

Таким образом, изучение пространственно-временной динамики концентраций HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl⁻, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ и K^+ в воде Иркутского водохранилища показало, что основным природным источником формирования режима основного ионного состава в водохранилище является сток оз. Байкал. Сравнение концентраций Al, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Cd, Sn, Cs, Pb, Th, U в водах оз. Байкал, истока р. Ангара и Иркутского водохранилища выявило, что микроэлементный состав водохранилища также несет в себе основные черты байкальских вод. Однако, как показано в главе 3.1.2, трансформация микроэлементного состава вод оз. Байкал

наблюдается уже в воде верхней части Иркутского водохранилища (исток р. Ангары), в которой увеличиваются концентрации Al, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Cd, Sn, Cs, Pb, Th. Ниже по течению от поселка до плотины Иркутской ГЭС наиболее часто встречающиеся концентрации Al, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Cd, As, Th, Hg и U остаются на уровне, близком к концентрациям в воде истока р. Ангары. Локальные увеличения концентраций микроэлементов, особенно Mn, Fe, Al, Zn, Sn, Pb, Cu, Cs, свидетельствуют о пространственной неоднородности их распределения по акватории водохранилища. При отсутствии значимых производств на побережье Иркутского водохранилища, изменения микроэлементного состава воды связаны с воздействием антропогенно нагруженных прибрежных территорий (в большей степени, район г. Иркутск) и водного транспорта. На распределение концентраций микроэлементов, в основном Al, Fe, Mn, Co и Th оказывают влияние процессы абразии берегов, активизировавшиеся после создания водохранилища.

Результаты исследования, представленные в главе 3.2, изложены в следующих основных публикациях:

Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Hommatlyyev G.B. Hydrochemical Characteristics and Water Quality Assessment of Irkutsk Reservoir (Baikal Region, Russia) // Water, 2023. – 15. – P. 4142.

Пастухов М.В., Полетаева В.И. Биогеохимическая индикация фито- и зоопланктоном загрязнения водоемов БПТ // В кн.: Фундаментальные основы, методы и технологии цифрового мониторинга и прогнозирования экологической обстановки Байкальской природной территории / Отв. ред. И.В. Бычков, Д.П. Гладкочуб, Г.М. Ружников. – Новосибирск: СО РАН, 2022. – С. 156-164.

Таблица 3.2.5 – Значимые коэффициенты корреляции между главными ионами и микроэлементами в водах Иркутского водохранилища

	2007	2012	2021(М)	2021(И)	2021(С)
HCO ₃ ⁻	(+**)Ca ²⁺	(+**)K ⁺	(+**)K ⁺ , Ca ²⁺ , U; (-**)SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺ , Al, Cr, Fe, Th	(+*)Ca ²⁺ ; (-*)Al	(+*)Mg ²⁺ , As (+**)Fe
Cl ⁻	(+**)SO ₄ ²⁻ , (+*)Mg ²⁺ , (-*)Ca ²⁺		(-**)Zn	(+**)SO ₄ ²⁻ , Cd, Cs; (+*)Na ⁺ , Pb	(+*)Cu
SO ₄ ²⁻	(+**)Cl ⁻ , Mg ²⁺	(+*)Co	(+**)Mg ²⁺ , Al, Mn, Fe, Pb, Th; (-**)HCO ₃ ⁻ , K ⁺ , Ca ²⁺ , U	(+**)Cl ⁻ ; (+*)Mg ²⁺ , Cr, Cu; (-*)K ⁺ , U	(+*)Mg ²⁺ , Al, Mn
K ⁺	(+**)Al, Co; (+*)Cd, Pb	(+**)HCO ₃ ⁻ ; (+*)U; (-**)Fe; (-*)Mn	(+**)HCO ₃ ⁻ , Ca ²⁺ , U; (-**)SO ₄ ²⁻ , Al, Cr, Mn, Fe, Pb, Th	(-*)SO ₄ ²⁻ , Zn	
Na ⁺			(+**)Cs; (+*)Cd	(+*)Cl ⁻ ; (-*)U	(+**)Fe; (+*)Mg ²⁺ ; (-*)Ca ²⁺
Ca ²⁺	(+*)HCO ₃ ⁻ , Cr (-*)Cl ⁻	(-**)Mg ²⁺ , Al, Fe, Zn	(+**)HCO ₃ ⁻ , K ⁺ , U; (-**)SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺ , Al, Cr, Fe, Pb, Th; (-*)Mn	(+*)HCO ₃ ⁻	(+*)Cd; (-**)Fe; (-*)Na ⁺
Mg ²⁺	(+**)SO ₄ ²⁻ ; (+*)Cl ⁻	(+**)Fe, Zn; (+*)Al; (-**)Ca ²⁺	(+**)SO ₄ ²⁻ , Ca ²⁺ , Al, Mn, Fe, Th; (+*)Pb, (-**)HCO ₃ ⁻ , U	(+**)Th; (+*)SO ₄ ²⁻	(+**)Fe; (+*)HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Na ⁺
Al	(+**)K ⁺ , Mn, Fe, Co	(+**)Mn, Fe, Zn; (+*)Mg ²⁺ , Co, Th; (-**)Ca ²⁺	(+**)SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺ , Cr, Mn, Fe, Pb, Th; (-**)HCO ₃ ⁻ , K ⁺ , Ca ²⁺ ; (-**)U	(+**)Cu, Th	(+**)Fe, Co, Cu; (+*)SO ₄ ²⁻
Cr	(+*)Ca ²⁺		(+**)Al, Fe, Pb, Th; (-**)HCO ₃ ⁻ , K ⁺ , Ca ²⁺ , U	(+**)Fe, Co, Cu, As, Sn; (+*)SO ₄ ²⁻ , Pb	(+**)Zn, Pb
Mn	(+**)Al, Fe, Co, Th	(+**)Al, (+*)Fe, Co, Zn (-*)K ⁺ , U,	(+**)SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺ , Al, Fe, Pb; (+*)Th; (-**)K ⁺ ; (-*)Ca ²⁺ , U		(+*)SO ₄ ²⁻
Fe	(+**)Al, Mn, Co	(+**)Mg ²⁺ , Al, Co; (+*)Mn, Zn; (-**)K ⁺ , Ca ²⁺	(+**)SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺ , Al, Cr, Mn, Pb, Th; (-**)HCO ₃ ⁻ , K ⁺ , Ca ²⁺ , U	(+**)Cr, Co, Cu, As, Sn	(+**)HCO ₃ ⁻ , Mg ²⁺ , Al, Co; (+*)Na ⁺ , Zn; (-**)Ca ²⁺
Co	(+**)K ⁺ , Al, Mn, Fe	(+**)Fe, (+*)SO ₄ ²⁻ , Al, Mn		(+**)Cr, Fe, Cu, Sn; (+*)As	(+**)Al, Fe; (+*)Cu
Cu	(+**)Cs		(+**)Sn, Pb	(+**)Al, Cr, Fe, Co, Sn; (+*)SO ₄ ²⁻ , Zn	(+**)Al, (+*)Co, Cl ⁻
Zn	(+**)Cd, Pb	(+**)Mg ²⁺ , Al, As; (+*)Mn, Zn, Cd; (-*)Ca ²⁺	(-**)Cl ⁻	(+*)Cu; (-*)K ⁺	(+**)Cr, Cs; (+*)Fe
As		(+**)Zn, Cd		(+**)Cr, Fe, Sn; (+*)Co	(+*)HCO ₃ ⁻ , Pb
Cd	(+**)Zn, Sn, Pb; (+*)K ⁺	(+**)As; (+*)Zn	(+*)Na ⁺	(+**)Cl ⁻ , Cs, Pb	(+*)Ca ²⁺
Sn	(+**)Cd, Pb	(+**)Th	(+**)Cu	(+**)Cr, Fe, Co, Cu, As	
Cs	(+**)Cu		(+**)Na ⁺	(+**)Cl ⁻ , Cd, Pb	(+**)Zn, (+*)Pb
Pb	(+**)Zn, Cd, Sn; (+*)K ⁺		(+**)SO ₄ ²⁻ , Al, Cr, Mn, Fe, Cu, Th (+*)Mg ²⁺ ; (-**)K ⁺ , Ca ²⁺	(+**)Cl ⁻ , Cd, Cs; (+*)Cr	(+**)Cr; (+*)As, Cs
Th	(+**)Mn	(+**)Sn; (+*)Al	(+**)SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺ , Al, Cr, Fe, Pb; (+*)Mn; (-**)HCO ₃ ⁻ , K ⁺ , Ca ²⁺ , U	(+**)Al; (+**)Mg ²⁺	
U		(+*)K ⁺ ; (-**)Mn	(+**)HCO ₃ ⁻ , K ⁺ , Ca ²⁺ , (-**)SO ₄ ²⁻ , Mg ²⁺ , Al, Cr, Fe, Th; (-*)Mn	(-*)SO ₄ ²⁻	

* - p<0.05, ** - p<0.01. Жирным выделены элементы, которые коррелируют в течение 3-4 периодов пробоотбора

3.3. Братское водохранилище

3.3.1. Основной ионный состав

3.3.1.1. Миграционные характеристики главных ионов антропогенного происхождения

В зависимости от технологических особенностей и объемов производства, основной ионный состав сточных вод Усольской промышленной зоны (табл. 3.3.1) в 2007-2010 гг. варьировал в значительных пределах:

- в выпуске 1 и ГЗУ хлоридный натриевый;
- в выпуске 2 от гидрокарбонатно-хлоридного кальциево-натриевого до гидрокарбонатного натриевого;
- в дренажной канаве от гидрокарбонатно-хлоридного натриевого до гидрокарбонатного натриевого.

Большой разброс значений характерен и для водородного показателя (рН). Сточные воды выпуска 1 и ГЗУ главным образом кислые, реже слабокислые, выпуска 2 – изменяются от нейтральных до слабощелочных, дренажной канавы – от слабощелочных до сильнощелочных.

Из приведенных в таблице 3.3.1 данных следует, что со стоками Усольской промышленной зоны в воды р. Ангара поступают значительные количества Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , NH_4^+ , и, в меньшей степени, Mg^{2+} , PO_4^{3-} , Si , в большинстве своем превышающие нормы предельно-допустимых концентраций (ПДК). Уровень ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения составляет для SO_4^{2-} – 100 мг/л, Na^+ – 120 мг/л, Ca^{2+} – 180 мг/л, Cl^- – 300 мг/л, Mg^{2+} – 40 мг/л (Приказ Минсельхоза ..., 2016).

При высоких концентрациях HCO_3^- в выпуске 2 и дренажной канаве, его содержание в сточных водах выпуска 1 и ГЗУ минимально или находится ниже предела обнаружения. Следует отметить, что в годы эффективной работы предприятия «Усольехимпром» (2000-2003 гг.) в пробах, отобранных из канавы ГЗУ, содержание гидрокарбонат-иона было ниже предела обнаружения.

В таблице 3.3.2 приведены концентрации главных ионов в воде р. Ангары выше и ниже по течению от сосредоточенного источника загрязнения. Как показали результаты проведенных в 2007-2010 гг. исследований, гидрохимический режим р. Ангары в районе пос. Железнодорожный, который выделен как условно фоновый участок, характеризуется небольшими изменениями минерализации с преобладанием HCO_3^- и Ca^{2+} , что сопоставимо с полученными данными для р. Ангары до зарегулирования реки плотиной Братской ГЭС (Бочкарев, 1959) и осредненными данными по всему Братскому водохранилищу (Карнаухова, 2008). В целом, при сопоставлении концентраций основного ионного состава в истоке р. Ангары

(Коваль и др., 2005), условно фоновом створе и среднего их содержания по всей верхней части Братского водохранилища (г. Усолье-Сибирское – г. Свирск), можно отметить следующие особенности гидрохимического состава исследуемого района. Увеличение концентраций сульфат-иона в реке происходит на отрезке от истока р. Ангары до условно выделенного фонового створа, что, вероятно, связано с техногенным воздействием вышестоящих городских агломераций. Такая же тенденция наблюдается и для ионов хлора. При слабых вариациях большинства исследуемых компонентов в воде условно фонового створа, максимальные изменения характерны лишь для концентраций сульфат-иона, содержание которого за исследуемый период изменялось в 2,4 раза (табл. 3.3.2).

Таблица 3.3.1 – Кислотность среды и концентрация главных ионов (мг/л) в сточных водах Усольской промышленной зоны

Компоненты	Выпуск 1 и ГЗУ	Выпуск 2	Дренажная канава
pH	<u>3,4-6,3</u> 4,5	<u>7,0-8,9</u> 7,7	<u>7,5-10,3</u> 8,7
HCO ₃ ⁻	<u>0-30,3</u> 10,1	<u>92,0-280,6</u> 170,8	<u>157,6-712,0</u> 375,1
Cl ⁻	<u>1404-9720</u> 4518	<u>96-7000</u> 2437	<u>626-4600</u> 2714
SO ₄ ²⁻	<u>50-180</u> 110	<u>25-140</u> 75	<u>60-100</u> 83
K ⁺	<u>4,3-6,4</u> 5,1	<u>1,5-6,5</u> 3,3	<u>5,5-8,1</u> 6,8
Na ⁺	<u>768-6187</u> 2801	<u>54-4465</u> 1542	<u>650-2921</u> 1799
Ca ²⁺	<u>100-189</u> 134	<u>27-66</u> 43	<u>19-186</u> 91
Mg ²⁺	<u>6,7-23,1</u> 16,1	<u>6,7-17,2</u> 10,7	<u>4,4-35,3</u> 17,3
Si	<u>8,0-32,4</u> 23,1	<u>5,9-8,4</u> 7,3	<u>4,4-10,6</u> 7,9
NO ₃ ⁻	<u>0,18-0,82</u> 0,40	<u>0,08-0,92</u> 0,40	<u>0,14-0,17</u> 0,16
NO ₂ ⁻	<u>0,001-0,044</u> 0,015	<u>0,001-0,004</u> 0,002	<u>0,001-0,004</u> 0,002
PO ₄ ³⁻	<u>0,013-0,198</u> 0,075	<u>0,021-0,037</u> 0,030	<u>0,013-0,070</u> 0,033
NH ₄ ⁺	<u>0,606-1,664</u> 0,976	<u>0,001-0,161</u> 0,057	<u>0,162-2,890</u> 1,262
TDS	<u>2347-16321</u> 7596	<u>312-11926</u> 4283	<u>2082-7858</u> 5089

Таблица 3.3.2 – Концентрации главных ионов (мг/л) в воде р. Ангары в районе влияния Усольской промзоны (2007-2010 гг.) и истоке р. Ангары

Компоненты	Исток р. Ангара*	Условно фоновый район	50 м после выпуска 1 и ГЗУ	50 м после выпуска 2	50 м после дренажной канавы	1,5 км ниже выпусков	5 км ниже выпусков	10 км ниже выпусков
HCO ₃ ⁻	65,7	<u>62,5-77,1</u> ** 72,5	<u>41,5-68,3</u> 56,0	<u>53,7-96,1</u> 72,7	<u>66,9-78,6</u> 74,4	<u>65,9-74,7</u> 71,4	<u>66,4-83,4</u> 74,8	<u>66,7-78,8</u> 73,2
Cl ⁻	0,6	<u>1,1-2,8</u> 1,6	<u>28,9-800,0</u> 254,3	<u>25,9-278,6</u> 106,3	<u>33,1-475,2</u> 168,6	<u>15,6-117,7</u> 45,2	<u>8,6-39,7</u> 19,4	<u>1,1-8,9</u> 2,8
SO ₄ ²⁻	5,8	<u><10,0-18,7</u> 11,6	<u><10,0-25,8</u> 16,6	<u><10,0-31,2</u> 21,0	<u><10,0-23,6</u> 16,5	<u><10,0-21,0</u> 13,8	<u><10,0-18,5</u> 11,3	<u><10,0-15,9</u> 9,6
K ⁺	0,9	<u>0,9-1,1</u> 1,0	<u>1,2-1,8</u> 1,5	<u>1,2-1,4</u> 1,3	<u>1,1-1,7</u> 1,4	<u>1,1-1,2</u> 1,2	<u>1,0-1,2</u> 1,1	<u>1,0-1,1</u> 1,1
Na ⁺	3,3	<u>2,0-2,8</u> 2,4	<u>17,1-355,5</u> 116,0	<u>17,5-138,4</u> 57,5	<u>20,7-262,4</u> 96,2	<u>10,7-73,8</u> 30,7	<u>7,5-20,3</u> 12,3	<u>3,4-7,8</u> 4,4
Ca ²⁺	15,4	<u>16,1-20,0</u> 18,4	<u>20,7-30,0</u> 24,9	<u>21,0-24,4</u> 22,6	<u>18,4-26,3</u> 22,6	<u>18,4-25,0</u> 21,9	<u>18,3-24,0</u> 20,3	<u>16,0-18,8</u> 17,2
Mg ²⁺	3,3	<u>4,3-5,5</u> 4,6	<u>4,2-7,3</u> 5,7	<u>4,3-6,1</u> 5,1	<u>3,8-5,7</u> 4,8	<u>3,4-4,6</u> 3,7	<u>0,5-5,0</u> 3,4	<u>3,4-4,9</u> 4,2
Si	–	<u>3,7-4,3</u> 4,1	<u>4,7-42,2</u> 14,2	<u>3,5-5,1</u> 4,5	<u>4,0-4,7</u> 4,3	<u>3,5-4,5</u> 4,1	<u>1,6-4,5</u> 3,5	<u>1,3-4,9</u> 3,0
NO ₃ ⁻	0,31	<u>0,19-0,46</u> 0,31	<u>0,18-1,26</u> 0,58	<u>0,08-0,63</u> 0,38	<u>0,05-1,08</u> 0,46	<u>0,10-0,86</u> 0,44	<u>0,12-0,52</u> 0,30	<u>0,15-0,58</u> 0,35
NO ₂ ⁻	0,005	<u>0,002-0,012</u> 0,005	<u>0,001-0,011</u> 0,009	<u>0,001-0,156</u> 0,050	<u>0,002-0,039</u> 0,013	<u>0,001-0,018</u> 0,006	<u>0,001-0,032</u> 0,017	<u>0,001-0,013</u> 0,006
PO ₄ ³⁻	0,014	<u>0,021-0,028</u> 0,024	<u>0,015-0,175</u> 0,071	<u>0,028-0,166</u> 0,072	<u>0,015-0,037</u> 0,024	<u>0,013-0,037</u> 0,027	<u>0,021-0,052</u> 0,033	<u>0,013-0,033</u> 0,023
NH ₄ ⁺	–	<u>0,004-0,140</u> 0,050	<u>0,003-0,200</u> 0,071	<u>0,008-0,120</u> 0,047	<u>0,012-0,140</u> 0,048	<u>0,009-0,140</u> 0,058	<u>0,009-0,140</u> 0,047	<u>0,020-0,060</u> 0,023
TDS	95	<u>96-123</u> 113	<u>148-1280</u> 476	<u>195-535</u> 287	<u>156-860</u> 384	<u>125-309</u> 189	<u>119-169</u> 143	<u>101-129</u> 113

Примечание: * – по данным (Коваль и др., 2005); ** – в числителе пределы концентраций, в знаменателе среднее значение; прочерк – нет данных.

Поступающие в водоем компоненты основного ионного состава рассеиваются в водной толще. На небольшом расстоянии от выпусков (50 м ниже по течению) происходит резкое снижение концентраций всех главных ионов (от 2 до 33 раз). Например, при содержании ионов хлора в сточных водах 7000 мг/л, уменьшение концентрации при разбавлении водами р. Ангары составляет 27 раз; при 1400 мг/л – 13 раз, при 216 мг/л – 3 раза. Для гидрокарбонат-иона, поступающего со сточными водами выпуска № 1 и ГЗУ в минимальных количествах, наблюдается обратная картина – в 50 м от выпусков стоки разбавляют воды р. Ангары, приводя к значительному уменьшению его концентрации в реке.

В воде створов, расположенных в 1,5 и 5 км ниже выпусков Усольской промышленной зоны, содержание кальция, сульфатов и магния близко к условно выбранному фону (табл. 3.3.3). Исключение составляют Cl^- и Na^+ , концентрации которых даже после разбавления вод р. Ангары ее притоком – р. Белая, остаются выше, чем в условно фоновом створе (рис. 3.3.1). Необходимо отметить схожесть гидрохимического состава р. Ангары и р. Белая, воды которых имеют гидрокарбонатный кальциевый состав и несут в себе близкие количества Cl^- и Na^+ .

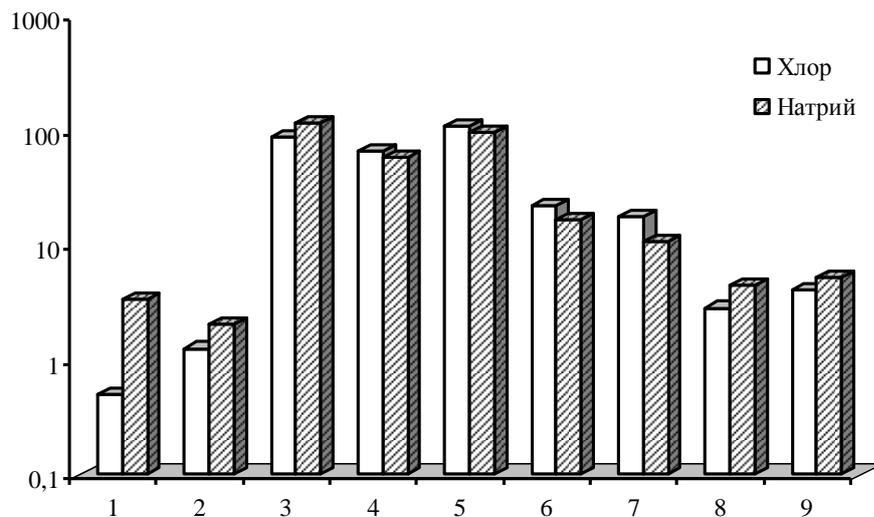


Рисунок 3.3.1 – Содержание ионов хлора и натрия (мг/л) в воде р. Ангара в районе влияния Усольской промзоны (1 – исток р. Ангара (Коваль, 2005); 2 – р. Ангара (п. Железнодорожный); 3 – р. Ангара, 50 м ниже выпуска 1 и ГЗУ; 4 – р. Ангара, 50 м ниже выпуска 2; 5 – р. Ангара, 50 м ниже дренажной канавы; 6 – р. Ангара, 1,5 км ниже выпусков; 7 – р. Ангара, 5 км ниже выпусков; 8 – р. Ангара, 10 км ниже выпусков; 9 – среднее по верхней части Братского водохранилища).

Таблица 3.3.3 – Среднее содержание главных ионов, биогенных компонентов и величины рН по створам р. Ангары, в районе влияния Усольской промзоны (мг/л) в 2007-2009 гг.

Компоненты	1,5 км ниже сброса			5 км ниже сброса		
	Левый берег	Середина	Правый берег	Левый берег	Середина	Правый берег
pH	7,2	7,4	7,7	7,4	7,2	7,8
HCO ₃ ⁻	74,5	74,4	81,5	76,9	73,4	78,4
Cl ⁻	22,8	1,8	1,0	14,0	2,9	1,1
SO ₄ ²⁻	12,2	11,7	<10,0	11,4	11,9	<10,0
K ⁺	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Na ⁺	16,5	3,2	3,3	10,7	4,2	3,3
Ca ²⁺	22,0	19,2	18,9	19,3	19,2	19,4
Mg ²⁺	4,2	3,5	4,2	4,4	3,9	4,0
Si	4,0	4,7	2,1	3,2	2,9	2,2
NO ₃ ⁻	0,53	0,34	0,21	0,35	0,30	0,16
NO ₂ ⁻	0,007	0,005	0,010	0,014	0,025	0,010
PO ₄ ³⁻	0,039	0,042	0,028	0,042	0,029	0,037
NH ₄ ⁺	0,063	0,042	0,070	0,057	0,034	0,052
TDS	154	115	118	138	117	116

На участке реки, непосредственно прилегающем к хлоридным натриевым сточным водам предприятия «Усольхемпром», концентрации Cl⁻ и Na⁺ увеличиваются в десятки раз (табл. 3.3.2). Техногенные потоки рассеяния отчетливо прослеживаются по левому берегу, в воде которого наблюдается последовательное снижение их концентраций в 1,5, 5 и 10 км ниже впадения сточных вод (табл. 3.3.3, рис. 3.3.2). Повышенные (в 1,5 – 2 раза) концентрации ионов натрия и хлора отмечаются на протяжении всей верхней части Братского водохранилища. Отметим, что интенсивность рассеяния элемента отражает коэффициент водной миграции; Cl⁻ и Na⁺, преобладающие в сточных водах, относятся в рядах миграции элементов к очень подвижным (Перельман, 1972). Увеличение концентраций этих макроэлементов в воде р. Ангары после пос. Железнодорожный связано не только с техногенной эмиссией, но и с поступлением их с подземными водами, выходящими по трещинам в бортах долины реки и обогащенными компонентами рассолов (Пиннекер, 1966). Опробованная в 2007, 2009 гг. вода из скважины Бродовича (глубина 190 м), находящейся в 100 м от уреза воды р. Ангары в г. Усолье-Сибирском, имеет выраженный хлоридный натриевый состав, характерный для подземных вод этого района

(Пиннекер, 1966). Концентрации ионов хлора и натрия в этих пробах достигают 37396 и 22260 мг/л, соответственно. Поступление подземных вод с высокими концентрациями этих ионов оказывают воздействие на гидрохимический состав вод р. Ангары (Бочкарев, 1959; Пиннекер, 1966).

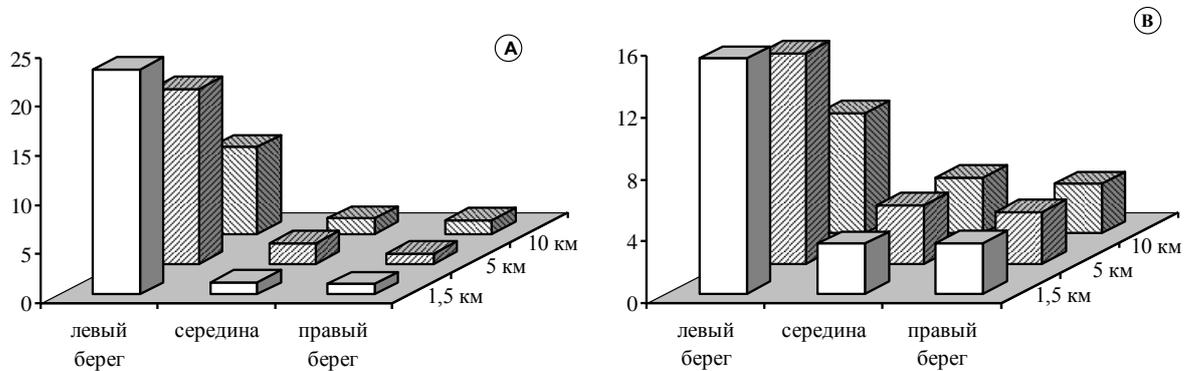


Рисунок 3.3.2 – Изменение концентраций хлора (А) и натрия (В) (мг/л) по поперечному сечению р. Ангары в 1,5, 5 и 10 км ниже по течению от сточных вод Усольской промышленной зоны

3.3.1.2. Пространственно-временная динамика главных ионов в воде русловой части

В табл. 3.3.4 показаны статистические характеристики для компонентов основного ионного состава, полученные в период мониторинговых работ по Ангарской части Братского водохранилища (2001-2018 гг.). Характерной чертой ее гидрохимического режима является малая минерализация, составляющая в период опробования от 97,2 до 143,6 мг/л, с нейтральной или слабощелочной реакцией среды. По течению р. Ангары минерализация изменяется под влиянием притоков, формирующих свои воды в различных в гидрохимическом отношении бассейнах. Небольшие вариации в концентрации компонентов основного ионного состава определяется прежде всего питанием водоема, главной составляющей которого являются олиготрофные, также мало изменяющиеся в межгодовой и сезонной динамике, воды оз. Байкал. Сравнение данных, полученных в 2001-2018 гг. с результатами предыдущих исследований (Карнаухова, 2008), показывает, что средние концентрации HCO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} близки между собой, концентрации Cl^- , Na^+ и K^+ – в наших исследованиях выше.

Таблица 3.3.4 – Пределы и средние значения концентрации главных ионов (мг/л), минерализации (мг/л) и рН в водах русловой части Братского водохранилища

Компоненты	Братское вдхр.							Иркутское вдхр.
	Год							
	1997*	2001	2003	2005	2009	2012	2018	
рН	-	$\frac{6,9-8,4^{**}}{7,8}$	$\frac{7,5-8,8}{8,2}$	$\frac{7,7-8,8}{8,1}$	$\frac{6,6-8,9}{7,2}$	$\frac{7,5-8,7}{8,1}$	$\frac{6,9-8,8}{8,0}$	7,7
HCO ₃ ⁻	79,3	$\frac{64,7-84,2}{72,8}$	$\frac{63,4-85,9}{75,9}$	$\frac{73,7-87,8}{82,2}$	$\frac{68,3-85,9}{75,4}$	$\frac{66,4-87,8}{75,5}$	$\frac{53,2-96,1}{72,6}$	65,5
Cl ⁻	1,4	$\frac{<1,0-3,5}{2,5}$	$\frac{<1,0-9,0}{3,4}$	$\frac{<1,0-7,8}{4,1}$	$\frac{<1,0-8,6}{3,7}$	$\frac{<1,0-5,6}{3,1}$	$\frac{<1,0-8,8}{3,0}$	0,85
SO ₄ ²⁻	12,5	$\frac{6,2-12,0}{8,6}$	$\frac{7,1-24,0}{15,8}$	$\frac{9,1-17,6}{14,3}$	$\frac{7,8-21,0}{11,3}$	$\frac{5,1-23,0}{11,4}$	$\frac{7,8-13,7}{11,3}$	5,5
K ⁺	3,5	$\frac{1,00-1,20}{1,04}$	$\frac{1,08-1,30}{1,18}$	$\frac{1,17-1,42}{1,27}$	$\frac{0,72-1,38}{1,14}$	$\frac{0,98-1,58}{1,10}$	$\frac{0,6-1,1}{1,0}$	1,0
Na ⁺		$\frac{2,7-5,1}{4,1}$	$\frac{3,0-8,2}{5,9}$	$\frac{4,8-9,0}{6,7}$	$\frac{2,8-7,5}{5,2}$	$\frac{3,2-6,6}{4,7}$	$\frac{1,5-6,9}{4,0}$	3,2
Ca ²⁺	18,4	$\frac{15,2-22,0}{18,9}$	$\frac{16,3-22,8}{20,9}$	$\frac{18,6-22,5}{20,3}$	$\frac{13,7-24,0}{19,3}$	$\frac{15,2-24,1}{18,9}$	$\frac{16,9-25,9}{20,0}$	15,4
Mg ²⁺	5,6	$\frac{3,0-5,1}{4,0}$	$\frac{2,7-6,0}{4,2}$	$\frac{4,6-5,7}{5,1}$	$\frac{2,0-8,3}{4,2}$	$\frac{1,7-6,2}{4,3}$	$\frac{3,0-5,0}{3,9}$	3,3
TDS	120,3	$\frac{95,1-124,0}{112,3}$	$\frac{103,0-145,2}{127,3}$	$\frac{121,3-144,2}{135,1,3}$	$\frac{97,2-143,6}{120,8}$	$\frac{95,0-148,1}{119,5}$	$\frac{87,2-147,5}{116,1}$	95,2

Примечание: * – Карнаухова, 2008; ** – в числителе – минимум-максимум, в знаменателе – среднее значение

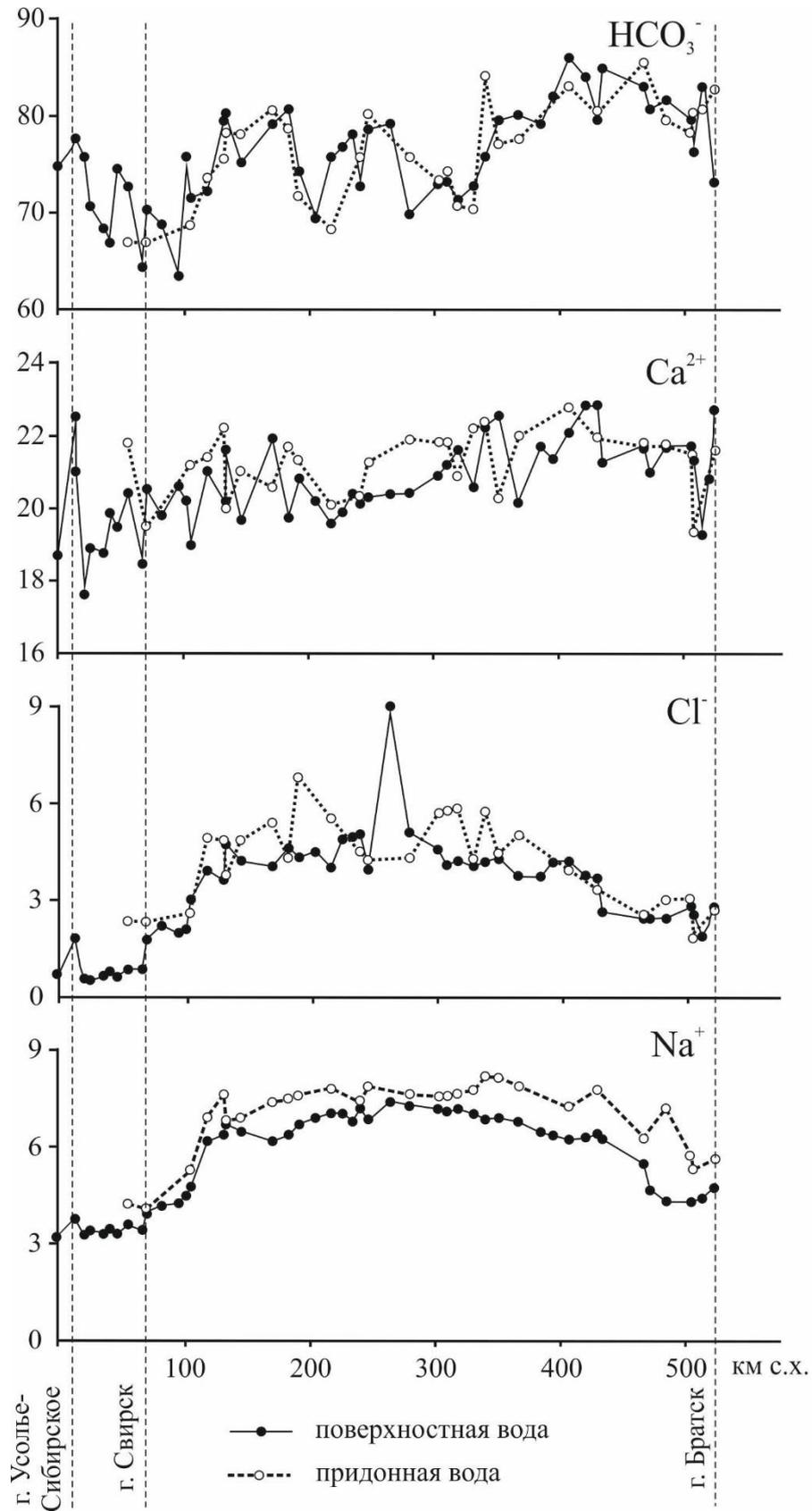


Рисунок 3.3.3 – Распределение концентраций HCO_3^- , Ca^{2+} , Cl^- и Na^+ (мг/л) в воде Братского водохранилища, 2003 г.

Среди анионов в воде Братского водохранилища преобладает HCO_3^- , среди катионов – Ca^{2+} . По данным (Карнаухова, 1996), концентрации гидрокарбонат-иона в воде водохранилища, за исключением Долоновского расширения, уменьшаются с глубиной, концентрации Ca^{2+} преобладают в поверхностном слое воды. В период исследований 2003 г. (рис. 3.3.3) четкой зависимости между увеличением концентраций гидрокарбонат-иона в поверхностной воде, по сравнению с придонной водой, не прослеживается. Концентрации иона кальция – на большинстве станций отбора проб выше в придонной воде.

По концентрации Cl^- , SO_4^{2-} и Na^+ вода Братского водохранилища превосходит озеро Байкал, исток р. Ангары и Иркутское водохранилище. Увеличение концентраций Na^+ , Cl^- и величины минерализации, связанное с распространением ниже г. Усолье-Сибирское кембрийских отложений, происходит уже в зоне переменного подпора (район г. Усолье-Сибирское), с последующим понижением к г. Братск (рис. 3.3.3). На выделенном участке р. Ангары это отмечено Бочкаревым П.Ф. (1959) еще до создания Братского водохранилища. Помимо природной составляющей, в период исследований весомый вклад в изменение гидрохимического состава р. Ангары этого участка вносит Усольская промышленная зона (глава 3.3.1.1). Как показали детальные исследования, миграция Na^+ и Cl^- от источников загрязнения происходит, в основном, вдоль линии левого берега.

3.3.1.3. Гидрохимический состав заливов

В период исследований средняя величина минерализации в заливах Ангарской ветви водохранилища (рис. 2.2.5) составила 124 мг/л, Окинской ветви – 107 мг/л, Ийской ветви – 89 мг/л. Воды заливов Ангарской, Окинской и Ийской частей Братского водохранилища, также как и воды русловых частей – гидрокарбонатные кальциевые, рН вод заливов изменяется от 6,1 до 8,8. Показатель Eh вод заливов находится в пределах от 164 до 303 мВ, что свидетельствует об окислительных условиях среды. Температура воды заливов колебалась в значительных пределах (табл. 3.3.5). Высокое содержание взвешенного вещества обуславливает низкую (менее 3 м) прозрачность вод исследуемых заливов. Исключение составляют заливы Карахун, Ярма, Подволочный и Сухой Лог Ангарской части водохранилища, прозрачность воды в которых превышала 6 м. В заливах Тарей, Травкина Баля, Худобка прозрачность снижается до 1,5 м и менее.

Таблица 3.3.5 – Гидрохимические параметры и температура вод в заливах Братского водохранилища (2009 г.)

№ п/п	Т		O ₂		БПК ₅		Сорг		% насыщения		Фенолы		Нефтепродукты	
	°С		мг/л		мг/л				%		мг/л			
	1*	2**	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Ангарская часть														
1	14,0	11,0	9,95	9,27	2,93	3,32	2,2	1,5	95	83	0,0019	0,0012	0,013	0,052
2	21,2	9,0	7,71	7,90	2,73	2,24	4,4	2,2	86	68	0,0020	0,0016	0,012	0,028
3	24,0	11,0	8,39	7,71	2,15	2,05	3,7	5,1	101	69	0,0013	0,0019	0,160	0,027
4	13,0	11,6	8,49	9,07	2,25	3,22	3,0	6,7	79	80	0,0019	0,0011	0,012	0,029
5	23,0	11,6	8,10	8,58	1,17	2,53	2,3	1,7	95	76	0,0035	0,0005	0,150	0,018
6	20,8	15,8	7,41	8,10	2,92	2,44	2,2	3,0	80	78	0,0012	0,0007	0,014	0,033
7	23,4	15,8	7,01	8,10	1,37	2,44	1,5	3,4	82	78	0,0011	0,0013	0,009	0,023
8	21,8	15,0	8,00	7,90	0,88	1,95	5,7	3,0	88	77	0,0005	0,0013	0,025	0,017
9	22,2	17,2	7,90	7,80	1,36	1,65	1,5	2,2	90	79	0,0005	0,0006	0,006	0,013
10	23,8	14,6	8,49	8,29	1,08	2,34	1,5	2,2	98	78	0,0015	0,0010	0,059	0,015
11	20,4	11,4	8,39	8,00	1,17	1,66	2,2	2,3	91	71	0,0009	0,0007	0,010	0,014
12	21,4	12,0	7,51	8,39	0,49	0,59	2,3	2,2	83	77	0,0010	0,0006	0,086	0,007
13	22,8	11,8	8,20	10,24	0,79	1,95	2,2	1,5	92	90	0,0005	0,0006	0,005	0,008
14	22,6	8,8	7,02	8,39	1,17	0,29	3,0	3,7	80	70	0,0033	0,0006	0,026	0,009
15	21,6	21,0	7,61	7,12	0,29	0,68	3,0	2,2	84	80	0,0018	0,0006	0,007	0,010
16	22,0	19,7	8,49	7,32	1,56	1,17	2,2	2,2	98	77	0,0016	0,0004	0,010	0,007
17	15,8	5,8	8,78	8,78	1,07	0,49	2,2	2,3	84	69	0,0005	0,0006	0,015	0,018
Окинская часть														
18	9,8	6,0	9,27	9,76	2,83	1,18	0,7	3,0	79	80	0,0006	0,0007	0,018	0,028
19	17,0	14,0	7,12	6,44	1,27	0,68	5,2	2,2	73	62	0,0018	0,0007	0,027	0,039
20	21,0	12,8	7,12	5,85	0,78	0,19	2,2	2,2	80	53	0,0020	0,0015	0,025	0,028
21	19,8	15,8	7,12	6,05	1,95	1,95	4,7	5,9	75	58	0,0018	0,0019	0,013	0,042
22	21,0	17,1	8,00	7,41	0,98	0,68	4,4	3,0	90	75	0,0023	0,0006	0,010	0,016

23	21,2	18,8	7,90	6,93	2,13	1,35	3,0	3,9	88	71	0,0005	0,0006	0,026	0,023
Ийская часть														
24	21,0	6,0	9,00	8,59	3,23	2,93	8,9	3,0	101	70	0,0019	0,0005	0,020	0,012
25	20,6	16,2	8,49	8,29	1,56	1,17	5,4	7,1	92	82	0,0005	0,0006	0,010	0,012
26	21,4	19,2	6,73	6,24	1,81	1,56	4,4	6,3	75	66	0,0008	0,0005	0,056	0,024
27	19,7	16,8	8,78	7,51	3,55	2,13	5,5	1,6	92	74	0,0024	0,0012	0,015	0,015

Примечание: № п/п соответствует номеру залива (рис. 2.2.5); * - поверхностная вода; ** - придонная вода).

Кислородный режим

В соответствии с требованиями, предъявляемыми к составу поверхностных вод рыбохозяйственного назначения, содержание кислорода в водах не должно быть ниже ПДК – 6 мг/л (СанПиН, 2021). Вода большинства исследованных заливов Братского водохранилища содержит количество кислорода, достаточное для удовлетворительного существования гидробионтов и поддержания окислительной обстановки, как в поверхностных, так и в придонных горизонтах (табл. 3.3.5). В заливах Омский, Аобь и Кантин, расположенных в Окинской и Ийской частях водохранилища, отмечены близкие к критическим концентрации кислорода. В придонной воде зал. Индобь (Окинская часть) содержание O_2 опускается ниже уровня ПДК (табл. 3.3.5).

Установлено что, колебания концентраций O_2 в поверхностных и придонных слоях воды заливов Ангарской части водохранилища незначительны. Особенностью вертикального распределения кислорода в некоторых заливах этой части является увеличение его концентраций с глубиной (табл. 3.3.5). Максимальное повышение содержания кислорода в придонных слоях по сравнению поверхностными зафиксировано в воде фонового залива – зал. Большой Мамырь и зал. Кежма-Кежемский. Увеличение концентраций O_2 с глубиной в летний период обусловлено более высокой растворимостью кислорода при более низких температурах (Wetzel, 1975). Ранее эта особенность определена для вод русловой части Братского водохранилища (Стрижова, 1985). Принято считать, что динамика концентраций растворенного кислорода в различные сроки теплового периода является интегральным показателем продукционно-деструкционных процессов. На формирование кислородного режима вод Ангарской части Братского водохранилища влияет совокупное воздействие термического и биологического факторов. Исследования, заливов Окинской и Ийской частей, напротив, показали хорошо выраженную закономерность снижения концентраций кислорода в придонных водах, что свидетельствует об интенсивно идущих процессах разложения органических остатков. Насыщение кислородом вод менее 60 %, при котором создаются неблагоприятные условия для существования гидробионтов (Зенин, 1988), зарегистрировано в придонных водах заливов Индобь и Аобь Окинской части водохранилища. Отклонения действительных концентраций кислорода от равновесных в заливах Братского водохранилища вызваны как химическими (окислением веществ, содержащихся в воде), так и биохимическими процессами (потреблением кислорода при аэробном разложении органических веществ, «цветением» планктонных водорослей, степенью развития зоопланктона и макрофитов).

Органическое вещество, БПК, ХПК

Вода, поступающая в Братское водохранилище из оз. Байкал, содержит небольшое количество органического вещества. Согласно К.К. Вотинцеву (1961), наиболее часто

встречаемая величина бихроматной окисляемости в озере Байкал составляет 4,0-5,0 мг О/л. В период отбора проб ХПК в водах заливов Братского водохранилища менялось в широких пределах (от 1,98 и до 23,71 мг О/л). Наиболее близкими к показателю органического вещества озера, являются воды Ангарской части, питание которой на 60% обеспечивается водами Байкала. В этой части водохранилища повышенные значения бихроматной окисляемости наблюдаются в воде заливов, расположенных в одном отроге водоема – Баля (17,78 мг О/л), Таря (11,68 мг О/л) и Травкина Баля (13,65 мг О/л), что согласуются с наименьшими величинами прозрачности воды. Наибольшие величины ХПК определены в поверхностных водах заливов Ийской части – Худобка (23,71 мг О/л), Силоть (18,82 мг О/л). В зал. Силоть вероятным источником повышенных значений ХПК являются затопленные почвы, богатые гумусом, в то время как в зал. Худобка основное поступление органических веществ, по-видимому, связано с затопленной древесиной и отчасти массовым развитием зоопланктона (биомасса 30,8 г/м³ (Шевелева и др., 2012)) и фитопланктона (биомасса 6,8 г/м³). В придонной воде зал. Аобь Окинской части наблюдается повышение ХПК до 15,81 мг О/л при одновременном увеличении концентраций азота и фосфора.

По данным Г.А. Карнауховой (2009) поступление органического вещества в воды Братского водохранилища связано с его переносом в составе речного стока в растворенной или взвешенной форме. В то же время, по мнению О.М. Кожовой (1969) содержание Сорг в воде Братского водохранилища определяется, прежде всего, планктоном, также большую роль играет перифитон затопленных деревьев и кустарников, биомасса которого в 1965 г. в заливах достигала 500 г/м² площади дна. Ранее установлено, что содержание Сорг в воде Ангарской части составляет 0,3-2,1 мг О/л (Кожова, 1978). В нашем исследовании для большинства проб воды заливов обнаружены более высокие концентрации Сорг относительно полученных ранее данных (табл. 3.3.5). В заливах Таря, Травкина Баля, Баля, Средний Баян и почти во всех заливах Окинской и Ийской частей превышение составляет 1,5-4 раза.

Значения БПК₅ в водах заливов Братского водохранилища в большинстве проб не превышают 2 мг О/л, что характерно для достаточно чистых водоемов (Драчев, 1964). Наибольшие показатели легкоокисляющегося органического вещества определены в придонных водах заливов Шумилово, Баля и поверхностных водах заливов Ермакова, Худобка, Добчур (табл. 3.3.5). Результаты определения количественных показателей зоо-, фито- и бактериопланктона в этих заливах показали, что по величинам биомассы зоопланктона зал. Худобка отнесен к гипертрофному типу (Шевелева и др., 2012), эвтрофными водоемами по биомассе фитопланктона являются заливы Худобка и Добчур, по численности микроорганизмов – заливы Ермаковка, Худобка (Полетаева, Пастухов, 2015). Заливы Баля и Шумилово по планктонным показателям отнесены к мезотрофному типу. Не прослеживается четкой

закономерности вертикального распределения величины БПК₅ в заливах Ангарской части, напротив, в поверхностных горизонтах воды заливов Окинской и Ийской частей водохранилища отмечаются повышенные значения БПК₅ по сравнению с придонными слоями. В Ийской части наблюдается положительная корреляционная зависимость ($r=0.93$, $p<0.01$) между величинами БПК₅ и численностью целлюлозоразрушающих бактерий (Полетаева, Пастухов, 2015), участвующих в процессах деструкции растительных остатков.

Преобладание в водах большинства заливов стойких к окислению органических веществ подтверждается соотношением БПК₅/ХПК. Ранее установлено, что если это отношение меньше 1, то в воде преобладают трудноразлагаемые органические вещества (Николаева и др., 1970). Рассчитанные нами соотношения БПК₅/ХПК для проб воды исследованных заливов Братского водохранилища показывают, что большинство их них меньше 0,5. Наименьшие величины БПК₅/ХПК характерны для заливов озеровидных расширений Ангарской части и заливов Окинской и Ийской частей. Вероятно, что с одной стороны, в воде заливов разложение нестойких органических веществ протекает с большой первоначальной скоростью, в результате чего не происходит их накопления, с другой, большие объемы поступающих отходов от лесозаготовительной деятельности являются дополнительным источником трудноразлагаемой органики. В связи с чем, преобладание нестойких органических веществ зафиксировано только в поверхностной воде зал. Ермаковка, где процессы окисления протекают менее интенсивно вследствие замедленного водообмена.

Зная, отношение БПК₅ к бихроматной окисляемости воды и то, что перманганатная окисляемость в среднем для Братского водохранилища составляет 0,36 от величины ХПК (Николаева и др., 1970), можем получить ориентировочное количество стойкого и нестойкого органического вещества, находящегося в водах заливов. Преобладание стойких к окислению органических веществ наблюдается в заливах Ангарской части, их доля в среднем составляя 64 и 81% в поверхностных и придонных водах, соответственно. Близкие значения трудноразлагаемых органических веществ наблюдаются для поверхностных вод заливов Окинской (86%) и придонных Ийской (72%) частей водохранилища. Иная ситуация в придонных водах Окинской и поверхностных водах Ийской частях водоема, в которых легкоразлагаемые органические вещества находятся в больших количествах (69% и 55%, соответственно). Накопление нестойкого к окислению органического вещества происходит в результате жизнедеятельности и распада планктона и макрофитов. Трудноразлагаемые органические соединения вод заливов преимущественно обеспечиваются затопленными древесными остатками, основу которых составляют целлюлоза и лигнин.

Нефтепродукты, фенолы

Необходимость исследования концентраций нефтепродуктов в экосистемах заливов предопределяется интенсивным использованием судов для увязки плотов и транспортировки леса, при работе которых может происходить утечка подсланевых вод и топлива. Наличие заводей и покрытых растительностью мелководных участков заливов создает благоприятные условия для скопления нефтепродуктов, где под действием ветра, течения и колебаний уровня воды происходит их концентрирование.

Концентрации нефтепродуктов в поверхностном и придонном слоях воды заливов изменялись в широких пределах (табл. 3.3.5). Превышения ПДКрбх нефтепродуктов (0,05 мг/л, (Контроль ..., 1998) зафиксировано в поверхностных водах заливов Травкина Баля, Озерная Баля, Ярма, Пятый ручей и Кантин. Содержание нефтепродуктов в воде заливов Братского водохранилища превышает региональный фон (0,011 мг/л), за который принято оз. Байкал (Горшков и др., 2010), в 15 раз. Также, в большинстве исследованных заливов концентрации нефтепродуктов в воде были выше таковых условно фонового зал. Большой Мамырь (от 2 до 25 раз).

Превышение уровня ПДКрбх фенолов (0,001 мг/л) обнаружено в воде 18 из 27 исследованных заливов. Кратность превышений составляет 1,5-3,5 раза. Концентрации фенолов в поверхностных водах большинства заливов выше, чем в придонных. Возрастание концентраций фенолов в поверхностных водах заливов тесно связано с интенсивностью развития планктонных водорослей. В период опробования массовая вегетация сине-зеленых (*Anabaena lemmermannii* P.Richt., *Aphanizomenon flos-aquae* (L) Ralfs), динофитовых (*Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh) и диатомовых (*Flagilaria crotonensis* Kitton, *Aulacoseira granulate* (Ehr.) Simonsen) водорослей наблюдалась в заливах озерной части Ангарской ветви водохранилища – Кежма-Наратайский и Тарей, где биомасса фитопланктона достигала 4,9 и 6,3 г/м³, соответственно. В Окинской части «цветение» воды отмечено в зал. Индобь, в заливах Ийской части – Добчур и Худобка, в последнем биомасса планктонных водорослей, достигавшая 6,8 г/м³, была самой высокой из всех исследованных заливов. В вышеперечисленных заливах, с высокой биомассой фитопланктона, также зарегистрированы и повышенные, больше значения ПДК, концентрации фенолов в поверхностных водах. Это хорошо сочетается с результатами исследований фенольных соединений в Днепровских водохранилищах, где также отмечалось значительное возрастание их концентраций в период «цветения» воды, вызванного развитием сине-зеленых водорослей (Сакевич, Усенко, 2002). Однако, в результате разложения отходов древесной массы (опилки и кора) в водную среду выделяются фенол и ряд его производных (Сурсякова и др., 2011; Фенгел, Вегенер, 1988). Поэтому в заливах, где биомассы планктонных водорослей были невысокими – 1,1-1,2 г/м³ (Средний Баян, Тарей, Карахун), преобладающим источником фенолов

может являться затопленная древесина, в связи с чем, их содержание в придонных водах было выше, чем в поверхностных. Наименьшие концентрации фенолов зафиксированы как в поверхностных, так и в придонных водах условно фоновых заливов (Большой Мамырь и Топорок).

Биогенные элементы

Верболова Н.В (1973) показывает, что к основным природным источникам поступления биогенных элементов в воды Братского водохранилища относятся р. Ангара и ее притоки, грунтовые воды, а также затопленные почвы, ставшие ложем водохранилища. В настоящее время к огромным затопленным территориям лесных массивов добавляется большое количество коры, сучьев, веток и других древесных остатков, поступающих на дно в результате лесозаготовительной деятельности и усиливающих засорение водоема. В целом, при небольших изменениях концентраций биогенных элементов в воде заливов, выделяются некоторые особенности их распределения.

Основной формой нахождения азота в заливах всех частей Братского водохранилища является NO_3^- . Его содержание во всех пробах воды существенно ниже ПДКрбх, составляющей 40 мг/л (СанПиН, 2016). Однако, при относительно низких средних содержаниях в Ангарской части водоема, повышение концентраций нитрат-иона зафиксировано в водах заливов Тарей, Травкина Баля, Озерная Баля, расположенных в непосредственной близости друг от друга, а также в заливах Подволочный и Ярма (рис. 3.3.4). В большинстве заливов Ангарской части отчетливо прослеживается увеличение концентраций нитрат-иона с глубиной, в то время как для нитрит-иона наблюдается обратная закономерность. В заливах Ангарской части концентрации NO_2^- по всей водной толще невысокие. Повышенные концентрации этого компонента зафиксированы в поверхностных водах заливов Баля, Бобровка, Верхний Баян, расположенные по правому берегу речного участка водохранилища. Наибольшие величины NH_4^+ определены в придонных водах заливов Тарей, Травкина Баля, Баля, Ярма и Кежда-Наратайский (рис. 3.3.4). В целом, небольшие количества аммонийного азота и нитрит-ионов, содержащихся в водах заливов, можно объяснить высокой скоростью протекания процессов нитрификации, чему способствуют окислительные условия среды. Ранее экспериментальными исследованиями было показано, что в первые 10-12 суток деградация древесных остатков приводит к увеличению концентраций NH_4^+ и NO_3^- (Абдрахманов и др., 2014; Полева, 2009). При длительном пребывании древесины в воде количество веществ, экстрагируемых водой, снижается, процесс вымывания замедляется (Макарова, Пичкилы, 1970).

В большинстве заливов Окинской и Ийской частей концентрации NO_3^- , так же, как и в Ангарской части увеличиваются с глубиной, в то время как в вертикальном распределении NO_2^- и NH_4^+ четкой зависимости не прослеживается. По сравнению с Ангарской частью концентрации

неорганического азота в водах заливов Окинской и Ийской частей заметно выше. Здесь существенно возрастает NH_4^+ , достигая 0,126 мг/л. В Ангарской части его концентрация в среднем составляет 0,018 мг/л, исключение составляют заливы Тарей, Травкина Баля и Баля, Кежма-Наратайский и Тарей. В 2 заливах Ийской части (Худобка и Добчур) увеличивается NO_2^- , составляя, соответственно 73 и 67% от суммы форм минерального азота. Эти различия, вероятно, связаны с особенностями питания водоемов и их водообмена, а также интенсивностью процессов разложения органических веществ.

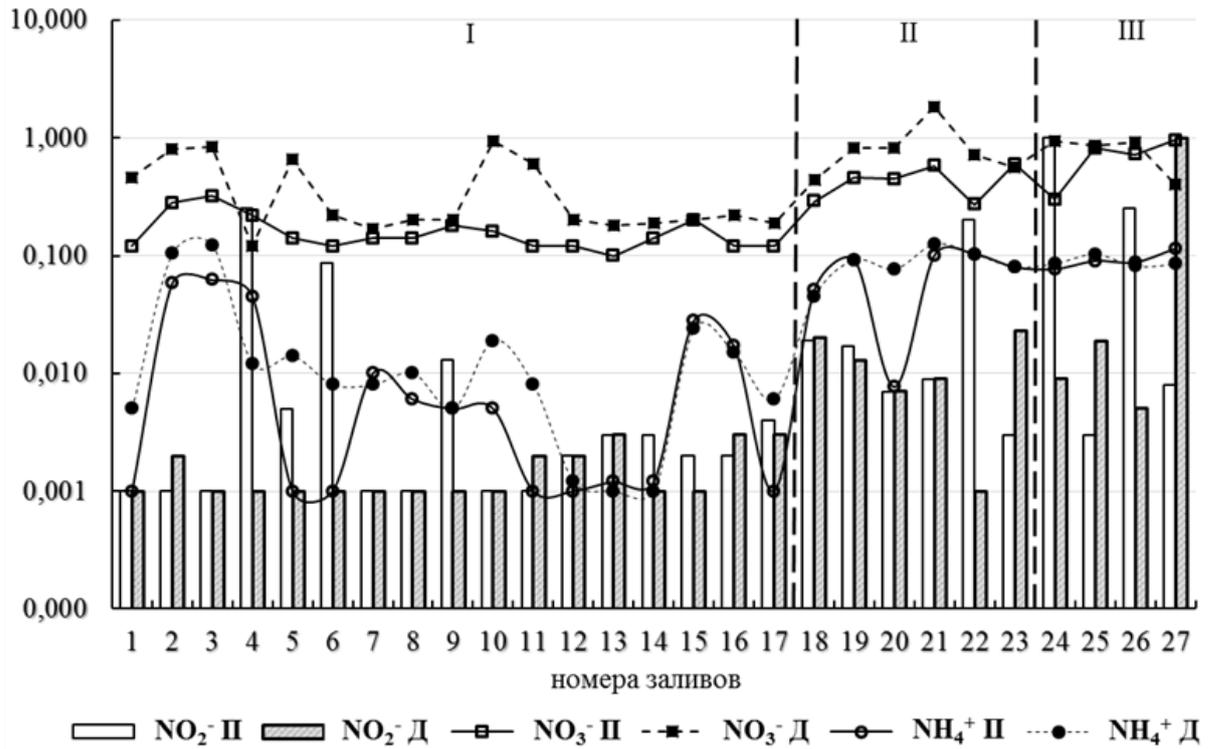


Рисунок 3.3.4 – Концентрация минеральных (мг/л) форм азота в поверхностных (П) и придонных (Д) слоях воды заливов Братского водохранилища (2009 г.). I – Ангарская часть, II – Окинская часть, III – Ийская часть. Номера залива соответствуют станциям отбора проб на рисунке 2.2.5.

В распределении фосфора в воде заливов наблюдается более сложная картина. Также как и для азота, обмен фосфора между его растворенными формами и живыми организмами является основным фактором, определяющим его концентрацию. Этот обмен осуществляется в двух противоположно направленных процессах – фотосинтезе и разложении органического вещества. Основными источниками фосфора в Братском водохранилище являются породы размываемых береговых уступов, вынос элемента с сельскохозяйственных земель, боковая приточность, поступление из Иркутского водохранилища (первого в Ангарском каскаде ГЭС), сброс сточных вод и атмосферные выпадения (Карнаухова, 1998). Распределение фосфатов, в водах заливов в среднем достаточно равномерно (рис. 3.3.5). Общий характер распределения фосфатов сходен с

нитратами – наблюдается увеличение их концентраций в придонном слое воды, что можно объяснить поступлением фосфора со дна заливов и его значительным потреблением при массовом развитии фитопланктона в поверхностном слое. Зависимость увеличения концентраций фосфора с глубиной была установлена Верболовой Н.В. (1973) и для вод открытого русла Братского водохранилища. По сравнению с данными 70-х годов прошлого столетия (в среднем 0,008 мг/л, при максимуме – 0,017 мг/л (Верболова, 1973) наблюдается увеличение концентрации PO_4^{3-} в исследованных заливах (рис. 3.3.5).

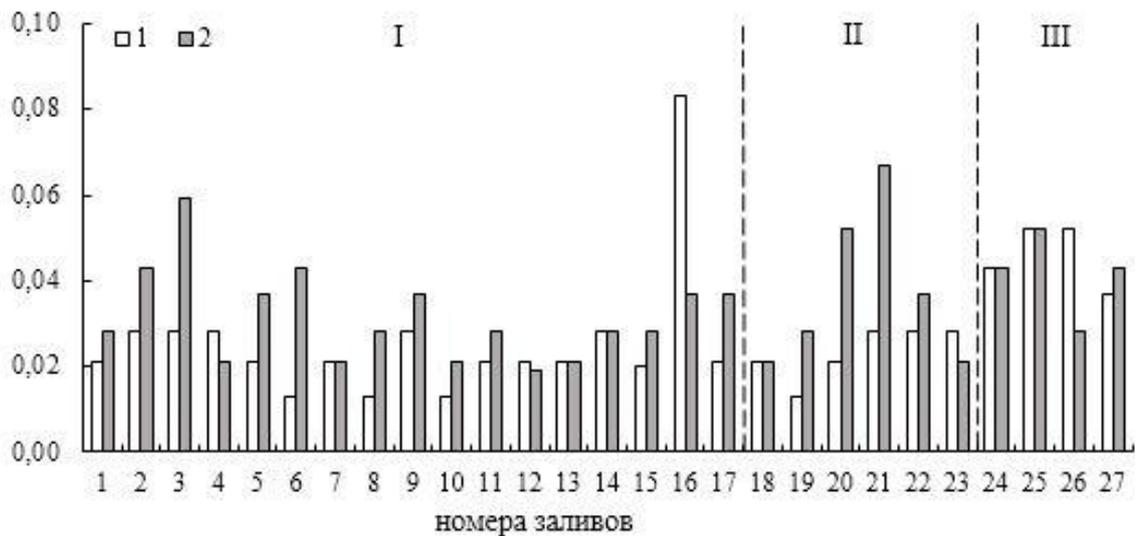


Рисунок 3.3.5 – Концентрация PO_4^{3-} в поверхностных (1) и придонных (2) слоях воды заливов Братского водохранилища (2009 г.). I – Ангарская часть, II – Окинская часть, III – Ийская часть. Номера залива соответствуют точкам отбора проб на рис. 2.2.5.

В работе (Хендерсон–Селлерс, Маркленд, 1990) отмечено, что интенсивное «цветение» воды – основной показатель эвтрофирования водоема, происходит при концентрации Нобщ – 0,3 мг/л и Робщ – 0,01 мг/л. Проведенные исследования выявили заливы, в водах которых содержание общего азота и фосфора близко или превышает эти показатели. Это залив Тарей (Ангарская часть) и все заливы Ийской части. За пределы этих показателей также выходят концентрации азота и фосфора в придонных водах заливов Тарей, Травкина Баля, Баля, Озерная Баля, Бобровка, Верхний Баян, Сухой Лог (Ангарская часть), Индобь, Аобь и Верхний Имбей (Окинская часть), в которых наиболее интенсивно проводятся лесосплавные работы. Следует выделить ряд других факторов, способных оказать влияние на эвтрофирование заливов: замедленный, по сравнению с русловой частью водообмен, процессы разложения затопленной древесины, защищенность от преобладающих ветров, мощный ледяной покров, взаимодействие

воды с ложем и берегами водохранилища, а также интенсивное «цветение» планктонных водорослей, протекающее в теплое время года. По биологическим показателям повышение трофности изучаемых заливов Братского водохранилища выявлено в работе (Шевелева и др., 2012), в которой по величине биомассы планктона заливы Кежма-Наратайский, Тарей, Сухой Лог (Ангарская часть), Индобь (Окинская часть), Худобка и Добчур (Ийская часть) отнесены к водоемам эвтрофного типа.

Основными источниками поступления кремния в водную среду являются почвы, разлагающиеся растительные остатки, а также продукты гидролиза алюмосиликатов. Распределение кремния в воде заливов Братского водохранилища неоднородно, его средние концентрации увеличиваются от Ангарской к Окинской и Ийской частям водоема. В Ангарской части водохранилища, повышенные содержания кремния наблюдаются в водах заливов Тарей, Травкина Баля и Тарей (рис. 3.3.6). Увеличение концентрации кремния в придонных водах этих заливов и заливах Окинской части указывают на взаимодействие вод с донными отложениями. Обогащение их кремнием происходит в результате разложения и растворения органических и минеральных веществ. Невысокие концентрации кремния в поверхностных водах, по-видимому, связаны с потреблением его планктоном. Это подтверждает рассчитанный коэффициент корреляции между концентрацией кремния в воде и численностью зоопланктона, который составил $-0,52$ (Шевелева и др., 2012).

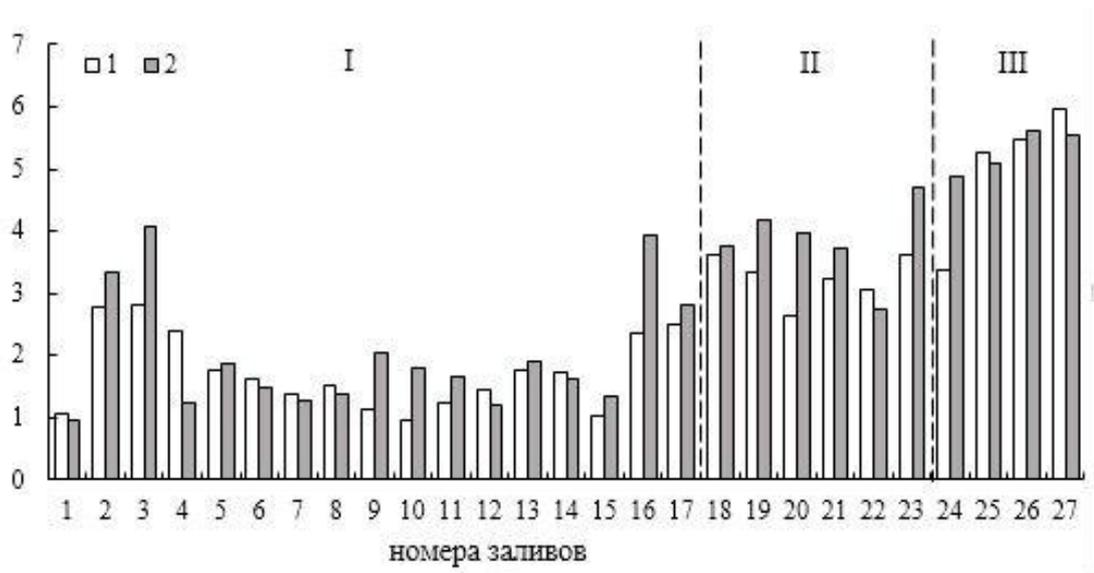


Рисунок 3.3.6 – Концентрация суммарных растворенных форм кремния (мг/л) в поверхностных (1) и придонных (2) слоях воды заливов Братского водохранилища (2009 г.). I – Ангарская часть, II – Окинская часть, III – Ийская часть. Номера залива соответствуют точкам отбора проб на рис. 2.2.5.

Используя как индикатор несколько гидрохимических характеристик, можно выделить заливы, подверженные сильному техногенному воздействию. В Ангарской части это заливы Тарей, Травкина Баля, Баля и Тарей, в Окинской части – заливы Индобь и Аобь, в Ийской части – заливы Худобка, Кантин и Добчур. Сравнительный анализ гидрохимического состава вод условно фоновых заливов (Большой Мамырь, Топорок) и заливов, подверженных воздействию лесосплавных работ, в большинстве последних выявил более высокие концентрации биогенных элементов, фенолов и нефтепродуктов.

Корреляционный анализ

Для изучения общего характера поведения биогенных элементов в водах заливов Братского водохранилища рассчитаны коэффициенты парной корреляции (табл. 3.3.6). Биогенные элементы как индикаторы интенсивности биохимических процессов, имеют высокие парные коэффициенты корреляции, указывающие на следующие закономерности. Окисленные и восстановленные формы азота коррелируют между собой, как компоненты связанные процессами окисления-восстановления. Связь между содержанием Сорг и NH_4^+ вероятно определяется поступлением аммиака в воду в начальной фазе разложения белковых остатков. Концентрация и формы нахождения азота в воде заливов Братского водохранилища зависит от интенсивности двух противоположных биохимических процессов: распада азотсодержащих органических соединений (деструкция планктона, макрофитов и других живых организмов) и фиксации элементарного азота, растворенного в воде, планктонными водорослями, азотобактериями. Так же, как для азота, взаимодействие между фосфором и живыми организмами, может являться основным фактором, определяющим его концентрацию. Кремний, содержащийся в воде в виде силикатов и кремниевых кислот, имеет высокие корреляционные связи со всеми исследуемыми компонентами. Это объясняется особенностями потребления кремния, азота и фосфора в процессе развитие планктона. Отрицательная корреляция кислорода с биогенными элементами, очевидно, свидетельствует об ослаблении процессов окисления на глубине в загрязненных большим количеством древесных остатков заливах.

Значимые коэффициенты корреляции определены также между исследуемыми компонентами и гидрологическими параметрами вод заливов. Так выявлено, что концентрации NH_4^+ и Si в поверхностном слое имеют отрицательную корреляцию (-0,44 и -0,53, соответственно) с прозрачностью воды, которая является показателем поступления в водоем как органических и неорганических веществ, так и степени развития планктонных водорослей. Концентрации NO_3^- коррелируют с глубиной заливов (-0,61), т.к. процессы нитрификации интенсивнее идут в поверхностном слое, а значения O_2 в поверхностной воде – с температурой воды (-0,48). В целом, корреляционные связи между биогенными элементами свидетельствуют о процессах деструкции органических веществ, как в поверхностном, так и придонном слоях

заливов Братского водохранилища. При этом, процессы деструкции и минерализации в климатических условиях изучаемой территории, растянутые во времени в связи с низкими среднегодовыми температурами, наиболее интенсивно проявляются в придонном слое воды.

Таблица 3.3.6 – Значимые коэффициенты парной корреляции между биогенными элементами вод заливов Братского водохранилища (n=54)

Компонент	Si*		NH ₄ ⁺		PO ₄ ³⁻		NO ₃ ⁻	
	1**	2	1	2	1	2	1	2
Si	1	1	0,84	0,78	0,48	0,46	0,91	0,52
NO ₃ ⁻	0,91	0,52	0,82	0,76	-	0,61	1	1
NH ₄ ⁺	0,84	0,78	1	1	-	0,76	0,84	0,76
PO ₄ ³⁻	0,48	0,46	-	0,64	1	1	-	0,61
Сорг	0,53	-	0,42	0,42	-	-	0,49	0,42
O ₂	-	-0,45	-	-0,54	-	-0,43	-	-0,50

Примечание: * – суммарные растворенные формы кремния (силикаты и кремниевая кислота); **1 – поверхностная вода, 2 – придонная вода; прочерк – отсутствие значимой корреляции; коэффициенты корреляции рассчитаны по 27 заливам, при уровне значимости $p < 0,01$.

3.3.2. Микроэлементный состав

3.3.2.1. Миграционные характеристики техногенной ртути

В период исследования 2006-2008 гг. сточные воды предприятия «Усольехимпром» поступали в две основные магистрали – промышленно-ливневый (ПЛК) и кислотно-щелочной (КЩК) коллекторы. После очистки они сбрасывались в р. Ангара через организованные выпуски 1, 2 и дренажную канаву, представляющую собой искусственный ручей, дренирующий шламохранилище предприятия и выводящий из него излишки воды. Помимо официальных выпусков предприятия «Усольехимпром» (выпуск 1, выпуск 2 и дренажная канавка), к организованным выпускам Усольской промышленной зоны относится канавка гидрозолоудаления (ГЗУ) ТЭЦ-11 (рис. 2.2.3).

Коллекторная сеть предприятия

Результаты проведенных исследований состава вод коллекторной сети предприятия «Усольехимпром» представлены в таблице 3.3.7. Величина рН воды кислотно-щелочного коллектора на разных участках магистрали колеблется от сильнокислой до сильнощелочной. В промышленно-ливневом коллекторе вода имеет среду близкую к нейтральной. Минерализация вод коллекторов находится в широком диапазоне (0,2-37,4 г/л). Воды колодцев коллекторной

сети различаются между собой по макроэлементному составу. В кислотно-щелочном коллекторе преобладают Cl^- , HCO_3^- , редко SO_4^{2-} , доминирующий анион – Na^+ . Воды промышленно-ливневой канализации обогащены ионами Cl^- , HCO_3^- , Na^+ , Ca^+ , Mg^+ . Установлено что содержание ртути в нефильтрованной воде коллектора достигает 1680,0 мкг/л, что превышает предельно-допустимые нормы для водоемов рыбохозяйственного назначения в 168 тыс. раз (ПДКрбх составляет 0,01 мкг/л). Состав вод коллекторной сети предприятия «Усольехимпром» отражает сущность метода ртутного электролиза рассолов, который использовался для получения хлора и каустика. Электролиз раствора хлорида натрия характеризуется тремя основными процессами: выделением газообразного хлора (Cl_2); образованием амальгамы натрия (Na(Hg)); образованием едкого натра (NaOH) и восстановлением ртути до металлической (Hg^0). В процессе производства при высокой температуре происходило загрязнение ртутью всех продуктов электролиза: анолита, водорода, раствора едкого натра, хлора. Едкий натр загрязнялся элементарной атомарно-дисперсной ртутью, водород, выбросы вентиляционных систем – парообразной ртутью, хлор и хлорсодержащие абгазы – сулемой (хлорид ртути HgCl_2) и т.д. Высокая способность ртути к испарению, а также потери ртути в связи с несовершенством технологии обусловили загрязнение ртутью практически всех технологических объектов и строительных конструкций не только цеха ртутного электролиза, но и водоотводной сети всего предприятия «Усольехимпром».

Полученные в результате фильтрования вод через мембранный фильтр с размером пор 0,45 мкм данные показывают, что большая часть ртути переносится в форме взвеси (табл. 3.3.7). Как указано в работе (Коваль и др., 2004), основной нерастворимой формой переноса ртути в воде коллекторов является сульфид ртути. По данным (Таусон и др., 1995), установлено, что при окислении сульфидных минералов наиболее устойчивой является HgS (киноварь).

С точки зрения экологической опасности важно не только определить долю нерастворимых соединений ртути, устойчивых к окислению, но и оценить количество растворимых форм, из которых ртуть может перейти в подвижное состояние. В таблице 3.3.8 приведены данные по содержанию ртути в пробах отложений коллекторной сети. Показано, что доля нерастворимого HgS в среднем составляет 30% от общего содержания. Около 70% ртути, накопленной в отложениях, при определенных условиях способна переходить в водный раствор. Таким образом, запасы ртути, накопленные в коллекторных сетях цеха ртутного электролиза, являются потенциальным источником поступления ртути в экосистему Братского водохранилища.

Таблица 3.3.7 – Диапазон рН, минерализации и содержания ртути в воде коллекторов «Усольехимпром»

	Минимум	Максимум	Среднее	Медиана
КЦК (9 проб)				
рН	1,9	11,3	5,0	3,1
Минерализация, г/л	0,2	37,4	13,2	4,0
Hg в нефilterованной воде, мкг/л	2,6	1680,0	225,7	14,5
Hg в filterованной воде, мкг/л	0,1	1440,0	170,5	1,1
% взвешенной формы	14,3	99,6	70,3	91,0
ПЦК (9 проб)				
рН	6,9	10,2	7,9	7,5
Минерализация, г/л	0,2	2,7	0,8	0,4
Hg в нефilterованной воде, мкг/л	0,2	26,3	5,9	0,7
Hg в filterованной воде, мкг/л	0,07	7,1	1,5	0,2
% взвешенной формы	28,9	85,5	63,9	65,7

Таблица 3.3.8 – Содержания ртути в отложениях коллекторной сети «Усольехимпром»

	Минимум	Максимум	Среднее	Медиана
КЦК (9 проб)				
Hg при разложении «царской водкой», мг/кг	0,7	164,0	24,1	2,1
Hg при разложении $\text{HNO}_{3\text{конц}}$, мг/кг	0,4	141,0	20,1	1,5
HgS, % от валового	1,4	63,9	33,3	32,3
ПЦК (9 проб)				
Hg при разложении «царской водкой», мг/кг	1,0	30,0	8,2	4,0
Hg при разложении $\text{HNO}_{3\text{конц}}$, мг/кг	0,6	27,1	6,9	2,6
HgS, % от валового	4,9	44,4	27,2	31,3

Организованные выпуски 1, 2 и дренажная канава

Воды из коллекторных сетей предприятия «Усольехимпром» проходят предварительную очистку на комплексных очистных сооружениях и станции нейтрализации. Вместе с водным потоком тонкая взвесь шлама выносятся за пределы шламохранилища и поступает в воды р. Ангары. Как показывают данные таблицы 3.3.9, содержание ртути в водах коллекторной сети, прошедших через очистные сооружения выпусков 1, 2 и дренажной канавы, попадающих непосредственно в р. Ангара достигает 9 мкг/л, что составляет 90 ПДК_{рбх} и значительно превышает нормативы, установленные для этих объектов.

Таблица 3.3.9 – Содержание ртути в сточных водах ООО «Усольехимпром» (мкг/л)

Объект исследования	2001 (Коваль и др., 2004)	Год опробования		
		2006	2007	2008
Выпуск №1	0,8	<u>0,2 – 5,3*</u> 0,4	<u>0,3 – 9,0</u> 1,4	<u>0,01 – 7,1</u> 3,5
Выпуск №2	2,9	<u>0,4 – 2,3</u> 1,0	<u>0,1 – 2,0</u> 0,3	<u>0,01 – 8,1</u> 0,2
Дренажная канава	3,3	<u>0,3 – 1,5</u> 0,7	<u>0,07 – 1,4</u> 0,3	<u>0,04 – 2,5</u> 1,1

Примечание: * – в числителе пределы колебаний, в знаменателе – среднегодовые содержания (ежемесячное опробование, 12 измерений).

Изучение состава вод организованных выпусков и дренажной канавы позволило установить, что основная доля ртути, поступающая в р. Ангару, адсорбируется на взвеси. Сравнительный анализ (табл. 3.3.10) показывает, что на выходе сточных вод из выпусков 1, 2 и дренажной канавы содержание сульфидной (закрепленной) ртути ниже, чем в отложениях коллекторных сетей.

Таблица 3.3.10 – Содержание сульфидной ртути во взвеси выпусков 1, 2 и дренажной канаве

Объект исследования	Hg при разложении «царской водкой», мг/кг	Hg при разложении HNO ₃ конц, мг/кг	HgS, % от валового
Выпуск №1	24,7	23,1	6,29
Выпуск №2	20,4	16,1	21,08
Дренажная канава	8,7	7,3	15,29

Р. Ангара

Исследованиями, проведенными после остановки работы цеха ртутного электролиза (2008 г.), показано, что в р. Ангара в районе выпусков предприятия «Усольехимпром» концентрации ртути по-прежнему остаются высокими: в 20-30 м ниже выпуска 1-9,6 ПДК, в 20-30 м ниже выпуска 2-2,5 ПДК, в 20-30 м ниже дренажной канавы – 1,9 ПДК. Основные закономерности перераспределения растворенных и закрепленных на грубодисперсных частицах формах ртути представлены в таблице 3.3.11. Изучение форм ртути показало, что с тонкой взвесью и коллоидами связано около 77% ртути, грубодисперсная фаза переноса составляет 9% (табл. 3.3.12).

По мере удаления от источника загрязнения вниз по течению прослеживается снижение концентрации ртути в воде (табл. 3.3.13). В точке, находящейся в 5 км от выпусков по левому берегу, содержание ртути значительно уменьшается и становится близким к среднему значению по водохранилищу 0,0040 мкг/л, через 40 км от участка загрязнения содержание ртути стабильно низкое. Снижение концентраций ртути в воде связано тем, что ее значительная часть сорбируется на взвеси, оседающей в аллювиальные отложения реки (Алиева и др., 2011). Наиболее высокие концентрации ртути в аллювиальных отложениях приурочены к местам сброса организованных выпусков в р. Ангару. В донных осадках в районе выпусков 1, 2 содержание ртути достигает 9 мг/кг, в районе дренажной канавы 6 мг/кг. Протяженность водных потоков рассеяния ртути далее по акватории Братского водохранилища подробно рассмотрена в следующей главе.

Таблица 3.3.11 – Вероятные формы переноса ртути в воде Братского водохранилища (сорбция на грубодисперсных частицах)

№ п/п	Место отбора проб	Hg нефиль- трованная, мкг/л	Hg, после филтрации через фильтр «синяя лента», мкг/л	% «раство- ренной» формы	% взвешенной формы
1	Г. Усолье-Сибирское, 100 м от сброса сточных вод	0,032	0,010	31,2	68,8
2	Г. Свирск	0,037	0,003	91,9	8,1

Примечание: «растворенная» форма включает растворенную, мелкодисперсную и коллоидную формы

Таблица 3.3.12 – Оценка форм ртути в воде водохранилища (точка отбора: г. Усолье-Сибирское, 1,5 км ниже сбросов комбината «Усольехимпром»)

Общее содержание (не фильтрованная вода), мкг/л			0,055
Грубодисперсная фракция	содержание в фильтрате после «синей ленты», мкг/л		0,050
	% растворенной формы		90,9
	% взвешенной формы		9,1
Коллоидная и мелкодисперсная фракции	Ядерный фильтр	после фильтрации, мкг/л	0,007
		% растворенной формы	12,7
		% грубодисперсной и коллоидной формы	87,3
		% коллоидной и мелкодисперсной	78,3
Летучие формы (Hg ⁰ +Hg(CH ₃), Hg(CH ₃) ₂ и др.)	мкг/л		0,0016 (0,0007*)
	% от общего		2,9 (1,2*)
	среднее, %		2,1
Баланс определяемых форм, %			78,3+2,1+9,1=89,5
Неорганические (гидроксо-хлоридные и др.) и органические (фульво-гуминовые и др.) комплексы, % (расчетные данные)			10,5

Примечание: * - содержание ртути при параллельном определении. Процент растворенной формы – отношение содержания элемента в фильтрате к содержанию его в нефильтованной воде. Коллоидная и мелкодисперсная фракции получены за вычетом грубодисперсной. Размер пор фильтров: «синяя лента» - 2-3 мкм, ядерный – 0,45 мкм (границы коллоидных частиц).

Таблица 3.3.13 – Протяженность потоков рассеяния ртути от предприятия «Усольехимпром»

№ п/п	Точка отбора	Км судового хода	Концентрация Hg, мкг/л	Отношение концентраций Hg в точке 1,5 км ниже сбросов «Усольехимпром» к концентрации в данной точке
1	1,5 км ниже сбросов Усольехимпром»	15	0,0297	-
2	5 км ниже сбросов «Усольехимпром»	19	0,0061	4,8
3	Острова Маркова	32	0,0027	11,0
4	Район г. Свирск	62	0,0013	22,9

3.3.2.2. Динамика микроэлементного состава вод верхней части водохранилища в период наибольшей антропогенной нагрузки

Концентрации микроэлементов в воде опорных станций верхней части Братского водохранилища (г. Свирск, о. Конный, д. Середкино, д. Быково, зал. Оса, междуречье заливов Оса и р. Унга, зал. Унга, д. Молька, пос. Балаганск) в период наибольшей антропогенной нагрузки (1999-2005 гг.) показаны в Приложении 2 и на рис. 3.3.7. Полученные результаты показали, что превышения в содержании отдельных элементов в разные периоды пробоотбора составляют чаще всего 1,5-2 раза по отношению к медиане концентраций, рассчитанной за весь период для верхней части Братского водохранилища. В отдельные годы выделены станции, на которых концентрации микроэлементов в 3 и более раз превышают медианное значение (табл. 3.3.14). При этом, на следующий год на этой станции их концентрации значительно уменьшаются. Логично предположить, что закрытие цеха ртутного электролиза в 1998 г. и, следовательно, уменьшение техногенной эмиссии поллютантов, должно привести к планомерному снижению их концентраций в воде Братского водохранилища во временном аспекте. Однако, такой четкой зависимости не наблюдается. Вместе с этим, отмечено симбатное увеличение концентраций микроэлементов по годам как в зоне, наиболее близкой к источнику основного техногенного загрязнения – г. Свирск, так и на удалении от нее – пос. Балаганск (рис. 3.3.7).

Уменьшение техногенной нагрузки от предприятия «Усольехимпром» на водную среду верхней части водохранилища отражает пространственно-временная динамика концентраций ртути. Результаты исследования показывают, что высокие концентрации токсиканта определены на станциях, наиболее приближенных к источнику ее поступления (г. Свирск – д. Быково) в период максимальной техногенной нагрузки (1999-2000 гг.). В последующие года повышенные концентрации ртути зафиксированы на разных станциях наблюдений. Геохимические ассоциации микроэлементов в повышенных концентрациях в водах Братского водохранилища не постоянны по набору. В 2003 г., год с чрезвычайно низким (370 м) для водоема уровнем воды, отмечены, в основном, более высокие содержания элементов группы железа. По результатам изучения миграционных особенностей ртути обнаружена ее выраженная корреляционная зависимость в поверхностной воде от уровня воды верхней части Братского водохранилища ($R=0,84$, $p<0,01$) (Пастухов, 2012). Определено, что в такие маловодные периоды увеличение концентраций ртути обусловлено вторичным загрязнением воды при перемыве загрязненных прибрежных и донных отложений, а также более низкой степенью общего разбавления сбросов и сточных вод. При увеличении уровня (до 755 м) в 2004 г. на трех станциях опробования концентрации тяжелых металлов Zn, Cd, Pb повышены многократно. По-видимому, техногенное

поступление элементов накладывается на естественные вариации, происходящие в природной среде, масштаб которых может превышать влияние, обусловленное поступлением веществ из источников загрязнения. Как показано в главе 3.3.1, есть основания полагать, что к природной составляющей формирования микроэлементного состава может относиться поступление минерализованных вод из нижележащих соленосных отложений ложа водохранилища.

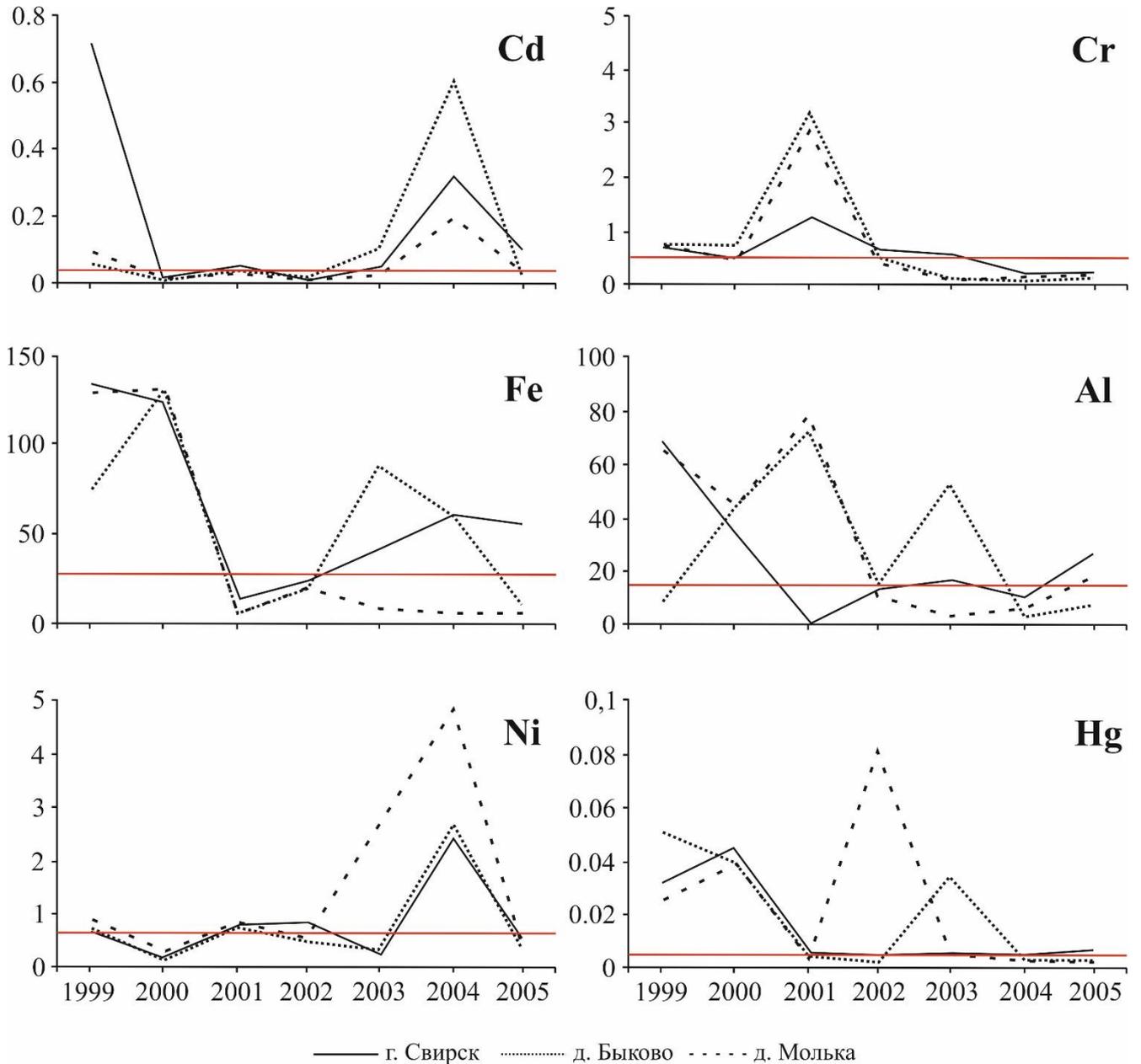


Рисунок 3.3.7 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде опорных станций (г. Свирск, д. Быково, д. Молька) Братского водохранилища. Красная линия – медиана концентраций микроэлементов (Приложение 2) в воде опорных станций в период с 1999 по 2005 гг.

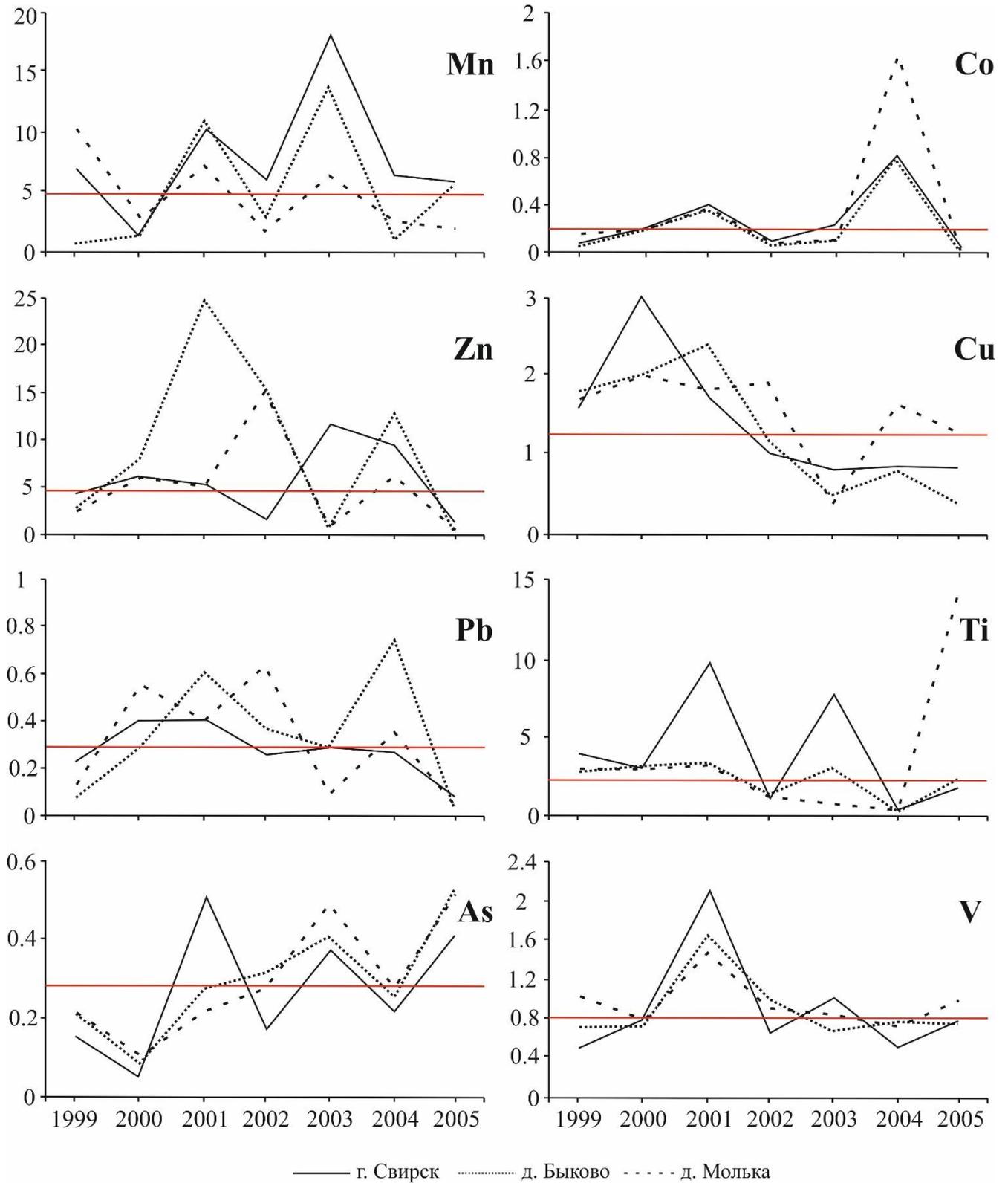


Рисунок 3.3.7 (продолжение) – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде опорных станций (г. Свирск, д. Быково, д. Молька) Братского водохранилища. Красная линия – медиана концентраций микроэлементов (Приложение 2) в воде опорных станций в период с 1999 по 2005 гг.

Таблица 3.3.14 – Спектр микроэлементов, концентрации которых в три и более раз превышают стандартное отклонение, на опорных станциях Братского водохранилища

Станция наблюдений	Год опробования							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1999-2005*
г. Свирск	Cd, Fe, Al, Hg	Fe, Hg	Ti, V		Mn, Co, Zn, Ti, V, Cd, Cr, Fe, Al, Ni	Co, Zn, Cd, Ni	Cd	Cu, As, V
О. Конный	Ti, Cd, Fe, Al, Hg	Fe, Hg	-	Pb, Hg	Mn, Co, Pb, Ti, V, Cd, Cr, Fe, Al, Ni	Mn, Co, Ti, Cd, Al, Ni	Mn, Ti, Cd	
д. Середкино	Cd, Fe, Al, Hg	Fe, Hg		-	Mn, Fe, Hg	Co, Zn, Cd, Ni	Fe	
д. Быково	Cd, Fe, Al, Hg	Fe, Hg	Zn, Cr, Al	-	Mn, Ti, Cd, Fe, Al, Hg	Co, Pb, Cd, Ni	-	
Вход в зал. Оса	-	Fe, Hg	-	Zn	Mn, Hg	Co, Cd, Ni		
Междуречье зал. Оса и Унга	-	Fe	-	Hg	-	Co, Cd, Ni, Hg	Hg	
Вход в зал. Унга	-	Fe, Al, Hg	-	-	Mn	Co, Zn, Pb, Cd, Ni	Ti	
д. Молька	-	Mn, Fe, Al, Hg	Cr, Al	Hg	Mn, Hg	Co, Zn, Cd, Ni	Ti	
пос. Балаганск	Mn, Cu, Pb, Cd, Fe, Al, Hg	-	-	Zn, Hg	Mn, Cd	-	Ti	

Примечание: прочерк – поступление повышенных содержаний элементов не выявлено; * – концентрации элементов незначительно изменяются по годам.

3.3.2.3. Динамика микроэлементного состава вод в разные по антропогенной нагрузке периоды

Статистические параметры концентрации микроэлементов в воде русловой части Братского водохранилища в период значительной антропогенной эмиссии элементов (2003 г.) и период последовательного снижения антропогенной эмиссии элементов (2009, 2012, 2018 гг.) представлены на рис. 3.3.8. Межгодовая динамика микроэлементного состава вод показывает, что наибольшие средние концентрации Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Zn, Cs, Hg отмечаются в 2003 г., когда антропогенная нагрузка на водоем была максимальной (рис. 3.3.8). По сравнению с 2003 г., в 2009 г. увеличиваются средние концентрации Cd и Cu, в 2012 г. – концентрации Pb. Весь период наблюдений близки между собой средние концентрации As и U.

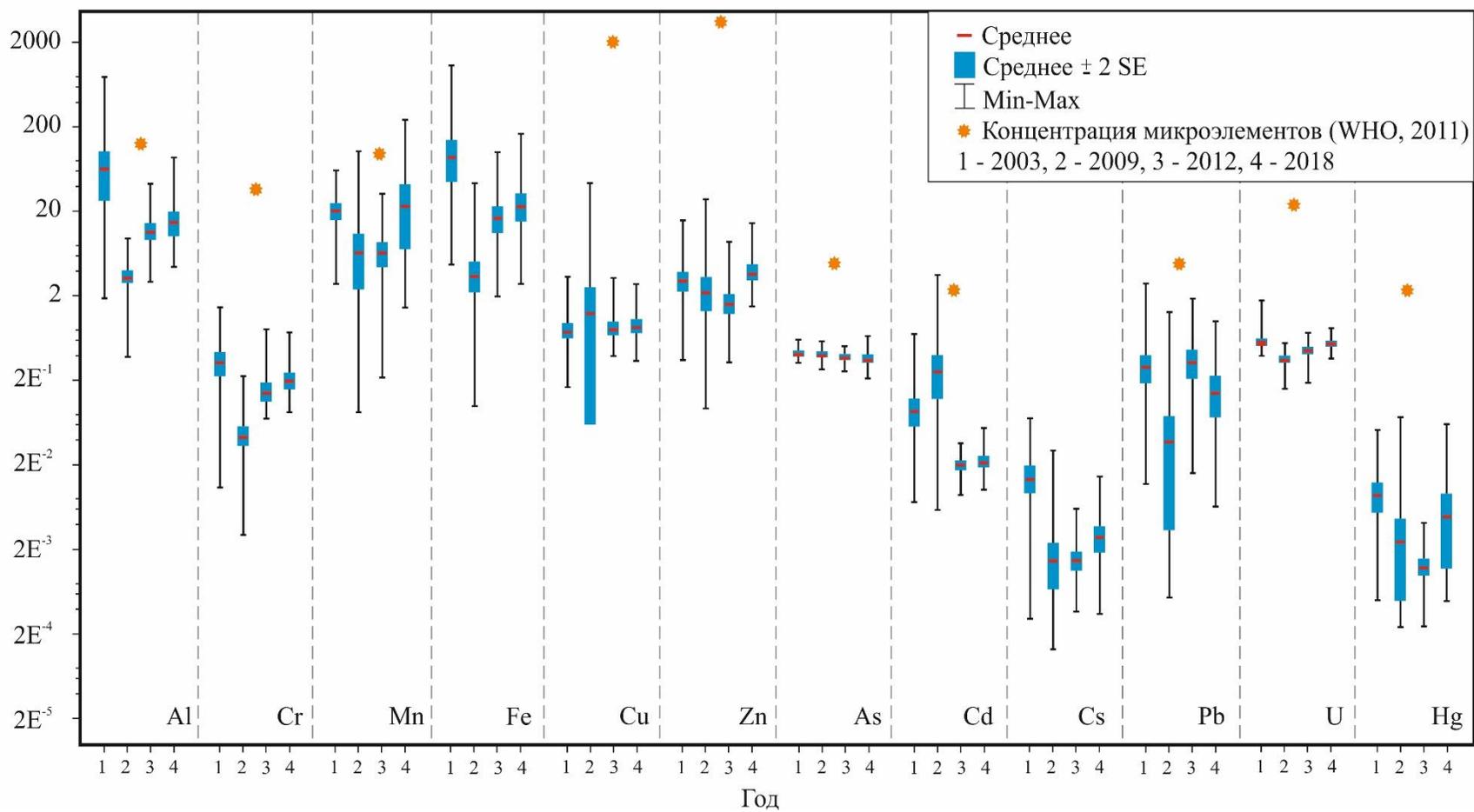


Рисунок 3.3.8 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в водах Братского водохранилища

Распределение микроэлементов по акватории Братского водохранилища в 2003 и 2018 гг. показано на рис. 3.3.9, 3.3.10. В периоды с различной антропогенной нагрузкой распределение микроэлементов в водной среде сходно между собой. Максимальные концентрации большинства микроэлементов в поверхностной воде отмечаются на участке от г. Усолъе-Сибирское (15 км) до д. Быково (107 км) – участок I. На участке I выделяется зона от г. Свирск (62 км) до о. Конный (72 км), где на фоне невысоких концентраций микроэлементов в поверхностном слое, в придонном слое воды происходит увеличение концентраций большого круга элементов (рис. 3.3.9, 3.3.10). В 2003 г. – Al, Cr, Mn, Fe, Cu, As, Cd, U в 2018 г. – Al, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb, Cs, U

На участке II (ниже по течению от д. Быково до д. Заярск) в воде Братского водохранилища отмечаются локальные повышения концентраций микроэлементов. Так, в 2003 г. в поверхностной воде повышены концентрации Pb (312 км), Cd (172, 250, 312 км) и Hg (215 и 409 км), в придонной – Cr, Cs (185 и 342 км) и Hg (215, 333, 409 км). В 2018 г. в поверхностной воде повышены концентрации Cd (250 км) и Hg (272 км), в придонной – As (193 км) и Hg (250 км). Распределение As в 2003 и 2018 г. и Mn в 2003 г. в воде Братского водохранилища хаотично. Их накопление, в большей степени, происходит в придонной воде. Локальные значимые увеличения концентраций Mn наблюдаются в поверхностной воде в 2003 г. (312 км) и в 2018 г. (250 км).

На участке III (от д. Наратай (469 км) до г. Братск (524 км)) в 2003 г. зафиксировано увеличение, по сравнению с участком II, концентраций Mn, Cu, Zn, Pb, в 2018 г. – Cr, Zn, Cd, Pb, Hg.

Рассматривая динамику микроэлементного состава вод Братского водохранилища в межгодовом аспекте, в первую очередь необходимо выделить основной загрязнитель водоема – Hg, которая обладает способностью переноситься на значительные расстояния (Jewett et al. 2003) и оказывать токсический эффект на все компоненты окружающей среды (Boening 2000; Wang et al. 2012). В период с 2003 по 2012 г. средние концентрации токсиканта в водной среде русловой части в районе г. Усолъе-Сибирского уменьшаются (рис. 3.3.8). Следовательно, поэтапное сокращение рабочих мощностей предприятия «Усолъехимпром» привело к снижению антропогенной нагрузки на экосистему Братского водохранилища. В тоже время, повышенные концентрации Hg в 2018 г. г. Усолъе-Сибирское (рис. 3.3.10), указывают на продолжающееся поступление в водоем этого токсиканта. В первую очередь, это связано с поступлением насыщенных ртутью сточных вод канавы гидрозолоудаления, которая не относится к водоотводящей системе предприятия «Усолъехимпром», но принимает поверхностный сток с его территории. Помимо этого, в настоящее время поверхностный сток дождевых и талых вод является основным источником поступления антропогенной Hg в экосистемы рек Ангара и Белая, и далее в Братское водохранилище. По данным Руш и др. (2007), с поверхностным стоком

с загрязненной территории промышленной площадки «Усольехимпром» (площадь 12 км²) в р. Ангару ежегодно поступает около 115 кг ртути. Исследования (Бутаков, Зарипов, 2012) показали, что миграция и накопление техногенной ртути вблизи предприятия происходит в верхнем органогенном горизонте почв.

Ниже г. Усолье-Сибирское на расстоянии около 90 км (участок I, рис. 3.3.10) происходит резкое увеличение концентраций не только ртути. В период высокой антропогенной нагрузки (2003 г.) в поверхностной и придонной воде участка I повышались концентрации Al, Cr, Fe, Cu, Cd, Cs, U и Hg (рис. 3.3.9). Увеличение концентраций Al, Cr, Fe, Cu, Zn, Cd, Cs, U в 2018 г. (рис. 3.3.10) показывает, что поступление элементов антропогенного генезиса в Братское водохранилище в меньших объемах продолжается и в настоящее время. Увеличение концентраций выделенных микроэлементов в природной среде характерно для зон воздействия промышленных районов городов: поступление неочищенных сточных вод, шламов и пылевого осаждения от отходов различных отраслей промышленности (Singh and Kumar 2006; Zwolak et al. 2019). Из микроэлементов, повышение концентраций которых в воде в районе г. Усолье-Сибирское наблюдается каждый год, следует выделить Cs и U. Увеличение концентраций микроэлементов в воде района г. Усолье-Сибирского (рис. 3.3.9, 3.3.10) позволяет предположить, что их источником является канава гидрозолоудаления, выводящая сточные воды ТЭЦ-11, а также других предприятий г. Усолье-Сибирское. Публикации по поступлению потенциально токсичных микроэлементов со сточными водами предприятий этой зоны и их воздействию на окружающую среду, за исключением ртути, в научных изданиях отсутствуют. Однако, известно, что основным топливом ТЭЦ-11 является бурый уголь Азейского месторождения Иркутского угольного бассейна, зола которого обогащена большим количеством элементов-примесей, в том числе Cr, Zn, As, Cs, U (Ильенок, Арбузов 2018).

Нагрузка на участок II Братского водохранилища значительно меньше, в связи с тем, что на побережье этого участка нет значимых источников загрязнения. В целом, концентрации микроэлементов в воде этого участка соизмеримы с их концентрациями в воде выше по течению от г. Усолье-Сибирское (рис. 3.3.9, 3.3.10). В тоже время, в разные по антропогенной нагрузке периоды в воде участка II отмечаются локальные превышения концентраций микроэлементов, соизмеримые, с их концентрациями в воде наиболее загрязненного I участка. Такие аномалии могут отражать природную составляющую, связанную с внутриводоемными процессами: поступлением микроэлементов в воду Братского водохранилища в результате абразии берегов, влиянием грунтовых вод, поступающих по тектоническим нарушениям в ложе водоема и т.д.

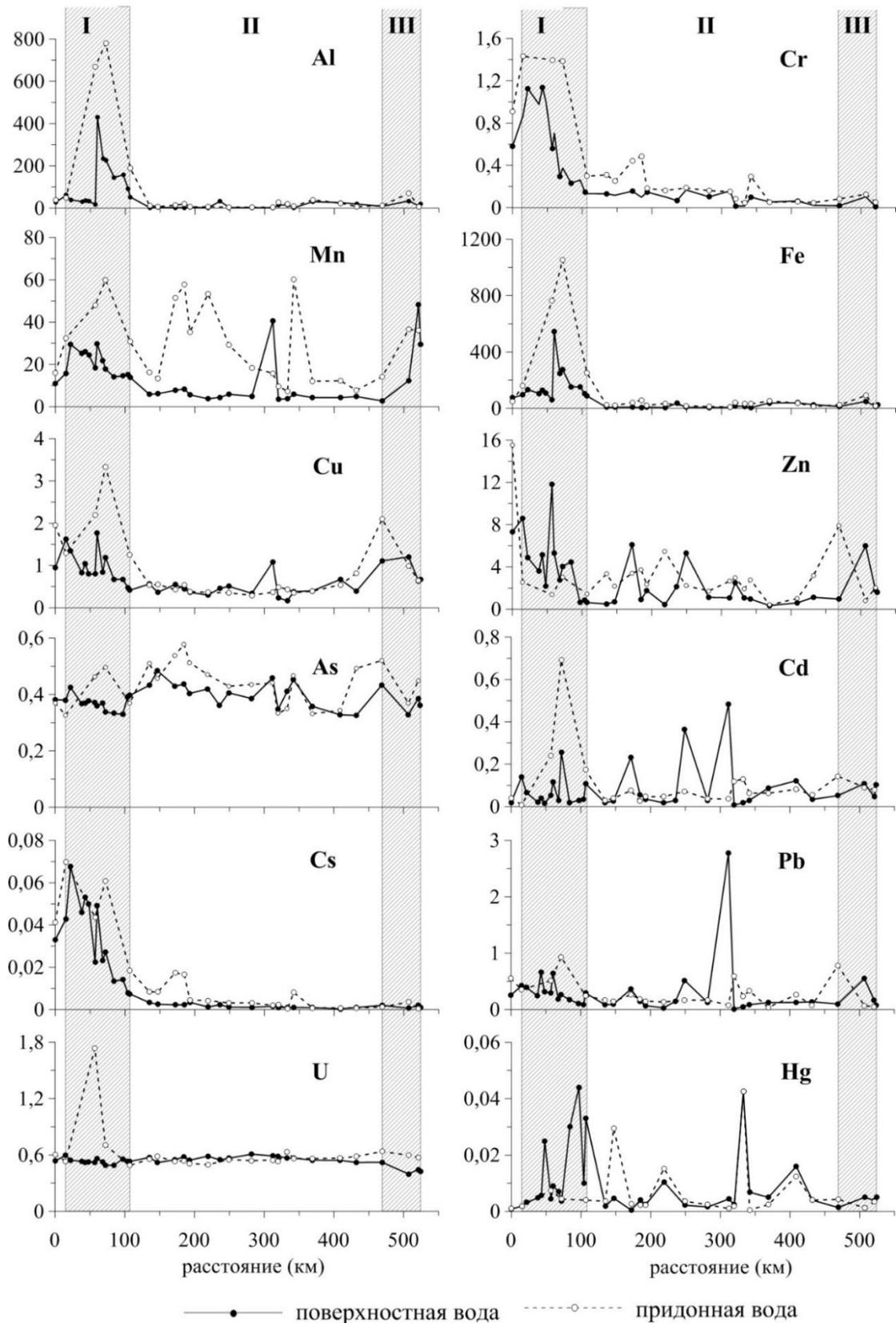


Рисунок 3.3.9 – Вариации концентраций микроэлементов (мкг/л) в воде Братского водохранилища (2003 г.). I – участок от г. Усолье-Сибирское (15 км) до д. Быково (107 км), II – участок от д. Быково (107 км) до д. Наратай (469 км), III – участок от д. Наратай (469 км) до г. Братск (524 км)

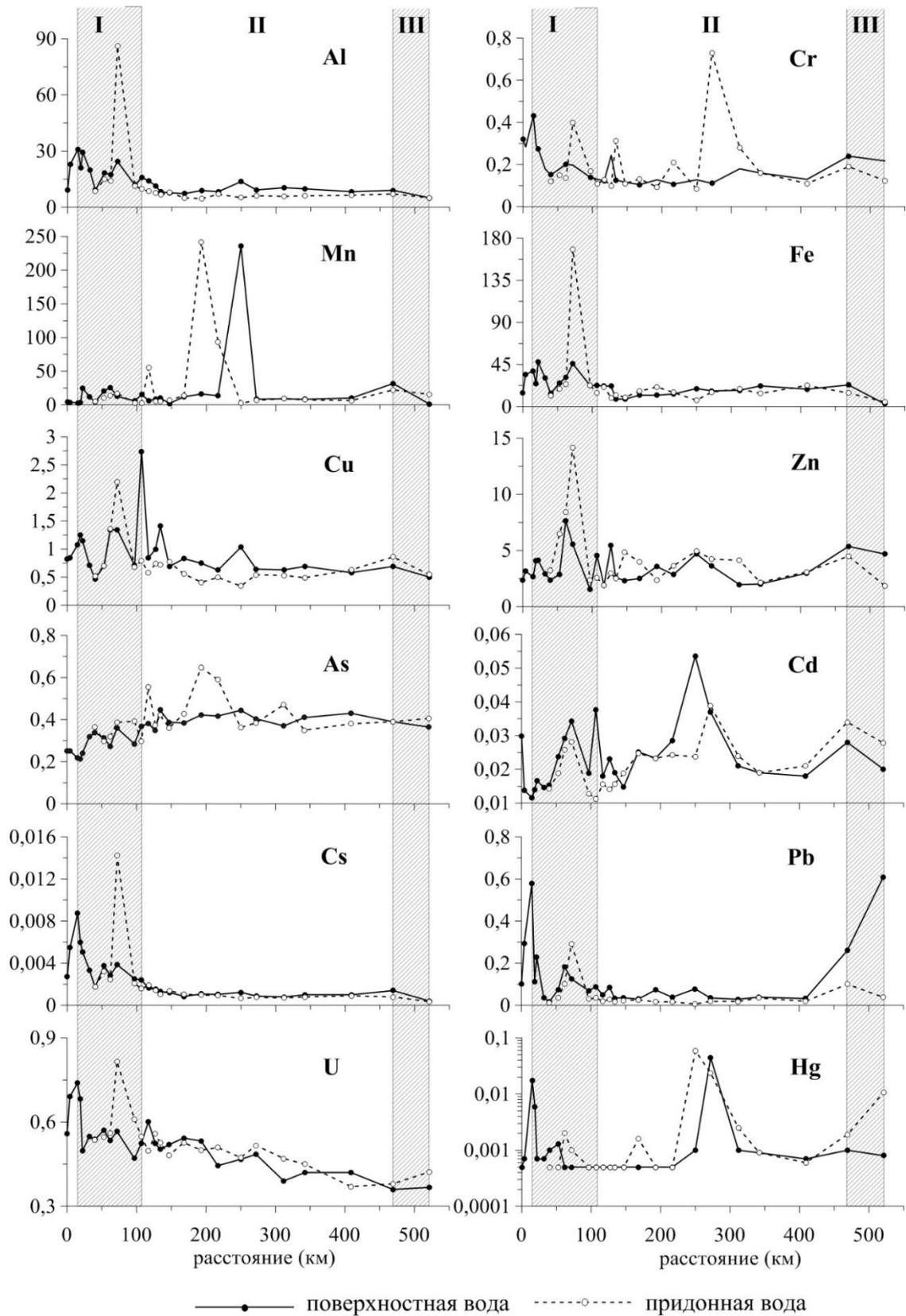


Рисунок 3.3.10 – Вариации концентраций микроэлементов (мкг/л) в воде Братского водохранилища (2018 г.). I – участок от г. Усолье-Сибирское (15 км) до д. Быково (107 км), II – участок от д. Быково (107 км) до д. Наратай (469 км), III – участок от д. Наратай (469 км) до г. Братск (524 км)

Еще одну зону антропогенного поступления микроэлементов, менее значимую, по сравнению с Усольской промышленной зоной, определяет увеличение концентраций микроэлементов в воде III участка (рис. 3.3.9, 3.3.10). Поступление микроэлементов антропогенного происхождения от промышленной зоны г. Братск в экосистему Братского водохранилища происходит, в большей степени, с атмосферным переносом и поверхностным стоком. В атмосферном воздухе г. Братск обнаружены значительные концентрации Pb и CuO (Игнатьева и др., 2005), а в снеговой воде – концентрации Al, Zn, Cd, Pb (Янченко, Яскина, 2010).

Результаты исследований показали, что данные по концентрациям микроэлементов только в поверхностной и придонной воде недостаточно отражают специфику их накопления в водной среде глубоководных участков водоема. На рис. 3.3.11 показано, что распределение микроэлементов по глубине водной среды наименее загрязненного II участка (д. Аносово) и возле плотины Братской ГЭС (участок III) различно. В районе д. Аносово максимальные концентрации большинства микроэлементов отмечаются в поверхностном слое воды, с заметным снижением в придонной воде. В районе промышленной зоны г. Братск в поверхностном слое воды концентрации большинства микроэлементов невысокие. Их накопление происходит в слоях 10-50 м, снижаясь в придонном слое. Распределение концентраций микроэлементов в разных по глубине горизонтах воды связаны с воздействием различных факторов. Уменьшение концентраций большинства микроэлементов в поверхностном слое воды (0-5 м) участка III может быть связано с массовым развитием фитопланктона, сорбирующего на своей поверхности химические элементы из водной среды. В отличие от озеровидного, хорошо прогреваемого участка III, на речном участке II численность и биомасса фитопланктона значительно ниже, в связи с более высокой скоростью течения и меньшей прогреваемостью поверхностного слоя воды. Концентрация Hg в воде обоих районов возрастает в глубинных слоях, что может указывать на ее поступление из донных отложений. Значительное увеличение концентрации Pb в поверхностном слое воды возле г. Братск может быть связано с работой двигателей внутреннего сгорания водного транспорта, многочисленного в этом районе водохранилища. Известно, что в качестве антидетонаторов используются соединения этого элемента, в частности $Pb(C_2H_5)_4$.

Таким образом, изучение пространственно-временной динамики главных ионов в воде Братского водохранилища показало, что концентрации HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} и K^+ имеют незначительные изменения в межгодовом аспекте и близки к их концентрациям в оз. Байкал, истоке р. Ангары и Иркутскому водохранилищу. Концентрации SO_4^{2-} , Cl^- и Na^+ более подвержены вариациям по акватории водохранилища и превосходят их концентрации в вышерасположенных водоемах Байкало-Ангарской системы. Увеличение концентраций большинства главных ионов, а также величины минерализации в воде, происходящее уже на

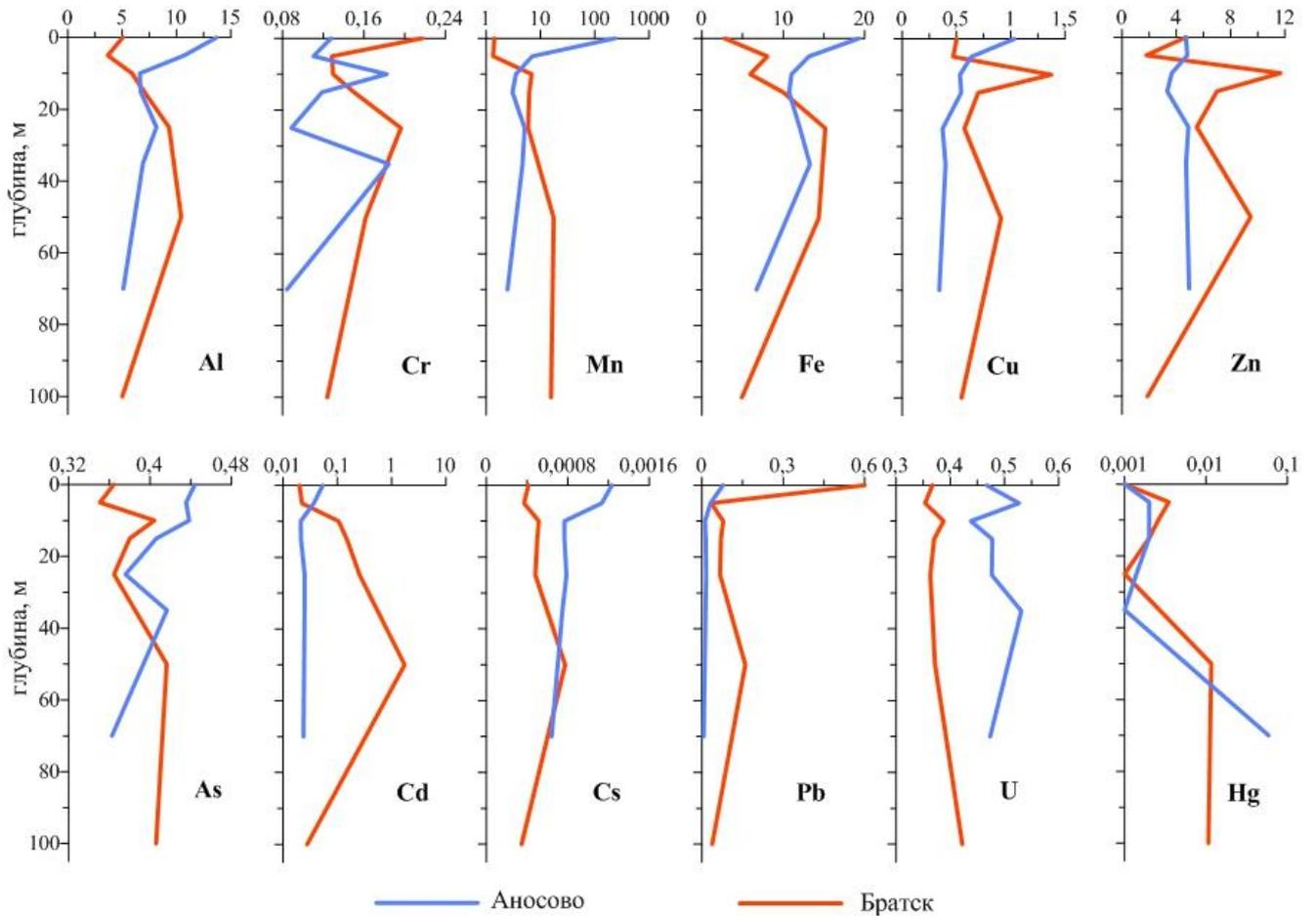


Рисунок 3.3.11 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде глубоководных станций отбора проб Братского водохранилища

входном створе Братского водохранилища с поступлением сточных вод Усольской промышленной зоны. Показано, что техногенные потоки загрязняющих веществ вытянуты вдоль линии левого берега. В центральной части и у правого берега водоема влияние сточных вод минимально. Исключение составляют ионы хлора и натрия, содержание которых даже после поступления в р. Ангару вод р. Белой остается выше в 1,5-2 раза условно фоновых значений. К природным источникам поступления Cl^- , Na^+ , а также SO_4^{2-} относятся кембрийские отложения, распространенные в этой части бассейна водоема.

Проведенные исследования в заливах Братского водохранилища, показали, что, также как в русловой части, их воды гидрокарбонатные кальциевые с небольшой величиной минерализации. Несмотря на большие объемы затопленной древесины, водные массы заливов не содержат концентраций биогенных элементов, превышающих уровни ПДК, и имеют, в большинстве случаев, удовлетворительный для обитания гидробионтов кислородный режим. В тоже время, водам некоторых заливов свойственны повышенные значения ХПК, БПК₅, высокие концентрации фенолов, нефтепродуктов, а по концентрации соединений N и P имеют признаки

эвтрофикации. Полученные результаты распределения органического вещества и биогенных элементов в воде заливов показывают, что поступающие в водоем загрязняющие вещества, в большинстве случаев, выводятся из водной среды благодаря процессу самоочищения, основными путями которого, по-видимому, являются биохимическое преобразование и седиментация.

Изучение пространственно-временной динамики концентраций микроэлементов позволило разделить акваторию водоема на три участка. Участок I (от г. Усолье-Сибирское до д. Быково) находится под воздействием наиболее серьезной антропогенной нагрузки, связанной с загрязнением предприятиями Усольской промышленной зоны. В воде этого участка происходит повышение концентраций Al, Cr, Fe, Cu, Zn, Cd, Cs, U и Hg. Влияние антропогенной эмиссии микроэлементов на химический состав вод прослеживается на расстояние около 90 км вниз по течению от источника загрязнения. Участок II (от д. Быково до д. Наратай) – вне явного влияния промышленных объектов. Локальные повышения концентраций микроэлементов на этом участке водоема отражают как природные, так и антропогенные факторы формирования. Повышенные концентрации Cr, Zn, Mn, Cd, Pb на участке III (от д. Наратай до г. Братск) связаны с влиянием Братской промышленной зоны.

Наиболее высокие концентрации микроэлементов в воде Братского водохранилища зарегистрированы в период максимальной антропогенной нагрузки (1999-2003 гг.). Спад антропогенной эмиссии (2008, 2012 и 2018 гг.), связанный с закрытием самого крупного источника загрязнения Усольской промышленной зоны – предприятия «Усольехимпром» (1998 г.), определяет снижение концентраций большинства микроэлементов, в большей степени, на I участке водохранилища. Для Al, Cr, Mn, Fe, Zn и Cs наблюдается довольно резкое снижение концентраций в 2009–2012 гг. и последующая тенденция их увеличения в 2018 г. При значительном снижении антропогенного воздействия и отсутствии новых источников загрязнения, такая тенденция может указывать на влияние вторичного поступления микроэлементов из загрязненных донных отложений и поверхностного стока с промышленной зоны, на территории которой находятся большие объемы неликвидированных опасных отходов.

Изучение миграционных особенностей главного для Братского водохранилища токсиканта – ртути показало, что несмотря на закрытие цеха ртутного электролиза предприятия «Усольехимпром», негативное воздействие на экосистему водоема продолжается, т.к. за закрытием цеха не последовала ликвидация высокозагрязненных производственных объектов. Исследования показали, что водоотводная система предприятия заражена ртутью, основная масса которой в магистральных переносится в форме взвеси. В среднем около 30% ртути во взвешенном материале находится в форме нерастворимых сульфидов, 70% поллютанта – способно переходить в растворенную форму в результате десорбции. Растворенные формы ртути не образуют протяженных потоков рассеяния.

Благодаря адсорбции ртути на взвеси и последующем ее выведением в аллювиальные отложения, наблюдается снижение концентраций токсиканта в воде Братского водохранилища по мере удаления от источника загрязнения. На расстоянии 12 км от сбросов предприятия «Усольехимпром» концентрация ртути в воде снижается, а через 40 км в районе г. Свирск становится близкой к среднему значению по водохранилищу. Особенностью транспорта ртути является перераспределение форм ее миграции по мере удаления от источника загрязнения. В районе г. Усолье-Сибирское на взвешенные формы ртути в воде приходится около 70%, тогда как в районе г. Свирск их доля снижается до 10%.

Результаты исследования, представленные в главе 3.3, изложены в следующих основных публикациях:

Коваль П.В., Калмычков Г.В., Лавров С.М., Удодов Ю.Н., Бутаков Е.В., Файфилд Ф.В., Алиева (Полетаева) В.И. Антропогенная компонента и баланс ртути в экосистеме Братского водохранилища // Доклады Академии Наук, 2003. – Т 388. – № 2. – С. 225–227.

Алиева (Полетаева) В.И., Ломоносов И.С., Гребеницкова В.И. Динамика поступления техногенных микроэлементов в воды Братского водохранилища / Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология, 2009. – № 3 – С. 241–247.

Алиева (Полетаева) В.И., Бутаков Е.В., Пастухов М.В., Андрулайтис Л.Д. Особенности техногенного загрязнения и формы переноса ртути в Братском водохранилище // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология, 2011. – № 5. – С. 431–438.

Алиева (Полетаева) В.И., Пастухов М.В. Гидрохимическая характеристика реки Ангары в районе влияния Усольского промышленного узла // География и природные ресурсы, 2012. – № 1. – С. 68–73.

Полетаева В.И., Пастухов М.В. Оценка заливов Братского водохранилища по микробиологическим и гидрохимическим показателям // Вода: химия и экология, 2015. – № 6. – С. 86–91.

Полетаева В.И., Пастухов М.В., Загорюлько Н.А., Белоголова Г.А. Изменение гидрохимического состава заливов Братского водохранилища в результате лесозаготовительных работ // Водные ресурсы, 2018. – Т. 45, № 3. – С. 278–288.

Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Tirskikh E.N. Long-term dynamics of mercury pollution of the Bratsk reservoir bottom sediments, Baikal region, Russia // IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 2019. – 321. – 012041.

Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Tirskikh E.N. Dynamics of Trace Element Composition of Bratsk Reservoir Water in Different Periods of Anthropogenic Impact (Baikal Region, Russia) // Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2021. – № 80. – P. 531–545.

Полетаева В.И., Пастухов М.В. Техногенное воздействие сточных вод на гидрохимический состав р. Ангары // Теоретическая и прикладная экология, 2022. – № 3. – С. 90–95.

Пастухов М.В., Полетаева В.И. Биогеохимическая индикация фито- и зоопланктоном загрязнения водоемов БПТ // В кн.: Фундаментальные основы, методы и технологии цифрового мониторинга и прогнозирования экологической обстановки Байкальской природной территории / Отв. ред. И.В. Бычков, Д.П. Гладкочуб, Г.М. Ружников. – Новосибирск: СО РАН, 2022. – С. 156–164.

Пастухов М.В., Полетаева В.И. Экологические последствия техногенного загрязнения экосистемы Братского водохранилища // В кн.: Безопасность России. Правовые, социально-экономические и научно-технические аспекты. Тематический блок «Региональные проблемы безопасности». Раздел II. Территориальные риски регионов Сибири. Кузбасс. Енисейская Сибирь. Байкал. / Науч. руков. чл.-корр. РАН Махутов Н.А., под ред. Москвичева В.В. – М.: МГОФ «Знание», 2024. – С. 375–385.

3.4. Усть-Илимское водохранилище

3.4.1. Основной ионный состав

В период отбора проб величина рН вод Усть-Илимского водохранилища изменялась от 7,1 до 8,8, Eh – от 35 до 303 мВ. Водная среда содержит высокое количество кислорода (от 8,38 мг/л до 11,98 мг/л) как в поверхностных, так и в придонных горизонтах. Исключением являются придонные воды Вихоревского залива (0,59 мг/л – 2 км ниже устья р. Вихорева, 2,46 мг/л – 7 км ниже устья р. Вихорева) и верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС (до 0,86 мг О/л).

Статистические параметры компонентов основного ионного состава воды I, II, III и IV частей Ангарской части водохранилища, выделение которых проведено в главе 2.2, а также Илимской части и Вихоревском заливе Усть-Илимского водохранилища представлены в табл. 3.4.1. В маломинерализованных водах Ангарской части водохранилища, также как в оз. Байкал и расположенных выше водохранилища р. Ангары, преобладающим анионом в воде является HCO_3^- , катионом – Ca^{2+} . Повышенными, по сравнению с русловыми водами Ангарской части, концентрациями HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Na^+ и величиной минерализации отличаются воды Вихоревского залива. Выделенная закономерность определяется, в первую очередь, поступлением загрязняющих веществ с сточными водами Братского лесопромышленного комплекса и хозяйственно-бытовых сточных вод г. Братск в р. Вихорева. Гидрохимические исследования, проведенные в р. Вихорева, показали значительное увеличение минерализации вод реки после поступления в нее сточных вод (табл. 3.4.2). Из компонентов основного ионного

состава наибольшим вариациям подвержены концентрации ионов хлора (73 раза), натрия (60 раз), калия (10 раз). Повышаются также и сульфат-ионы, которые относятся к основным загрязняющим компонентам лесоперерабатывающей промышленности. Изучение распределения концентраций главных ионов в водах Вихоревского залива показало, что более их высокие концентрации приурочены к поверхностным водам (табл. 3.4.2). Такая неоднородность, определенная Стрижовой Т.А. (1985) до зарегулирования р. Ангары Усть-Илимской ГЭС и в период становления Усть-Илимского водохранилища, связана с ограничением возможности быстрого смешения двух потоков с высокой разностью их температур: более холодные воды р. Ангары, а настоящее время Усть-Илимского водохранилища, и воды р. Вихорева, температура которых повышена за счет поступающих в нее сточных вод.

Таблица 3.4.1 – Концентрации главных ионов (мг/л) в водах Усть-Илимского водохранилища

Ион	X _{min}	X _{max}	\bar{X}	Me	SD	X _{min}	X _{max}	\bar{X}	Me	SD
	Ангарская часть									
	Участок I					Участок II				
HCO ₃ ⁻	84,9	93,2	87,8	86,6	3,8	85,9	97,1	90,3	90,3	3,3
Cl ⁻	4,1	4,4	4,3	4,3	0,1	3,8	19,1	7,8	4,7	4,9
SO ₄ ²⁻	11,1	14,3	12,7	12,8	1,4	11,7	30,4	17,1	14,0	6,1
K ⁺	1,1	1,2	1,1	1,1	0,02	1,1	1,8	1,3	1,2	0,2
Na ⁺	5,5	5,8	5,7	5,7	0,1	5,6	19,9	9,2	5,9	4,8
Ca ²⁺	20,6	22,7	21,3	21,0	1,0	21,2	23,9	22,8	22,9	0,9
Mg ²⁺	5,0	5,4	5,1	5,1	0,1	4,3	7,0	5,5	5,4	1,0
TDS	135,8	147,6	139,9	137,4	3,4	141,2	194,7	161,9	147,6	19,6
	Участок III					Участок IV				
HCO ₃ ⁻	80,5	95,6	87,5	87,4	3,5	83,0	144,4	102,9	87,8	26,7
Cl ⁻	1,1	13,3	5,2	4,9	2,2	4,7	41,3	16,7	5,3	18,0
SO ₄ ²⁻	11,0	15,8	12,9	12,6	1,4	11,6	25,9	16,4	12,6	6,7
K ⁺	1,1	1,3	1,2	1,2	0,05	1,1	1,6	1,3	1,2	0,2
Na ⁺	5,8	10,5	6,6	6,3	1,0	6,0	26,3	12,5	6,4	9,6
Ca ²⁺	17,6	23,1	21,2	21,2	1,1	20,2	32,8	24,7	21,0	6,2
Mg ²⁺	4,2	8,5	5,2	5,0	0,9	4,8	13,9	7,8	5,4	4,3
TDS	130,4	162,5	141,7	140,2	7,0	138,3	359,3	184,7	141,3	69,7
	Илимская часть					Усть-Вихоревский залив				
HCO ₃ ⁻	78,1	146,9	102,1	88,6	26,5	87,4	163,0	112,7	87,8	43,5
Cl ⁻	4,4	42,1	14,6	6,1	15,1	12,7	65,6	35,0	26,8	27,4
SO ₄ ²⁻	12,3	26,9	17,2	15,5	5,4	21,8	73,2	46,9	15,9	25,7
K ⁺	1,2	1,5	1,3	1,2	0,1	1,6	3,7	2,5	2,2	1,1
Na ⁺	6,1	25,3	11,2	6,6	7,9	13,3	64,0	34,3	25,6	26,5
Ca ²⁺	20,5	26,3	25,3	21,8	6,6	22,9	41,6	30,2	26,2	10,0
Mg ²⁺	5,1	13,8	7,8	6,5	3,1	6,1	14,3	9,9	9,2	4,2
TDS	132,1	293,3	181,9	150,1	63,0	168,2	432,6	277,2	230,9	138,2

Примечание: X_{min} – минимальная концентрация, X_{max} – максимальная концентрация, \bar{X} – средняя концентрация, Me – медиана, SD – стандартное отклонение

Сравнение концентраций основного ионного состава в воде I, II, III и IV частях Ангарской части (табл. 3.4.1) показывает, что при достаточно равномерном распределении главных ионов выделяются участки, где их концентрации значительно повышаются. В большей степени, это относится к придонным горизонтам воды. При близких медианных значениях HCO_3^- и Ca^{2+} , также как Mg^{2+} , Cl^- и Na^+ , их наибольшие концентрации зафиксированы в воде участка IV. Максимальные концентрации SO_4^{2-} отмечены на участке II, который принимает на себя основную нагрузку от поступающих в водохранилище вод загрязненной р. Вихорева. Одновременно с SO_4^{2-} , на II участке зафиксированы и повышенные, по сравнению с средними и медианными значениями, концентрации Na^+ и Cl^- . В воде Ангарской части наибольшая неоднородность определена для ионов хлора, концентрации которого изменяются от 1,1 до 41,3 мг/л.

Таблица 3.4.2 – Концентрации главных ионов, кислорода, Сорг и минерализации (TDS) (мг/л) в воде р. Вихорева и Вихоревском заливе

Станция отбора проб		HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	TDS	O_2	Сорг
р. Вихорева											
Выше сточных вод БПЗ	п	160	87	3,0	50,0	18,2	3,9	1,5	326	9,2	48,8
Ниже сточных вод БПЗ	п	189	196	220,6	47,0	15,4	240,0	9,1	923	3,2	368,1
14 км выше устья	п	202	157	158,4	49,0	16,8	153,0	7,0	749	5,4	61,8
Устье реки	п	272	262	144,8	43,0	19,0	222,0	10,6	982	0,3	91,9
Залив Вихоревский											
0,2 км ниже устья р. Вихорева	п	160	93	83,4	38,0	13,0	93,0	5,1	487	6,1	6,5
2 км ниже устья р. Вихорева	п	138	69	61,3	35,0	11,5	70,0	4,2	390	7,0	13,2
	д	107	43	28,5	29,0	8,0	36,0	2,7	257	0,6	7,7
7 км ниже устья р. Вихорева	п	120	54	40,3	30,0	9,0	51,0	3,2	309	7,6	5,7
	д	91	31	15,8	25,0	6,0	17,5	1,8	189	2,5	27,4
10 км ниже устья р. Вихорева (устье залива)	п	99	34	22,5	26,0	7,0	24,5	2,2	216	9,3	15,3
	д	77	22	3,9	22,0	4,5	5,5	1,1	136	10,2	8,8

Примечание: БПЗ – Братская промышленная зона; п – поверхностная вода, д – придонная вода

Илимская часть водохранилища в меньшей степени, по сравнению с Ангарской частью, подвержена антропогенной нагрузке. Также, как в Ангарской части, вода Илимской части – гидрокарбонатная кальциевая. Вместе с этим, концентрации главных ионов здесь выше. Наибольшие различия в воде этих частей определены для Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- и Na^+ . Работами,

проведенными на р. Илим до создания Усть-Илимского водохранилища (Стрижова, 1985), установлена линейная зависимость между концентрациями сульфат-иона и ионами кальция и магния. Такая зависимость определяет растворение и выщелачивание загипсованных пород, имеющих широкое распространение в бассейнах притоков р. Илим – р. Игирмы и р. Тубы, в устьевых частях которых при создании водохранилища образовались крупные заливы. Помимо этого, определено, что р. Илим в естественных условиях имела высокую долю подземного питания (38-40%). Состав грунтовых вод, влияющих на гидрохимический состав реки, отличался разнообразным химическим составом: от гидрокарбонатно-сульфатных и сульфатно-гидрокарбонатных до хлоридных натриевых.

3.4.2. Микроэлементный состав

Статистические параметры распределения Fe, Mn, Al, Li, Zn, Ti, V, Cr, Ni, As, Sn, Cu, Pb, Cd, Mo, U, Co, Th, W, Tl, Hg в водах четырех частей Ангарской части, Илимской части и Усть-Вихоревского залива Усть-Илимского водохранилища представлены на рис. 3.4.1.

В пределах каждого участка Усть-Илимского водохранилища концентрации микроэлементов подвержены различным вариациям (рис. 3.4.1). В Ангарской части водохранилища наиболее близкими между собой являются средние концентрации Mo, U, Co, W. Отчетливо прослеживается увеличение концентраций As, Mn, Li от нижнего бьефа Братской ГЭС к верхнему бьефу Усть-Илимской ГЭС. Концентрации Pb, Cu, Th, Cr, Ni наиболее высокие в воде I участка (район г. Братск), Hg, Al, Fe, Zn, Ti, V – в воде II участка после смешения ангарских вод с водами Усть-Вихоревского залива. Еще более повышены средние концентрации Al, Fe, Li, V, Cr, Ni, As, Cd, Mo, U, Co, Th, Tl, Hg в воде Вихоревского залива водохранилища.

Такие особенности в распределение микроэлементов, также как главных ионов, по акватории Усть-Илимского водохранилища определяются природными и антропогенными факторами. Первым антропогенным, наиболее значимым, фактором является влияние высокозагрязненных вод р. Вихорева, распространяющихся в Усть-Вихоревский залив и далее в Ангарскую часть водохранилища. Результаты химического анализа показывают, что техногенная эмиссия, связанная со сточными водами, изменяет гидрохимический состав реки (табл. 3.4.2, 3.4.3). Влияние сточных вод Братской промышленной зоны отражает повышение концентраций Al, Mn, Cr, Zn, Cd, Pb, W, V и, в меньшей степени, Fe, Cu, Hg, Ni, Tl, Sn в воде р. Вихорева на участке после их поступления. Вместе с этим необходимо отметить, что изучение пространственного распределения элементов основного ионного состава и микроэлементов в воде р. Вихорева показало, что помимо техногенной составляющей в формировании гидрохимического состава реки участвует и природная составляющая, влияющая на концентрации HCO_3^- , SO_4^{2-} , Al, Fe, Hg (Долгих и др., 2024).

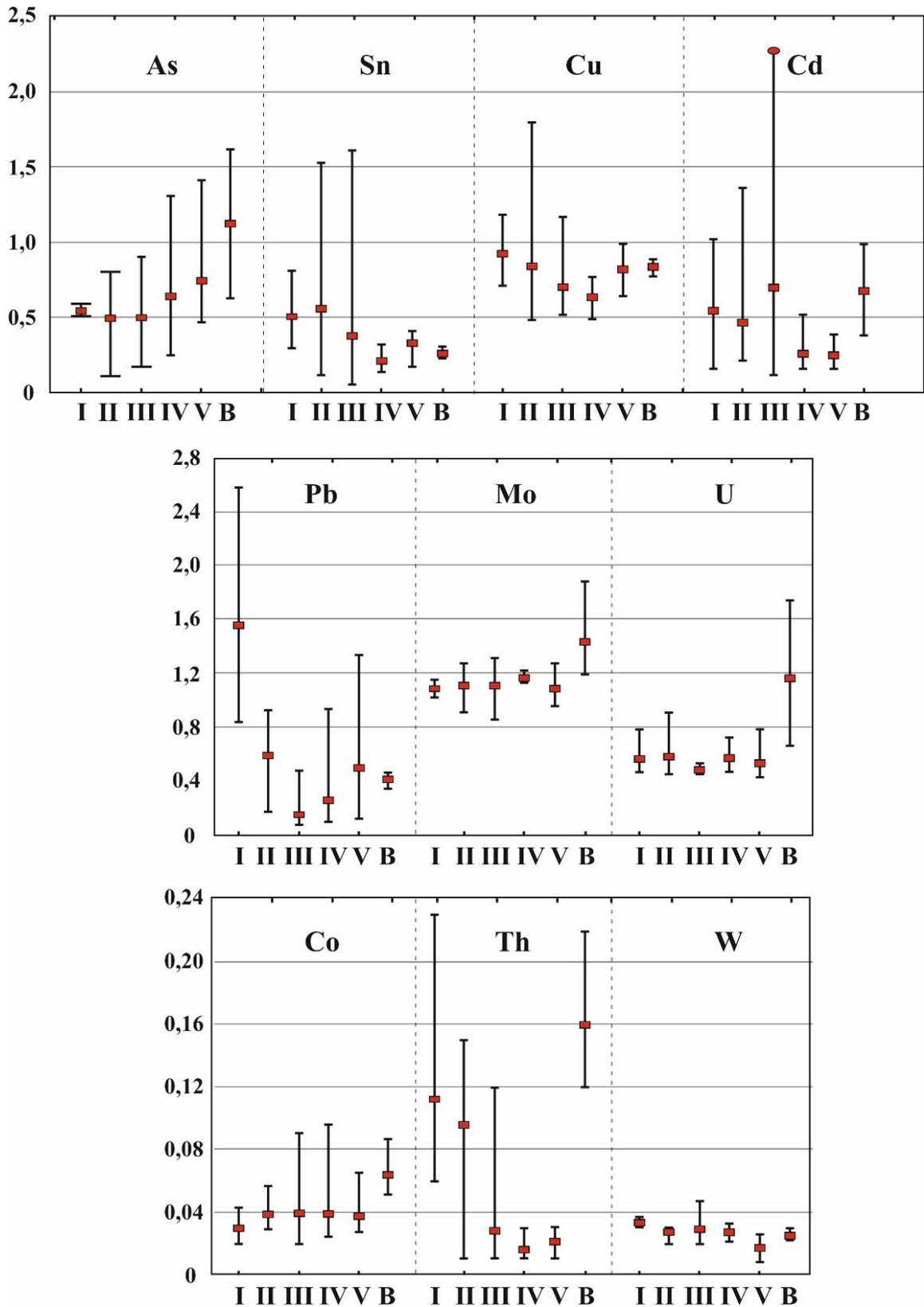


Рисунок 3.4.1 – Концентрации микроэлементов ($\mu\text{г/л}$) в воде I, II, III, IV участков и Вихоревского залива (В) Усть-Илимского водохранилища. Красный прямоугольник – среднее значение, усы – максимальное и минимальное значение.

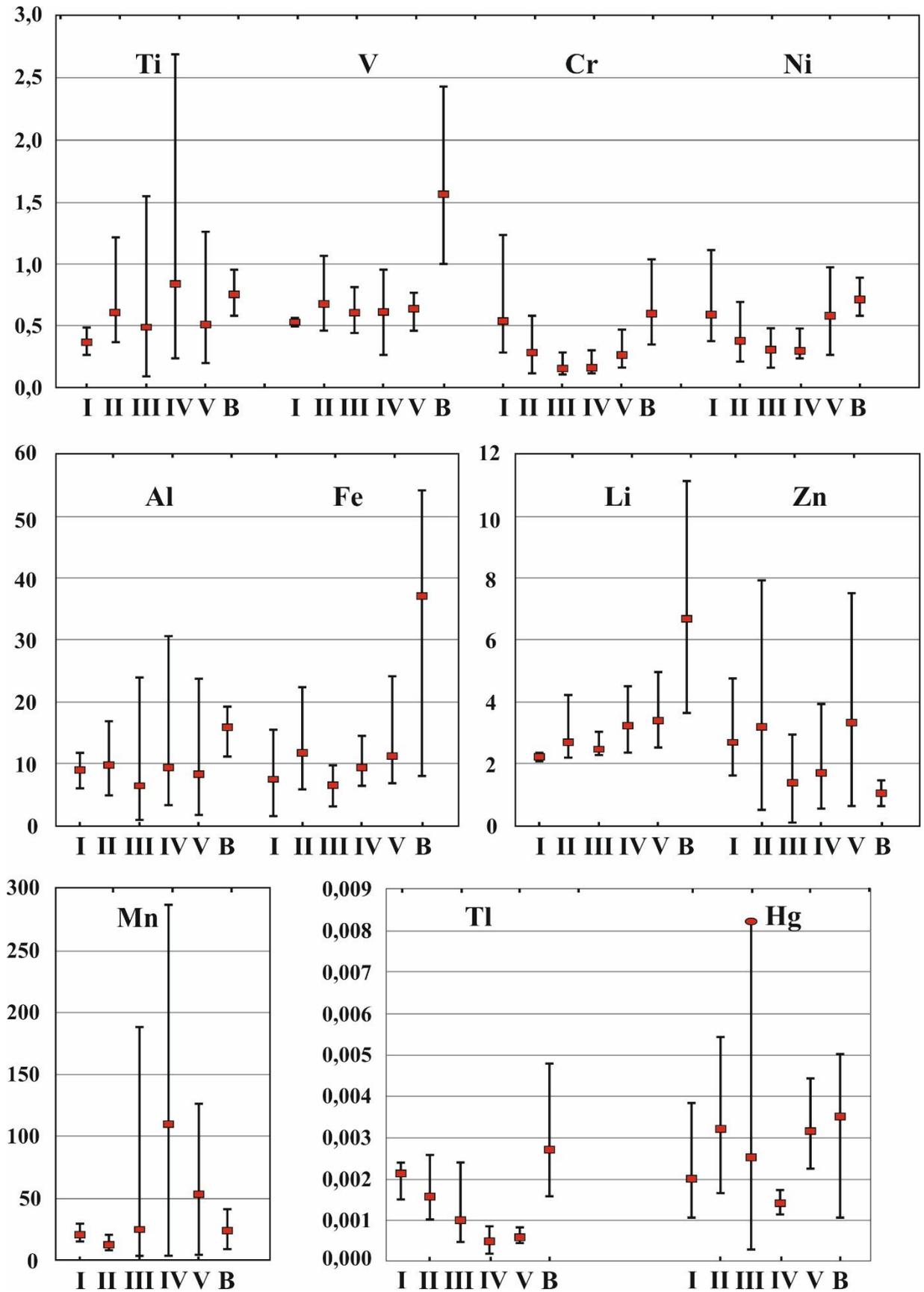


Рисунок 3.4.1 (продолжение) – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде I, II, III, IV участков и Вихоревского залива (B) Усть-Илимского водохранилища. Красный прямоугольник – среднее значение, усы – максимальное и минимальное значение.

Таблица 3.4.3 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в воде р. Вихорева и Вихоревском заливе

Станция отбора проб	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg	Th	W	Ti	V	Ni	Li	Tl	Sn	Mo	U	
р. Вихорева																						
Выше сточных вод БПЗ*	п*	107	0,5	27	227	0,08	3,6	20,7	0,39	0,063	0,16	0,0008	0,021	0,02	4,2	1,5	0,9	9,7	0,0013	0,017	1,2	2,2
Ниже сточных вод БПЗ	п	172	7,3	248	293	0,26	5,4	43,2	0,38	0,126	0,40	0,0016	0,017	0,33	2,2	4,1	1,6	8,3	0,0020	0,023	1,5	1,4
14 км выше устья	п	110	5,1	159	299	0,12	3,8	14,0	0,66	0,070	0,26	0,0027	0,016	0,06	1,6	3,6	1,3	11,7	0,0022	0,028	1,8	2,0
Устье реки	п	224	4,9	180	446	0,21	1,8	12,0	3,74	0,092	0,29	0,0032	0,034	0,39	4,2	11,8	2,0	15,7	0,0028	0,047	3,5	2,5
Залив Вихоревский																						
0,2 км ниже устья р. Вихорева	п	76	2,8	76	212	0,10	1,3	13,8	1,18	0,209	0,20	0,0049	0,014	0,18	1,3	4,1	1,0	10,9	0,0015	0,018	2,3	1,7
2 км ниже устья р. Вихорева	п	40	1,8	64	104	0,07	0,6	2,1	0,91	0,029	0,05	0,0022	0,007	0,07	0,5	3,0	0,6	8,3	0,0006	0,019	1,9	1,1
	д	761	3,3	511	1567	0,80	2,4	15,9	1,01	0,142	0,77	0,0010	0,042	0,03	4,9	4,5	2,3	6,0	0,0043	<0,015	0,5	0,8
7 км ниже устья р. Вихорева	п	43	1,2	25	90	0,05	0,7	5,7	0,69	0,046	0,08	0,0010	0,011	0,56	0,7	2,3	0,5	6,5	0,0008	<0,015	1,4	1,0
	д	40	0,6	368	132	0,06	0,6	1,8	0,56	0,014	0,09	0,0008	0,011	0,05	1,3	1,1	0,5	3,6	0,0005	<0,015	1,0	0,5
10 км ниже устья р. Вихорева (устье залива)	п	30	0,6	23	61	0,05	1,0	3,4	0,59	0,039	0,22	0,0010	0,007	0,15	0,5	1,5	0,5	4,9	0,0008	<0,015	1,2	0,8
	д	14	0,2	81	38	0,03	0,7	2,8	0,39	0,023	0,21	0,0017	0,004	0,04	0,5	0,6	0,4	2,5	0,0007	<0,015	1,1	0,5
ПДК _{пв} **		200	50	100	300	100	1000	5000	10	1	10	0,5	50	-	100	100	20	30	0,1	2000	70	15

Примечание: БПЗ – Братская промышленная зона, п – поверхностная вода, д – придонная вода; ПДК (СанПин 1.2.3685-21). Жирным шрифтом выделены значения выше ПДК.

В отличие от главных ионов, миграция которых происходит, в основном, по поверхности залива, вертикальное распределение микроэлементов различно (табл. 3.4.3). В период отбора проб в устьевой части Усть-Вихоревского залива (10 км ниже устья р. Вихорева) концентрации Al, Cr, Fe, Co, Cu, Zn, As, Cd, Th, V, Li, Sn, U, W, V выше в поверхностной воде, по сравнению с придонной, Mn, Hg – выше в придонной воде, по сравнению с поверхностной. В 2 км ниже впадения р. Вихорева в Усть-Вихоревский залив значительные концентрации большинства микроэлементов зафиксированы в придонных водах. Корреляционный анализ выделил значимую положительную корреляцию между Mn, Al, Fe, Pb в воде Усть-Вихоревского залива (Долгих и др., 2024). При значимых коэффициентах парной корреляции этих микроэлементов с Cl⁻, Na⁺, SO₄²⁻ в воде р. Вихорева, их связь в воде Усть-Вихоревского залива становится не явной, определяя процессы смешения загрязненных вод реки с более чистыми гидрокарбонатными кальциевыми русловыми водами Ангарской части Усть-Илимского водохранилища.

Помимо негативного влияния на экосистему Усть-Илимского водохранилища промышленной зоны г. Братск, определяемого сбросом сточных вод в р. Вихореву, ее непосредственное воздействие происходит путем переноса загрязняющих веществ газопылевыми выбросами, атмосферными осадками и поверхностным (дождевым и талым) стоком от источников загрязнения на поверхность водоема. Г. Братск на протяжении длительного периода входит в список населенных пунктов с самым загрязненным воздухом не только Иркутской области, но и России. Техногенная нагрузка на окружающую среду связана с выбросами предприятий промышленной зоны, с которыми в атмосферный воздух поступает более 80 загрязняющих веществ, содержащих, в том числе, Al, Pb, Cu (Игнатьева и др., 2005). Главным поставщиком Al в окружающую среду является Братский алюминиевый завод, Mn – ТЭЦ-6 (Рунова и др., 2008; Игнатенко и др., 2012). Влияние атмосферного переноса и поверхностного стока определяет увеличение концентраций микроэлементов в воде I участка Усть-Илимского водохранилища (рис. 3.4.1). В большей степени, это вода створа нижнего бьефа Братской ГЭС. При этом, поверхностный сток определяют повышенные, по сравнению с серединой створа, концентрации Al, Zn, Cd, Pb, которые зафиксированы в воде правого берега, Mn – в воде левого берега. Ранее, значительные концентрации этих микроэлементов определены в снеговой воде береговой зоны I участка водохранилища (Янченко и др., 2010).

Спад антропогенной нагрузки на водную среду Усть-Илимского водохранилища от промышленной зоны г. Братск определяет пространственное распределение концентраций микроэлементов в воде II участка, которое показывает, что в 3,5 км ниже по течению от Усть-Вихоревского залива концентрации Fe, Mn, Al, As, Cd, Cu, Pb значительно уменьшаются, а в 5 км ниже – уже достигают концентраций, свойственных менее загрязненным участкам. Снижение концентраций микроэлементов в воде связано, в первую очередь, с разбавлением загрязненных

вод Вихоревского залива большим объемом русловых вод водохранилища. Одновременно происходят процессы сорбции микроэлементов на взвешенных частицах и их закрепление в донных отложениях водоема (Poletaeva et al., 2019).

В связи с тем, что I и II участки водохранилища в большей степени подвержены антропогенной нагрузке, отделить природные источники поступления элементов от антропогенных весьма сложно. Наиболее обоснованно это можно сделать для вод III и IV участков Ангарской части и вод Илимской части водохранилища. На этих участках при меньшем антропогенном воздействии в придонных водах наблюдаются концентрации как главных ионов, так и микроэлементов, зачастую превышающие их концентрации в техногенно-нагруженных зонах. Для III участка это концентрации Mn (187,8 мкг/л), Zn (2,5 мкг/л) в водах Воробьевского расширения, для IV участка – концентрации Al (30,7 мкг/л), Ti (2,7 мкг/л), в водах вблизи островов в устье р. Илим, As (1,3 мкг/л) в водах 267 км с.х., Zn (3,9 мкг/л), Pb (0,9 мкг/л) в водах верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС, Mn в воде всех точек опробования (от 85,9 до 285,9 мкг/л) для Илимской части – концентрации Al (23,8 мкг/л), Ti (1,3 мкг/л) в водах района пос. Кедровый, Zn (7,5 мкг/л) в водах напротив д. Избушечная, Pb (1,1 мкг/л) в водах в 3,5 км выше устья Илимской части, Mn (от 83,2 до 125,9 мкг/л) в водах всех точек опробования. Обращает на себя внимание и значительная вариабельность в концентрациях As, Zn, Cd, Hg, Al, Mn, Ti, V, Ni и Pb в пределах каждого участка. При этом, высокие концентрации микроэлементов фиксируются локально и не дают протяженных водных ореолов рассеяния.

Миграционные особенности, характерные для таких ионов как Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Hg^{2+} и др., определяют, что при $\text{pH} > 6$ (в воде Усть-Илимского водохранилища > 7) они должны осаждаться в виде плохо растворимых гидроксидов, карбонатов, сульфидов и накапливаться в донных отложениях. Очень низкая подвижность в околонеutralной, окислительной среде определена для Al и Fe (Plant, Raiswell, 1983). Mn в окислительных условия переходит в нерастворимую форму и мигрирует в составе взвеси (Pokrovsky et al., 2006). Выделенные свойства элементов должны препятствовать значительному распространению микроэлементов от источников их поступления. В связи с этим, можно предположить, что локальные повышения концентраций элементов в придонных водах III и IV участков, не значительно подверженных антропогенной эмиссии, могут нести информацию о природных источниках их поступления. Так, например, при различном спектре элементов, повышающихся на отдельных точках наблюдения, наиболее часто встречаемыми являются основные породообразующие элементы Mn, Al и Fe. В пределах этих участков повсеместное распространение имеют траппы, в которых главными породообразующими минералами являются плагиоклаз и пироксен (Усть-Илимское ..., 1975), в состав которых входят алюминий и железо. Устойчивое накопление концентраций Mn в

придонном слое воды, также может свидетельствовать об обогащенности этим элементом водовмещающих пород.

Известно, что на гидрохимический состав водоемов большое влияние оказывают подземные воды (Garrett et al., 2012; Sklyarov et al., 2015; Yu et al., 2018; Guea et al., 2018). Разгрузку подземных вод в бассейнах р. Ангары и р. Илим стимулируют разломы глубокого заложения (рис. 3.4.2) и тектонически ослабленные зоны в ядрах антиклиналей и под долиной реки, в пределах которых отчетливо прослеживаются «линии» или области разгрузки подземных вод (Пиннекер, 1977). Как показано выше, до создания Усть-Илимского водохранилища высокая доля грунтового питания определяла концентрацию Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- и Na^+ в воде р. Илим. От зал. Туба до устья Илимской части повсеместное распространение имеют солоноватые сульфатные магниевые-кальциевые воды, которые до создания водохранилища проявлялись на поверхности земли в виде сосредоточенных родников и пластовых выходов (Усть-Илимское..., 1975). После зарегулирования р. Илим, подток подземных вод фиксируется увеличением концентраций Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- и Na^+ в придонных водах Илимской части. Значимая положительная корреляционная зависимость между выделенными ионами с Mn, Zn, As, Cd, Hg подчеркивает их общий источник поступления, а, следовательно, может отражать поступления этих микроэлементов с подземными водами.

Для вод Ангарской части малый, по сравнению с основными формирующими сток водохранилища водами, дебит подземных вод и отсутствие точной информации о местах их субаквальной разгрузки не позволяет сделать обоснованные выводы о влиянии подземных вод на ее гидрохимический состав. Вместе с этим, сравнение результатов пространственного распределения главных ионов и микроэлементов в воде Усть-Илимскому водохранилища с результатами гидрогеологических исследований (Усть-Илимское..., 1975), позволяет говорить о инфильтрации грунтовых вод в пределах тектонически ослабленных зон бассейна водохранилища.

С особенностями тектонического строения и формирования гидрогеодинамических аномалий прибрежной зоны, с большой долей вероятности, связаны вариации в концентрации главных ионов в глубинных водах IV участка водохранилища. Так, в 10 км ниже устья Илимской части концентрации Cl^- в поверхностных водах составляют 5,4 мг/л, в придонных – 38,4 мг/л, Na^+ – 6,3 и 23,2 мг/л, соответственно. В воде верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС: концентрации Cl^- в поверхностных водах составляют 5,0 мг/л, в придонных – 41,3 мг/л, Na^+ – 6,5 и 26,3 мг/л, соответственно. В междуречье Илимской части и IV участка Ангарской части водохранилища результаты гидрогеохимических работ (Овчинников и др., 1999) выявили наличие депрессионно-купольного строения поверхности уровня подземных вод, так называемый гидрогеохимический купол. На площади интенсивного проявления гидрогеохимического купола к поверхности

поднимаются воды глубоких водоносных горизонтов хлоридного натриевого состава, что может оказывать влияние на придонные воды IV участка водохранилища. Из повышающихся на этом участке микроэлементов необходимо отметить Mn и Pb, концентрация которых в придонной воде в 80 и 10 раз, соответственно, выше, чем в поверхностной. Корреляционный анализ также выделил ассоциацию $Mn - Cl^- - Na^+$ ($r = 0,95$), определяющую общие источники поступления.

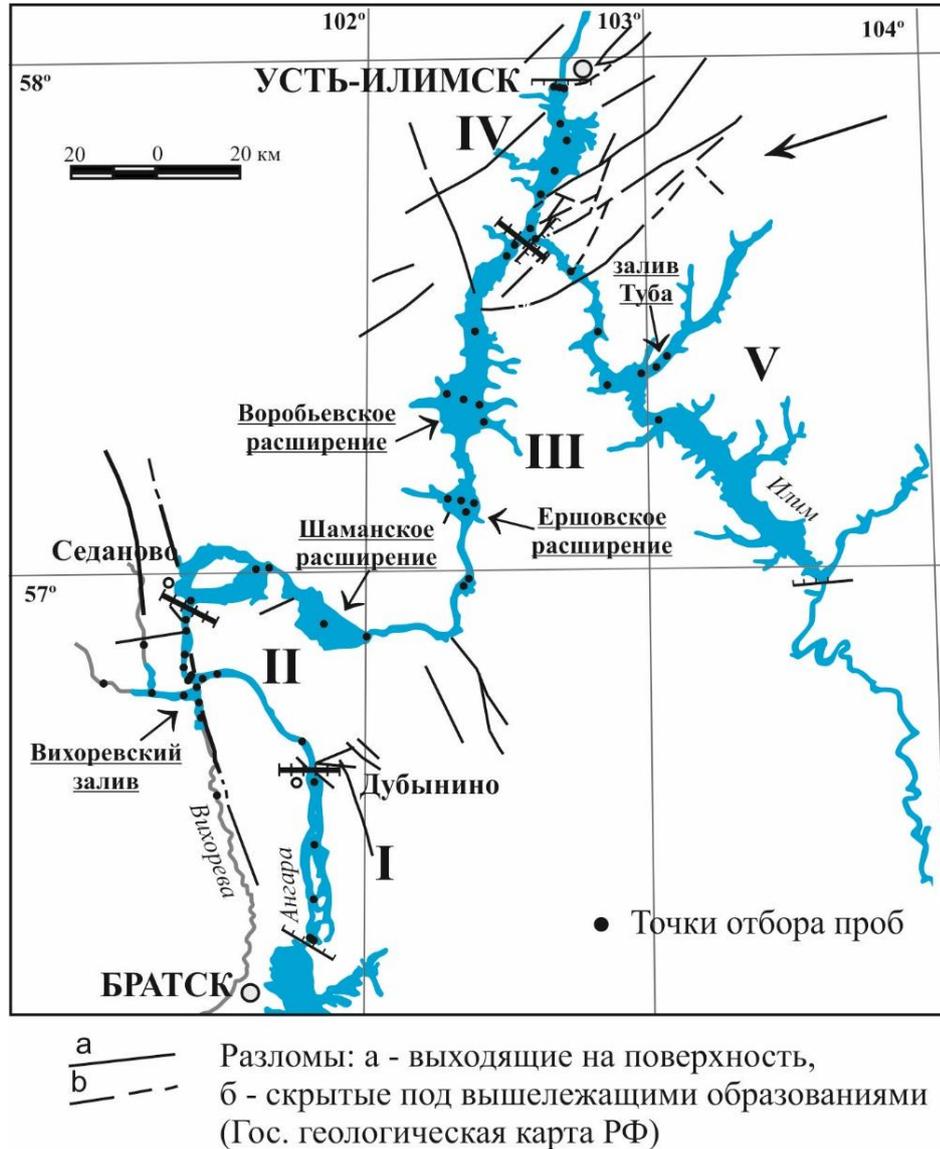


Рисунок 3.4.2 – Сеть тектонических нарушений в бассейне Усть-Илимского водохранилища (по материалам Государственной геологической карты РФ (Ангаро-Енисейская серия, О-48)

В III части Ангарской части можно выделить несколько участков с возможным влиянием подземных вод на поверхностные. Каждая стратиграфическая толща подземных вод бассейна Усть-Илимского водохранилища имеет свой гидрохимический (как основной, так и микроэлементный) состав. При этом, в разных по основному ионному составу подземных водах

наиболее часто встречающимися (в более чем 50% проб) являются Zn, Cu, Mn, Fe, для вод Илимской части – к выделенным элементам добавляется и Pb (Усть-Илимское ..., 1975). В районе Воробьевского расширения первый от поверхности водоносный горизонт представлен гидрокарбонатными щелочноземельными водами с повышенными концентрациями натрия. В период опробования здесь в придонной воде до максимальных по III части концентраций увеличиваются концентрации HCO_3^- , Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} (табл. 3.4.1) и, одновременно, Mn (185 мкг/л), As (1,3 мкг/л), Zn (2,49 мкг/л). В районе д. Седаново, где фиксируется выходящий на поверхность разлом (рис. 3.4.2), также в придонных водах увеличиваются концентрации Mn (39,2 мкг/л), Zn (2,89 мкг/л), Cd (1,71 мкг/л).

С точки зрения природного поступления элементов можно объяснить увеличение концентраций Zn (4,34 мкг/л), Pb (2,58 мкг/л) и Hg (0,0038 мкг/л) в воде I участка около д. Дубынино. Выявленное влияние поверхностного стока и атмосферного переноса с промышленной зоны г. Братск не дает столь значительных содержаний в районе самого города (нижний бьеф Братской ГЭС), что предполагает исключение техногенной составляющей в увеличении концентраций микроэлементов на этом участке водохранилища. Вместе с этим значительная обогащенность этими элементами подземных вод на участке водохранилища в районе д. Дубынино, может быть связана с их высокими концентрациями в зонах экзоконтактов траппов с отложениями нижней подсвиты мамырской свиты, характеризующихся проявлениями контактового метаморфизма, трещиноватости и связанной с ней повышенной водообильностью (Усть-Илимское..., 1975).

При видимом уменьшении концентраций большинства элементов техногенного происхождения по течению р. Вихорева после поступления в нее сточных вод и Вихоревском заливе, представляет интерес последовательное увеличение концентраций Hg и As (табл. 3.4.3) к устью реки и далее в залив. Концентрации As и Hg в подземных водах определены не были, однако, известно (Усть-Илимское..., 1975), что общегеологические закономерности этого района благоприятны для рудопроявлений ртути. По долине р. Вихорева протягивается Вихоревская флексура, которая на всем протяжении от г. Братск до д. Седаново осложнена пликативными и разрывными нарушениями (Усть-Илимское..., 1975). Разлом, выходящий на поверхность вдоль реки после поступления в нее сточных вод, и приуроченные к нему выходы подземных вод могут отражать и повышение элементов в составе вод реки.

Таким образом, вода, поступающая на входной створ Усть-Илимского водохранилища из Братского водохранилища, сохраняет постоянство основного ионного состава до впадения Вихоревского залива, в котором определены повышенные концентрации SO_4^{2-} , Cl^- и Na^+ , а также широкого круга микроэлементов. При достаточно равномерном распределении главных ионов в

воде Усть-Илимского водохранилища, выделяются участки, где их концентрации значительно повышаются – это придонные воды III и IV участков Ангарской части и Илимская часть. Микроэлементный состав вод подвержен более значительным трансформациям в пределах каждого участка водохранилища. В пределах I участка зафиксированы повышенные концентрации Pb, Cu, Th, Cr, Ni, II участка - Hg, Al, Fe, Zn, V, Ti, III участка – As, Cd, Hg, Al, Co, Mn, Ti, IV участка – As, Zn, Al, Mn, Co, Ti, Pb, Илимской части - Mn, Zn, As, Cd, Hg, Ni, Pb, Al, Вихоревского залива – Al, Fe, Li, V, Cr, Ni, As, Cd, Mo, U, Co, Th, Tl, Hg.

Определено, что главным антропогенным источником, участвующим в формировании гидрохимического состава Усть-Илимского водохранилища, в настоящее время являются сточные воды промышленной зоны г. Братск, поступающие в р. Вихореву и далее в Вихоревский залив и русловую часть водохранилища. Снижение концентраций главных ионов и микроэлементов антропогенного происхождения в воде связано, в первую очередь, с разбавлением загрязненных вод реки сначала водами залива и далее большим объемом русловых вод водохранилища. Опосредованно воздействие промышленной зоны, отражающееся на составе вод I участка водохранилища, происходит через атмосферный перенос и поверхностный сток от источников загрязнения. На это указывают повышенные концентрации микроэлементов на береговых станциях верхнего бьефа Братской ГЭС. Выделение природных источников поступления компонентов основного ионного состава и микроэлементов, главным образом это субаквальная разгрузка подземных вод, проведено по косвенным признакам, к которым относится увеличение их концентраций в придонных слоях воды локальных участков и сравнение этих превышений с результатами гидрогеологических исследований. Увеличение концентраций элементов, связанное с подтоком подземных вод, в большей степени происходит на III и IV участках водохранилища и Илимской части. Влияние таких источников ограничивается в Ангарской части придонными водами, в Илимской части их воздействие более значимо и на некоторых точках отбора распространяется на весь слой воды.

Результаты исследования, представленные в главе 3.4, изложены в следующих основных публикациях:

Полетаева В.И., Долгих П.Г., Пастухов М.В. Особенности формирования гидрохимического режима Усть-Илимского водохранилища // Вода: химия и экология, 2017. – № 10. – С. 11–17.

Долгих П.Г., Полетаева В.И., Пастухов М.В. Условия формирования гидрохимического режима р. Вихорева и Усть-Вихоревского залива (Усть-Илимское водохранилище) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2024. – Т. 335. № 3. – С. 92–107.

3.5. Гидрохимическая изменчивость р. Ангары при создании Богучанского водохранилища

Зарегулирование р. Ангары привело к изменению температурного режима водоема. Средняя температура воды, составляющая в период отбора проб 7 °С в 2007 г., вследствие замедления скорости течения потока постепенно увеличивалась: в 2013 г. до 8,8 °С, в 2014 г. до 11,8 °С, в 2015 г. до 13,0 °С. Более низкие температуры воды приходятся на участок водоема, прилегающий к Усть-Илимской ГЭС. Вода р. Ангары до зарегулирования содержала незначительное количество взвешенных веществ с высокой степенью прозрачности – до дна. По мере наполнения водохранилища и поступления в водоем органических и минеральных веществ с затопленных площадей, а также размыва берегов прозрачность воды значительно изменялась, уменьшаясь от плотины Усть-Илимской ГЭС вниз по течению.

3.5.1. Основной ионный состав

Концентрация главных ионов в воде р. Ангары и Богучанском водохранилище

В первые два года заполнения Богучанского водохранилища величина рН изменялась от 7,3 до 8,3, снижаясь в 2015 г. (6,7-7,4). Результаты исследований, проведенных после заполнения водохранилища, позволили выделить следующие особенности в распределении рН. В районе затопленных сельскохозяйственных угодий пос. Кеуль и Едарма наблюдается увеличение щелочности в придонных слоях воды по сравнению с поверхностными. На участке водоема, находящегося под влиянием малоосвоенных участков затопленного побережья, напротив, отмечается увеличение величины рН в поверхностных слоях воды, вызванное интенсивным развитием фито- и зоопланктона при увеличении температуры воды и уменьшении скорости течения.

Значение минерализации в воде р. Ангаре (2007 г.) до заполнения водохранилища изменялась в пределах от 135,1 до 154,6 мг/л, Богучанского водохранилища в 2013 г. – от 144,2 до 156,8 мг/л, в 2014 г. – от 137,5 до 165,1 мг/л, в 2017 г. – в пределах от 139,1 до 172,3 мг/л. Концентрации главных ионов в русловой части Богучанского водохранилища показаны на рис. 3.5.1 и табл. 3.5.1. Результаты исследований показывают, что вариации в концентрации компонентов основного ионного состава наблюдаются как по глубине, так и по длине водохранилища. В воде верхней части водохранилища более высокие концентрации SO_4^{2-} , Cl^- , Mg^{2+} (рис. 3.5.1). Концентрации Ca^{2+} , напротив, возрастают в нижней части водоема. В поверхностной и придонной воде большинства станций наблюдений концентрации Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- и Cl^- близки между собой. По сравнению с поверхностной, в придонной воде

повышены концентрации SO_4^{2-} . Концентрации главных ионов в основных заливах и русловой части водохранилища близки между собой (табл. 3.5.1, 3.5.2). Исключением является придонная вода зал. Кова, в которой в более чем в 2 раза по сравнению с поверхностной повышены концентрации HCO_3^- , Ca^{2+} .

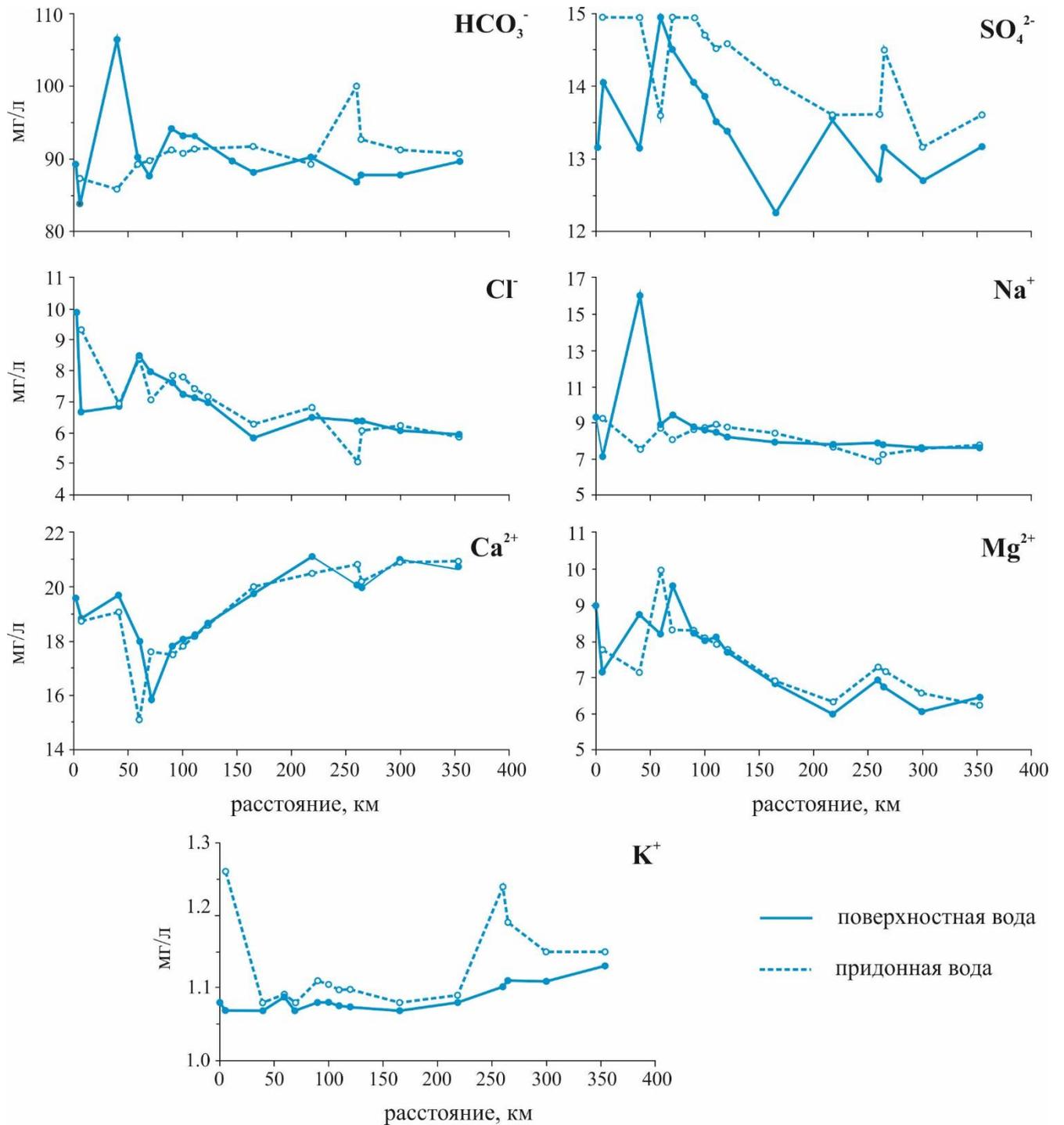


Рисунок 3.5.1 – Распределение главных ионов в воде Богучанского водохранилища (2017 г.)

Таблица 3.5.1 – Гидрохимический состав Богучанского водохранилища до и после заполнения в сравнении с вышележащими водоемами Байкало-Ангарской системы, мг/л

	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	TDS	Источник
Озеро Байкал	66,3	5,5	0,4	16,4	3,0	3,3	1,0	~ 96	(Khodzher et al., 2017)
Исток р. Ангара	65,6	5,2	0,65	15,3	3,0	3,2	0,9	94,8	Настоящее исследование
Иркутское вдхр.	65,5	5,5	0,85	15,4	3,3	3,2	1,0	95,2	
Братское вдхр.	72,6	11,3	3,0	20,0	3,9	4,0	1,0	116,1	
Усть-Илимское вдхр***	90,6	14,6	7,5	22,2	5,7	8,3	1,2	151,9	
Верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС	77,8(100,0)*	13,9(18,7)	3,6(34,3)	20,3(25,7)	5,1(8,7)	5,0(22,8)	1,0(1,3)	127,1(212,0)	
р. Ангара в районе Богучанского вдхр. на мониторинговых станциях (2007 г.)	<u>87,1-96,5</u> ** 93,0	<u>9,9-18,9</u> 11,9	<u>5,0-7,5</u> 6,5	<u>20,3-23,6</u> 22,1	<u>5,0-5,9</u> 5,6	<u>6,6-7,3</u> 7,0	<u>1,0-1,1</u> 1,1	<u>140,7-154,6</u> 147,8	
Богучанское вдхр. на мониторинговых станциях (2017 г.)	<u>83,9-106,4</u> 90,3	<u>12,2-14,9</u> 14,0	<u>5,8-9,9</u> 7,5	<u>15,1-21,1</u> 18,6	<u>6,0-10,0</u> 7,9	<u>7,1-16,0</u> 8,9	<u>1,1-1,3</u> 1,1	<u>139,1-172,3</u> 150,1	

Примечание: * - средняя концентрация (n=5) в слое воды от 0 до 40 м (средняя концентрация (n=4) в слое воды от 40 до 100 м); ** - в числителе – минимальное-максимальное значения, в знаменателе – среднее значение; *** - среднее по Усть-Илимскому водохранилищу приведено без учета Вихоревского залива и Илимской части

Таблица 3.5.2 – Концентрации главных ионов и минерализация (мг/л) вод заливов Богучанского водохранилища, 2017 г.

Залив	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	TDS
Верхняя Кежма (п)*	90,3	6,3	13,1	17,6	8,1	8,1	1,08	144,8
Верхняя Кежма (д)	92,2	6,7	13,6	16,7	8,9	8,6	1,11	148,1
Парта (п)	92,5	5,9	13,1	20,8	6,1	8,2	1,12	148,0
Парта (д)	107,8	4,6	12,1	21,8	6,3	9,7	1,38	164,6
Кова (п)	88,8	4,8	13,5	20	6,6	6,4	1,27	141,8
Кова (д)	194,7	2,7	13,7	49,7	5,2	9,1	2,07	278,9
Малая Пеленда (п)	92,7	6,3	13,1	20,9	6,0	7,6	1,12	148,1
Малая Пеленда (д)	87,8	6,7	12,7	21,2	6,2	7,8	1,55	144,3

Примечание: * - п – поверхностная вода, д – придонная вода

На мониторинговых станциях в воде р. Ангары до зарегулирования (2007 г.) и Богучанского водохранилища (2013, 2014, 2015 и 2017 гг.) наблюдается межгодовая динамика концентраций главных ионов (рис. 3.5.2). Изменение речного режима водоема на режим водохранилища мало отразилось только на K^+ , концентрации которого весь период опробования изменялись от 1,02 до 1,30 мг/л. За весь период исследования наиболее близкими являются средние концентрации HCO_3^- , в 2007 и 2013 гг. близки между собой концентрации Ca^{2+} и Mg^{2+} . (рис. 3.2). По сравнению с р. Ангарой, в воде Богучанское водохранилище в 2013 г. возрастают средние концентрации Cl^- , SO_4^{2-} , в меньшей степени Na^+ . По сравнению с 2013 г., в 2014 и 2015 гг. средние концентрации SO_4^{2-} уменьшаются, а Cl^- и Na^+ увеличиваются. На мониторинговых точках в 2017 г., по сравнению с 2007 г., средние концентрации SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} выше, а Ca^{2+} – ниже.

Боковой приток

Левобережные притоки (р.р. Невонка, Тушама, Едарма) и р. Малая Ярославка имеют более высокую минерализацию (263-373 мг/л), чем р. Ангара (табл. 3.5.1, 3.5.3). Правобережные притоки (р.р. Большая Ярославка, Ката) содержат меньшее количество растворенных веществ. По сравнению с правобережными, левобережные притоки содержат более высокие концентрации HCO_3^- (от 232 до 265 мг/л) и Na^+ (от 36,5 до 49,1 мг/л). В концентрации других главных ионов не прослеживается каких-либо значимых отличий у правобережных и левобережных притоков р. Ангары.

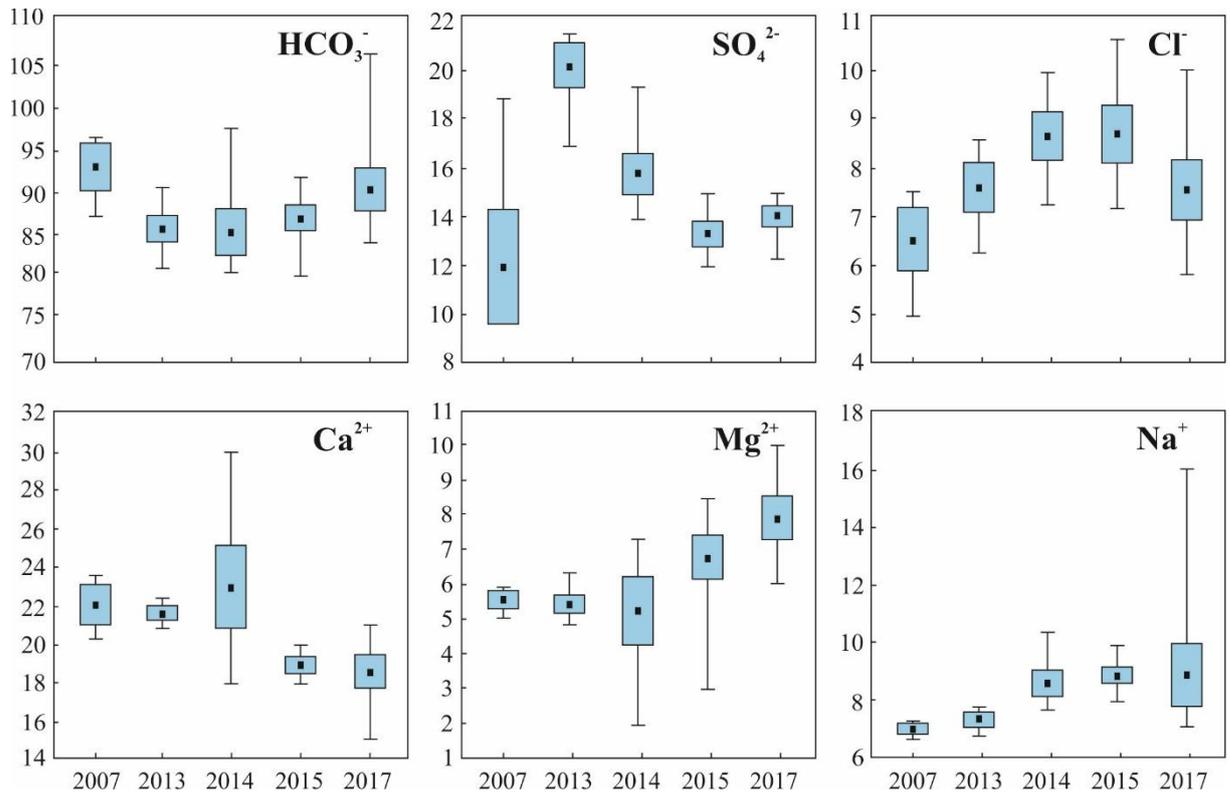


Рисунок 3.5.2 – Концентрация главных ионов (мг/л) в воде мониторинговых станций р. Ангары (2007 г.) и Богучанского водохранилища (2013-2017 гг.). Прямоугольник – стандартная ошибка, точка в прямоугольнике – среднее значение, усы – максимальное и минимальное значение.

Таблица 3.5.3 – Гидрохимический состав притоков р. Ангары, мг/л

Река	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	TDS
Малая Ярославка	175	7,8	15,8	38,2	10,8	13,9	<1	263
Большая Ярославка	126	<1	4,3	19,6	7,1	11,9	<1	170
Ката	99	6,0	13,3	22,7	4,7	11,7	1,0	159
Невонка	232	2,4	6,2	31,6	9,9	36,5	<1	320
Тушама	262	8,6	9,6	42,8	11,1	37,0	1,2	373
Едарма	265	5,4	8,3	33,5	9,4	49,1	1,2	372

Концентрация главных ионов в верхнем бьефе Усть-Илимской ГЭС

В верхнем бьефе Усть-Илимской ГЭС в 2014 и 2017 гг. только концентрации K⁺ находятся в близком интервале (от 1,0 до 1,5 г/л). Распределение других ионов неоднородно по глубине (рис. 3.5.3). В 2014 и 2017 гг. на глубинах от 0 до 40 м концентрация HCO₃⁻ в воде составляет 74,7-81,0 мг/л, SO₄²⁻ – 11,6-16,0 мг/л, Cl⁻ – 3,1-4,1 мг/л, Ca²⁺ – 17,6-21,9 мг/л, Mg²⁺ – 4,5-6,6 мг/л, Na⁺ – 4,7-5,4 мг/л. TDS изменяется от 123,9 до 135,3 мг/л, при среднем значении 127,8 мг/л. На глубинах от 40 до 100 м в воде верхнего бьефа Усть-Илимского водохранилища минерализация повышается от 135,3 до 359,3 мг/л. В 2014 г. в большей степени изменяются концентрации Cl⁻

(до 35,19 мг/л), Na^+ (до 14,9 мг/л) и Mg^{2+} (до 11,2 мг/л), в меньшей степени – концентрации HCO_3^- (до 87,8 мг/л), SO_4^{2-} (до 19,0 мг/л), Ca^{2+} (до 24,0 мг/л). В 2017 г. большая вариабельность отмечена для всех главных ионов: HCO_3^- (от 82,0 до 139,1 мг/л), SO_4^{2-} (от 13,5 до 24,1 мг/л), Cl^- (от 4,9 до 87,5 мг/л), Ca^{2+} (от 22,0 до 34,2 мг/л), Mg^{2+} (от 5,2 до 12,3 мг/л), Na^+ (от 6,4 до 59,0 мг/л).

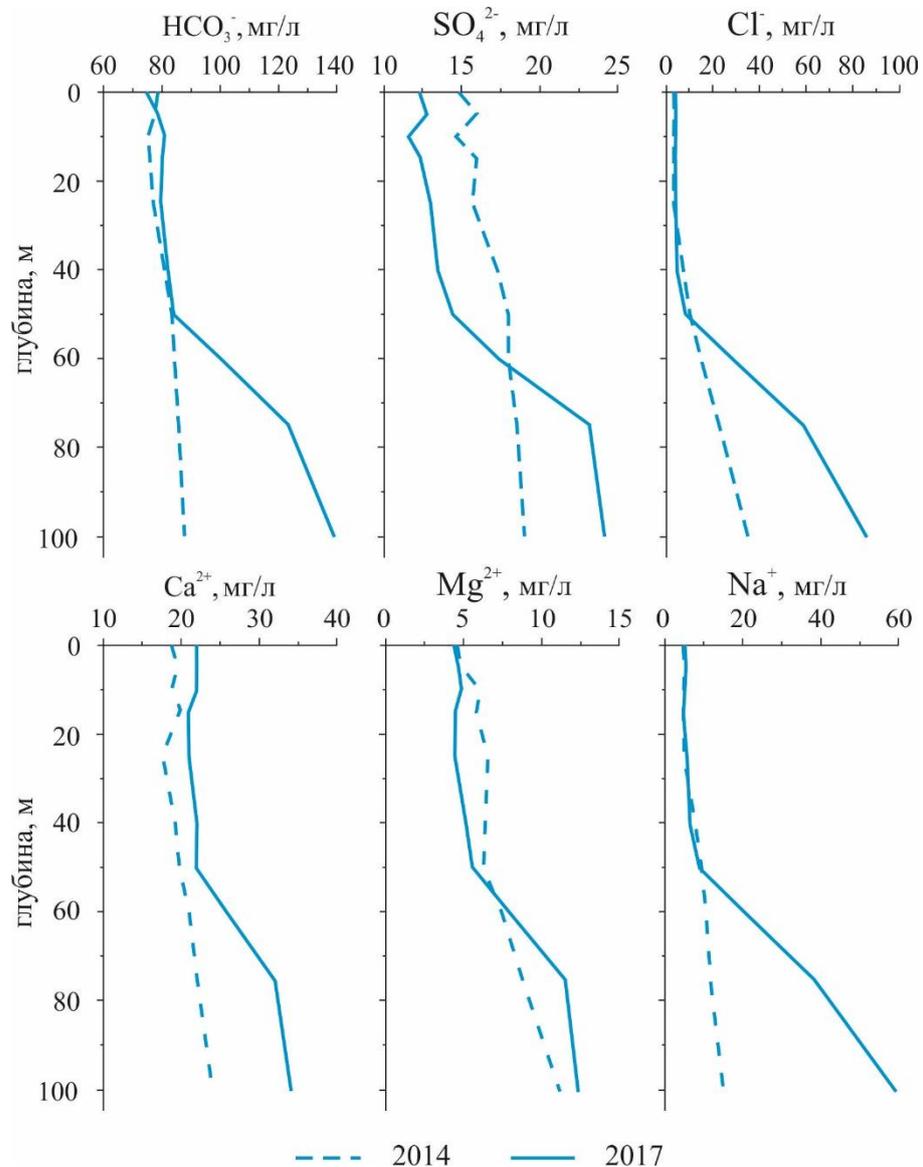


Рисунок 3.5.3 – Распределение главных ионов в воде верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС

Факторы, контролирующие гидрохимию Богучанского водохранилища

Вода р. Ангары до зарегулирования плотиной Богучанской ГЭС и Богучанского водохранилища имеет низкую, но повышенную относительно воды оз. Байкал, минерализацию (табл. 3.5.1). Тенденция доминирования анионов в воде оз. Байкал, истока р. Ангары, Иркутского, Братского и Усть-Илимского водохранилищ сохраняется и в воде Богучанского водохранилища: $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$. В распределении катионов в оз. Байкал и водохранилищах р. Ангары

наблюдается общая закономерность: концентрации $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+$. Для Богучанского водохранилища ведущим катионом остается Ca^{2+} , а концентрации Na^+ в большинстве образцах вод, становятся больше концентраций Mg^{2+} . В воде Богучанского водохранилища средние концентрации главных ионов выше, чем в оз. Байкал, истоке р. Ангары и водохранилищах Ангарского каскада (табл. 3.5.2). Исключением является SO_4^{2-} , средняя концентрация которого в Богучанском водохранилище выше, чем в воде оз. Байкал, истока р. Ангары, Иркутском и Братском водохранилищах, но ниже, чем в Усть-Илимском водохранилище.

Как показано в главах 3.1-3.4, более высокие концентрации главных ионов в воде Братского и Усть-Илимского водохранилищ (табл. 3.5.1) определяют уменьшение влияния оз. Байкал и увеличение вклада природных и антропогенных факторов в формирование их ионного состава. Детальное исследование вод, поступающих в Богучанское водохранилище через плотину Усть-Илимской ГЭС, показали, что концентрации главных ионов в слое от 0 до 40 м, сопоставимые между собой (рис. 3.5.3), отражают сток оз. Байкал, трансформированный в Иркутском, Братском и Усть-Илимском водохранилищах (табл. 3.5.1). На глубинах от 40 до 100 м концентрации главных ионов значительно повышаются. Химический состав глубинных слоев воды верхнего бьефа Усть-Илимской ГЭС претерпевает существенные преобразования за счет подтока высокоминерализованных подземных вод хлоридно-натриевого состава (Полетаева и др., 2017). В связи с этим на входном створе Богучанского водохранилища концентрации главных ионов, особенно Cl^- и Na^+ (рис. 3.5.2), повышены относительно средних по Усть-Илимскому водохранилищу.

Выветривание

Для понимания доминирующих факторов, контролирующих химию природных вод, используется диаграмма Гиббса (Gibbs, 1970; Adimalla et al. 2018). На диаграмме все образцы воды Богучанского водохранилища попадают в зону взаимодействия воды и породы, вклад испарения и атмосферных осадков минимален (рис. 3.5.4). Наиболее распространенными породами водосбора являются карбонаты (доломиты, известняки) и обогащенные карбонатами силикаты (песчаники, аргиллиты, алевролиты, мергели и др.) (Богучанское водохранилище..., 1979). Эти породы обогащают воду Mg^{2+} , Ca^{2+} и HCO_3^- .

Боковой приток

В анионном составе всех притоков доминирующим является HCO_3^- , далее SO_4^{2-} и Cl^- (табл. 3.5.3). В катионном составе рек Невонка и Едарма концентрации $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, рек Малая Ярославка, Большая Ярославка, Ката, Тушама – $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$. В соответствии с диаграммой Гиббса, к основным факторам их формирования также относится влияние горных пород (рис. 3.5.4). Для всех рек наблюдается положительная зависимость между концентрациями

HCO_3^- и Na^+ ($r=0,93$, $p<0,01$), Ca^{2+} ($r=0,77$, $p<0,05$) и Mg^{2+} ($r=0,81$, $p<0,05$), а также Cl^- и SO_4^{2-} ($r=0,79$, $p<0,05$). Питание притоков р. Ангары, впадающих ниже Усть-Илимской ГЭС, преимущественно снеговое (62-72%) и грунтовое (25-28%). В связи с этим, вариации в воде притоков концентраций HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} и Mg^{2+} отражают субаквальную разгрузку гидрокарбонатных щелочноземельных, щелочноземельно-натриевых и натриево-щелочноземельных грунтовых вод, распространенных в бассейнах рек (Богучанское водохранилище..., 1979).

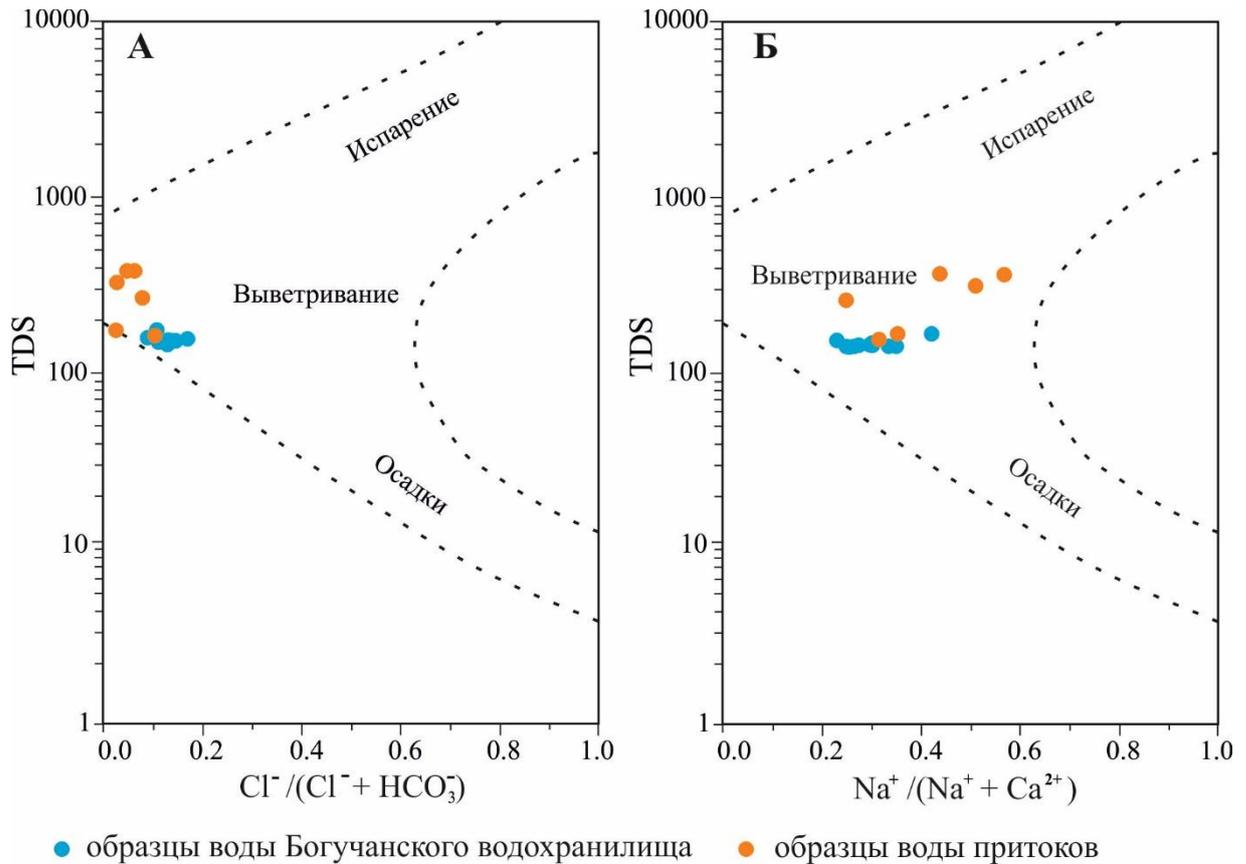


Рисунок 3.5.4 – Диаграмма Гиббса для вод Богучанского водохранилища и его притоков: (А) общее количество растворенных твердых веществ (TDS) в зависимости от соотношения эквивалентности $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$; (Б) отношение TDS к соотношению эквивалентности $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$

До зарегулирования р. Ангары, воды притоков влияли на концентрацию главных ионов в воде реки вдоль берега их впадения. Вследствие небольших расходов притоков, влияние боковой приточности не отмечалось в центральной части и у противоположного берега основного водного потока. Концентрации главных ионов в наиболее близких от притоков русловых точках верхней части Богучанского водохранилища показывают, что при увеличении уровня воды

влияние боковой приточности также не прослеживается в центральной части водоема. В нижней части отмечено увеличение концентраций HCO_3^- , SO_4^{2-} в придонном слое воды в районе устья зал. Кова (260 км, рис. 3.5.1) и ниже от него (265 км, рис. 3.5.1). В самом заливе также обнаружены повышенные концентрации HCO_3^- и Ca^{2+} (табл. 3.5.2). Гидрокарбонатно-кальциевые воды р. Кова в период межени могут изменять тип воды за счет фильтрации в русло рек подземных вод с содержанием сульфатного иона до 300 мг/л и минерализацией до 2000 мг/л. Помимо подземного питания, повышение концентраций Ca^{2+} в придонных водах залива и прилегающей к нему русловой части Богучанского водохранилища отражают влияние попавших в зону затопления торфяных болот, которые характеризуются высоким содержанием обменного кальция (74,0–90,0 мг-экв/100 г почвы) (Карпенко, 2012).

Антропогенные факторы

В Богучанское водохранилище по левому берегу (1 км ниже плотины УИ ГЭС) поступают сточные воды «Иркутскэнерго» и ливневых канализационных стоков г. Усть-Илимска, в составе которых из загрязняющих веществ выделены сульфаты и хлориды (Гос. доклад, 2014). По правому берегу (12 км ниже плотины Усть-Илимской ГЭС) – сточные воды Усть-Илимского лесопромышленного комплекса, сбрасываемые через глубинный выпуск и содержащие высокие концентрации Cl^- и SO_4^{2-} (в среднем 463 и 65,4 мг/л, соответственно) (Гос. доклад, 2014). Для Богучанского водохранилища показателем поступления сточных вод является увеличение концентраций Cl^- в поверхностных и придонных водах в 1 км ниже Усть-Илимской ГЭС, а также SO_4^{2-} в придонных водах на участке 1-40 км ниже Усть-Илимской ГЭС (рис. 3.5.1).

После зарегулирования рек, наибольшие вариации концентраций главных ионов в воде наблюдаются на первых этапах существования новых природно-антропогенных водоемов. Так, в водохранилище, созданном на Бигхорн (США), концентрации Mg^{2+} , Na^+ и SO_4^{2-} в первый год снижаются, а в следующий – увеличиваются (Soltero et al., 1973). Создание водохранилища на р. Тиста (Гималаи) вызвало снижение в воде концентраций Cl^- , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} и увеличение Ca^{2+} , SO_4^{2-} (Wiejaczka et al., 2018). В водохранилище Даньцзянкоу (Китай) наблюдается ежегодное увеличения антропогенных маркеров – концентраций Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ и K^+ (Li et al., 2017). После зарегулирования р. Ангары концентрации главных ионов также подвержены значительным вариациям (рис. 3.5.2). Повышение уровня воды в первый год заполнения водохранилища приводит к увеличению концентраций SO_4^{2-} , Cl^- и Na^+ и уменьшению концентраций HCO_3^- . В период дальнейшего подъема и стабилизации уровня концентрации SO_4^{2-} уменьшаются, а концентрации Cl^- , Mg^{2+} и Na^+ еще более увеличиваются. В 2017 г. только средняя концентрация HCO_3^- приближается к таковой до зарегулирования реки. Средние концентрации SO_4^{2-} , Cl^- , Mg^{2+} и Na^+ остаются повышенными относительно 2007 г. Рассчитанные коэффициенты корреляции за

весь период исследований указывают на взаимосвязь уровня водохранилища и концентраций Na^+ ($r=0,60$, $p<0,01$), Cl^- ($r=0,50$, $p<0,01$), Mg^{2+} ($r=0,47$, $p<0,01$), HCO_3^- ($r=-0,52$, $p<0,01$), Ca^{2+} ($r=-0,57$, $p<0,01$) в поверхностной воде, а также Na^+ ($r=0,63$, $p<0,01$) и SO_4^{2-} ($r=-0,94$, $p<0,01$) в придонной воде.

Для выявления общего характера поведения главных ионов в водах мониторинговых станций р. Ангары и Богучанского водохранилища рассчитаны коэффициенты парной корреляции (табл. 3.5.4). Обнаружено, что в период, предшествующий зарегулированию р. Ангары плотиной Богучанской ГЭС, Ca^{2+} положительно коррелирует с HCO_3^- ($r=0,57$, $p<0,01$) и отрицательно с Mg^{2+} ($r=-0,71$, $p<0,01$). Такая зависимость между этими элементами характерна для пресных гидрокарбонатных кальциевых вод (Wetzel, 2001). Между остальными компонентами основного ионного состава каких-либо определенных зависимостей не наблюдается. Результаты корреляционного анализа в годы заполнения водохранилища существенно отличаются от полученных до зарегулирования реки. Положительная корреляция между HCO_3^- и Ca^{2+} в 2014 г. ($r=0,76$, $p<0,01$), HCO_3^- и Na^+ в 2014 г. ($r=0,88$, $p<0,01$), в 2015 г. ($r=0,65$, $p<0,01$), в 2017 г. ($r=0,89$, $p<0,01$), Ca^{2+} и Na^+ в 2014 г. ($r=0,79$, $p<0,01$), Cl^- и Na^+ в 2013г. ($r=0,87$, $p<0,01$), 2014 г. ($r=0,63$, $p<0,05$), 2015 г. ($r=0,92$, $p<0,01$) демонстрирует их общие источники поступления. Как показано выше, из выделенных элементов, часть концентраций HCO_3^- и Ca^{2+} в воде Богучанское водохранилище связаны с водовмещающими карбонатными породами, на активизацию выветривания которых в приурезовой зоне влияет увеличение уровня воды. При отсутствии в бассейне водовмещающих пород, содержащих Cl^- и Na^+ (галиты, сильвиниты и т.д.), повышение концентраций этих элементов в водной среде связывают с влиянием деятельности человека (Rashid and Romshoo, 2013; Li et al., 2017). Однако, результаты исследования 2017 г. показывают, что поступление сточных вод повышает концентрацию Cl^- в воде Богучанское водохранилище только в районе их впадения, а концентрация Na^+ вблизи выпуска сточных вод близка к средней по всему водоему (рис. 3.5.1).

Одним из последствий, связанных с повышением уровня воды является изменение гидрогеологических условий в бассейне водоема (Wildi, 2010; Bahir et al., 2019). Масштаб и направленность таких изменений отражают величину подпора уровня, интенсивность вертикального водообмена в днище долины реки, а также особенности гидрогеологического режима. Так, до создания водохранилища Силуоду (Китай) подземные воды пополняли речную воду, а после создания водохранилища эта связь изменилась на обратную (Zhou et al., 2020). Противоположная зависимость была обнаружена в зоне подпора Братского водохранилища, в процессе наполнения которого существенно изменились условия разгрузки артезианских вод (Овчинников и др., 1999). Результатом увеличения уровня воды стало внедрение

высокоминерализованных вод глубокой циркуляции по зонам повышенной трещиноватости, что привело к увеличению концентраций Cl^- и Na^+ в воде зоны подпора Братского водохранилища.

Таблица 3.5.4 – Статистические значимые коэффициенты корреляции между главными ионами в воде р. Ангара и верхней части Богучанского водохранилища

Параметры	Коэффициент корреляции				
	2007 (n=15)	2013 (n=11)	2014 (n=14)	2015 (n=16)	2017 (n=16)
HCO_3^-	(+)Ca ^{2+***}	–	(+)Ca ^{2+***} , (+)Na ^{+***} , (-)K ^{+*}	(+)Na ^{+***} , (+)Cl ^{-*}	(+)Na ^{+***}
Cl^-	–	(+)Na ^{+***} , (+)K ^{+*}	(+)Na ^{+*}	(+)Na ^{+***} , (+)HCO ₃ ^{-*}	(+)Mg ^{2+*}
SO_4^{2-}	–	–	–	–	–
Ca^{2+}	(+)HCO ₃ ^{-***} , (-)Mg ^{2+***}	(-)Mg ^{2+*}	(+)HCO ₃ ^{-***} , (+)Na ^{+***} , (-)Mg ^{2+***}	–	(-)Mg ^{2+***}
Mg^{2+}	(-)Ca ^{2+***}	(-)Ca ^{2+*}	(-)Ca ^{2+***} , (+)K ^{+*} , (-)Na ^{+*}	–	(-)Ca ^{2+***} , (+)Cl ^{-*}
Na^+	–	(+)Cl ^{-**}	(+)HCO ₃ ^{-***} , (+)Ca ^{2+***} , (+)Cl ^{-*} , (-) Mg ^{2+*}	(+)HCO ₃ ^{-***} , (+)Cl ^{-**}	(+)HCO ₃ ^{-**}
K^+	–	(+)Cl ^{-*}	(+)Mg ^{2+*} , (-)HCO ₃ ^{-*}	–	–

Примечание: *- p < 0,05; ** - p < 0,01

В верхней части бассейна Богучанского водохранилища формирование режима грунтовых вод тесно связано с наличием тектонических разломов и зон повышенной трещиноватости. На этом участке водохранилища водоносные комплексы приурочены к отложениям катской и тушамской свит карбона (правый берег) и отложениям мамырской свиты ордовика и бадарановской и ийской свит нижнего ордовика (левый берег). Гидрогеологическая съемка, проведенная до зарегулирования реки (Богучанское водохранилище, 1979), показала, что существенное воздействие на разгрузку подземных вод на этой территории оказывают сильно трещиноватые пластовые интрузии траппов, к которым приурочены все крупнейшие водопроявления (родники до 150 л/с). Грунтовые воды гидрокарбонатные кальциевые или магниевые, напорные воды – гидрокарбонатные натриевые, сменяющиеся вниз по разрезу на сульфатно-хлоридные или хлоридные натриевые. До зарегулирования р. Ангары соленые хлоридные воды выходили на ее побережье в виде источников. На данном этапе исследования, можно предположить, что при увеличении уровня воды произошло изменение

гидрогеохимической обстановки, определившее последовательное поступление подземных вод различных горизонтов по зонам повышенной трещиноватости в верхнюю гидрохимическую часть разреза. Это объясняет резкое увеличение концентраций SO_4^{2-} в 2013 г. в воде Богучанского водохранилища с последующим их снижением, увеличение Cl^- и Na^+ на протяжении всего периода заполнения водохранилища (рис. 3.5.2), а также совместное поступление HCO_3^- , Na^+ , Ca^{2+} и Cl^- (табл. 3.5.4), изменяющееся по мере увеличения и стабилизации уровня.

3.5.2. Кислородный режим, биогенные элементы и органическое вещество

Кислородный режим и органическое вещество

Содержание O_2 в воде р. Ангары до зарегулирования и в верхней части Богучанского водохранилища в период заполнения достаточно высокое (табл. 3.5.5), дефицита кислорода, характерного для большинства создаваемых водохранилищ, не наблюдается. В период заполнения водохранилища установлено небольшое снижение растворенного кислорода в 2014 г., что может быть объяснено его расходом на окисление органических веществ, извлекаемых из затопленных почво-грунтов и растительности. В 2015 г., при уменьшении процессов вымывания органических веществ и увеличении процессов фотосинтеза, содержание O_2 вновь увеличивается до значений близких к концентрациям до зарегулирования реки. При невысоком насыщении кислородом водной толщи в первых два года заполнения водохранилища, в 2015 г. насыщение кислородом поверхностных слоев водоема достигало 129 %, особенно в районах массового развития планктона. Благоприятный кислородный режим по всей водной толще связан с сохраняющейся высокой перемешиваемостью водных масс в зоне переменного подпора, а также низкими температурами воды, при которых окислительные процессы протекают менее интенсивно. Можно предположить, что больший расход кислорода на окисление извлеченного из почв органического вещества будет наблюдаться в нижней части Богучанского водохранилища, где затоплены большие территории пойменных земель и торфяных болот. Отметим, что во время заполнения, расположенного выше по р. Ангаре Усть-Илимского водохранилища, дефицит кислорода отмечался в придонных слоях зон сероводородного заражения и участков водоема наиболее подверженных техногенному воздействию (Стрижова, 1985). Проведенное исследование кислородного режима на этом участке не зафиксировало значимых отклонений концентраций O_2 от его средних значений по верхней части Богучанского водохранилища.

Таблица 3.5.5 – Содержание биогенных компонентов, органического вещества и кислорода (мг/л) на мониторинговых станциях Богучанского водохранилища

Компоненты	Горизонт	Год			
		2007	2013	2014	2015
NO ₃ ⁻	п*	<u>0,24-0,39**</u> 0,29	<u><0,10-0,20</u> 0,16	<u>0,11-0,15</u> 0,13	<u>0,10-0,33</u> 0,19
	д	–	<u><0,10-0,16</u> 0,13	<u>0,16-0,18</u> 0,17	<u>0,13-0,25</u> 0,19
NO ₂ ⁻	п	<u><0,005-0,175</u> 0,050	<u><0,002-0,225</u> 0,059	<u>0,008-0,047</u> 0,021	<u>0,002-0,008</u> 0,005
	д	–	<u><0,002-0,027</u> 0,017	<u>0,009-0,150</u> 0,095	<u>0,006-0,012</u> 0,009
NH ₄ ⁺	п	<0,05	<0,05	<0,05	<u><0,05-0,136</u> 0,069
	д	–	<0,05	<0,05	<0,05-0,086
PO ₄ ³⁻	п	<u>0,021-0,044</u> 0,032	<u>0,028-0,052</u> 0,034	<0,01-0,010	<u>0,037-0,067</u> 0,056
	д	–	<u>0,028-0,030</u> 0,029	<u><0,01-0,013</u> 0,007	<u>0,059-0,090</u> 0,069
Si***	п	<u>2,4-3,1</u> 2,8	<u>1,2-1,5</u> 1,3	<u>0,6-2,5</u> 1,3	<u>0,3-1,6</u> 0,8
	д	–	<u>1,1-1,2</u> 1,2	<u>1,5-1,8</u> 1,6	<u>1,0-1,7</u> 1,4
Сорг	п	–	<u>2,3-4,0</u> 2,9	<u>4,0-5,2</u> 4,4	<u>1,0-7,1</u> 4,7
	д	–	<u>2,3-4,0</u> 3,1	<u>2,2-4,7</u> 3,9	<u>0,5-4,6</u> 2,7
O ₂	п	<u>9,7-11,6</u> 10,4	<u>9,5-10,3</u> 9,9	<u>7,9-9,6</u> 8,9	<u>10,4-11,9</u> 11,3
	д	–	<u>9,1-10,0</u> 9,5	<u>8,4-9,2</u> 8,8	<u>9,8-11,8</u> 11,2

Примечание: * – п – поверхностная, д – придонная вода; ** – в числителе пределы концентраций, в знаменателе среднее значение; *** – суммарные растворенные формы кремния; «–» – нет данных.

Наименьшие значения БПК₅, показателя количества легкоокисляющихся органических веществ, в водах Богучанского водохранилища определены в 2014 г. В 2013 г., при наименьших отметках зоны подпора, Сорг по всей толще воды распределялся равномерно. При повышении подпорного уровня (2014-2015 гг.) концентрация Сорг вниз по течению от плотины Усть-Илимской ГЭС, возрастает, достигая максимальных значений в поверхностных водах около д. Едарма. Увеличение биомассы планктона при замедлении скоростей течения и повышении температуры воды, а также огромные массивы затопленных деревьев, являлись основными

факторами, определяющими содержание Сорг в годы заполнения водохранилища. Согласно (Николаева и др., 1970), соотношением БПК₅/ХПК меньше 1, показывает преобладание в воде труднорастворимых органических веществ. Для большинства проб воды верхней части Богучанского водохранилища это соотношение меньше 0,5. Преобладание нестойких органических веществ обнаружено только в придонной воде в 20 км ниже д. Едарма.

Биогенные элементы

Источниками поступления биогенных элементов в воды р. Ангары до зарегулирования являлись воды Усть-Илимского водохранилища, притоков водоема и грунтовые воды. В период затопления основными источниками их поступления становятся почвы, ставшие ложем водохранилища, а также затопленные лесные и кустарниковые массивы. В целом, концентрации биогенных элементов в период заполнения в воде верхней части Богучанского водохранилища не превышали предельно-допустимых уровней для водоемов рыбохозяйственного назначения.

До зарегулирования концентрации нитратного азота в р. Ангаре по всему району исследований благодаря хорошим гидродинамическим условиям близки между собой. В период заполнения концентрации NO_3^- уменьшаются, вследствие более интенсивного развития планктона при уменьшении скоростей течения и увеличении температуры воды.

В содержаниях нитритного азота до зарегулирования реки, напротив, обнаружена большая вариабельность (табл. 3.5.5). Невысокие концентрации NO_2^- в притоках водоема (реки Едарма и Ката), а также отсутствие больших производств позволяют предположить, что повышенные концентрации NO_2^- , зафиксированные в районе д. Едарма – устье р. Ката, контролируются процессами минерализации органических веществ, переходным звеном в которых он является. Именно поэтому при заполнении водохранилища содержание нитритного азота пространственно неоднородно как в горизонтальном, так и вертикальном разрезе водной массы, причем повышенные содержания NO_2^- тяготеют к глубинным слоям воды.

В первые два года заполнения водохранилища распределение концентраций аммонийного азота по всей длине исследуемого участка равномерно, а в третий год его содержание увеличивается. Обнаружено, что в 2015 г. в придонных водах содержание NH_4^+ вниз по течению возрастает, а в поверхностных имеет скачкообразный характер. В отличие от Усть-Илимского водохранилища, в котором в это же время года накопление продуктов минерализации органических веществ наиболее интенсивно проходило в придонных слоях (Стрижова, 1985), в Богучанском водохранилище основное содержание этого компонента приходится на поверхностные воды. Увеличение концентраций NH_4^+ в первые годы эксплуатации отмечаются и на других водохранилищах (Авакян и др., 1987; Wildi, 2010). Как и для Сорг, невысокие концентрации NH_4^+ в Богучанском водохранилище определяются уровнем режимом

водохранилища, который в 2013-2014 гг. был ниже НПУ, а также высоким количеством растворенного кислорода, при котором органические и биогенные вещества из затопленных почв в большей степени подвергаются процессам нитрификации.

В обогащенных кислородом водах исследуемого участка происходит окисление аммония до нитратов, поэтому NO_3^- , является преобладающим ионом минерального азота. В тоже время в зоне подпора, смещающейся вверх по течению в период заполнения водохранилища обнаружено превышение нитритной и аммонийной форм азота над нитратной, это связано с увеличением площадей затопляемых территорий. Несмотря на то, что нитритная форма азота мало устойчива и является промежуточным звеном нитрификации, в 2013 и 2014 гг. его процентное содержание в сумме минерального азота было выше на участках наибольшего заполнения.

На содержание фосфора в водах Богучанского водохранилища помимо вод, поступающих из Усть-Илимского водохранилища, существенное влияние оказывают притоки р. Ангары, воды которых содержат большее количество PO_4^{3-} . В первую очередь это р. Невонка (табл. 3.5.6), в которую поступают неочищенные канализационные стоки пос. Невон. В первый год заполнения водохранилища концентрации PO_4^{3-} близки к таковым до зарегулирования. Минимальные концентрации фосфора приходятся на второй год заполнения водохранилища, с резким увеличением его в 2015 г., связанным как с поступлением фосфора с подтопленных территорий, так и массовой вегетацией планктонных водорослей. Вертикальной стратификации в содержании фосфатов в 2007-2014 гг. не наблюдалось, вероятно, вследствие высокой перемешиваемости воды в эти годы. Изменение содержания фосфатов в поверхностных и придонных водах прослеживаются только в 2015 г., когда в связи с повышением температуры воды в водохранилище резко увеличилось развитие планктонных водорослей.

Таблица 3.5.6 – Концентрации биогенных компонентов и кислорода в притоках р. Ангары в зоне создания Богучанского водохранилища, мг/л

Компоненты	р. Малая Яросса	р. Большая Яросса	р. Ката	р. Невонка	р. Тушама	р. Едарма
	правобережные			левобережные		
NO_3^-	0,26	0,36	0,26	0,38	0,26	0,34
NO_2^-	0,024	0,005	0,017	0,008	<0,005	<0,005
NH_4^+	0,044	0,067	0,032	0,041	0,075	0,066
PO_4^{3-}	0,051	0,044	0,028	0,098	0,059	0,059
Si*	16,9	14,2	5,4	15,0	12,5	16,5
O_2	10,7	10,9	10,6	–	13,7	10,2

Примечание: * – суммарные растворенные формы кремния; прочерк – нет данных

Изучение распределения минеральной и органической составляющей фосфора (Полетаева и др., 2016) показало, что на участке с большими скоростями течения (верхний бьеф Усть-Илимской ГЭС – впадение р. Большая Яросама) содержание минерального фосфора составляет 100%. В районе д. Тушама содержание минерального и органического фосфора близко между собой (56 % и 44 %, соответственно). Далее минеральная форма в речном стоке начинает постепенно возрастать, достигая 93 % в 30 км ниже д. Едармы. В придонных водах содержание минерального фосфора выше, чем в поверхностных.

Как и в содержании фосфора, содержание кремния более высокое в водах притоков, чем в Богучанском водохранилище (табл. 3.5.5, 3.5.6). Тем не менее, зарегулирование реки привело к снижению содержания SiO_2 в воде. Это особенно ярко проявляется в поверхностных водах ниже д. Едарма и, вероятно, связано с потреблением растворенных соединений кремния фитопланктоном.

Таким образом, результаты исследования показали, что в воде Богучанского водохранилища основным анионом в воде, также как в вышерасположенных водоемах Ангарской водной системы и оз. Байкал, является HCO_3^- , катионом – Ca^{2+} . Отличительной особенностью катионного состава Богучанского водохранилища увеличение доли Na^+ над Mg^{2+} . Из природных факторов, на формирование режима главных ионов в воде Богучанское водохранилище по-прежнему большое влияние оказывает сток оз. Байкал, трансформированный в вышерасположенных водохранилищах р. Ангары, а также выветривание пород, представленных, в основном, карбонатами или обогащенными карбонатами силикатами. Также как для р. Ангары, в Богучанском водохранилище боковой приток не оказывает значительного влияния на концентрацию главных ионов в русловой части водоема. Из антропогенных факторов, на гидрохимию Богучанского водохранилища влияют производственные сточные воды Усть-Илимской промышленной зоны, которые увеличивают концентрации главных ионов в воде водоема в районе их впадения. Ниже по течению концентрации элементов антропогенного происхождения уменьшаются до средних по водохранилищу значений.

Еще одним антропогенным фактором, повлиявшим на геохимию главных ионов в воде р. Ангары, стало само зарегулирование реки. По результатам исследований показано, что относительное соотношение концентраций главных ионов изменилось в межгодовом аспекте. В воде Богучанского водохранилища произошло увеличение средних концентраций SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} , которые при заполнении водохранилища до проектной отметки и стабилизации уровня не снизились до уровня их концентраций в воде р. Ангары. Одним из факторов, который может определять вариации главных ионов при увеличении уровня воды, может являться изменение

гидрогеохимической обстановки в бассейне водоема, в частности, внедрение высокоминерализованных вод глубокой циркуляции по зонам повышенной трещиноватости в верхнюю гидрогеохимическую часть разреза. Результаты исследования кислородного режима и биогенных компонентов в воде верхней части Богучанского водохранилища в годы заполнения показывают, что в русловой части водохранилища продукционно-деструкционные процессы протекают медленно и не приводят к обогащению вод биогенными элементами, «вспышки» первого года не наблюдается. Кислородный режим остается благоприятным для гидробионтов. Установленные закономерности изменения концентраций биогенных компонентов позволяют утверждать, что в процессе заполнения водохранилища происходит снижение концентрации нитратного азота и, напротив, концентрации аммонийного азота, фосфора в воде Богучанского водохранилища возрастают.

Результаты исследования, представленные в главе 3.5, изложены в следующих основных публикациях:

Полетаева В.И., Пастухов М.В., Бычинский В.А., Долгих П.Г. Биогенные элементы и кислородный режим Богучанского водохранилища в период его заполнения // Проблемы региональной экологии, 2016. – № 5. – С. 64–69.

Полетаева В.И., Пастухов М.В., Загорюлько Н.А. Особенности изменения гидрохимического режима Богучанского водохранилища в период его заполнения // Метеорология и гидрология, 2018. – № 7. – С. 97–108.

Полетаева В.И. Гидрохимическая изменчивость реки Ангары при создании Богучанского водохранилища (Россия) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2022. – Т. 333. – № 10. – С. 146–158.

Глава 4. ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ МИГРАЦИОННЫЕ ПОТОКИ ЭЛЕМЕНТОВ, И ПРОЦЕССЫ САМООЧИЩЕНИЯ В ПРЕСНОВОДНОЙ СИСТЕМЕ

Представленные в главе 3 результаты изучения гидрохимического состава Ангарской водной системы показали, что в пределах каждого ее водоема наблюдается пространственно-временная изменчивость концентраций химических элементов, связанная с антропогенными источниками их поступления. На примере сточных вод Усольской промышленной зоны и вод Братского водохранилища, вод р. Вихорева, загрязненных промышленными стоками, и вод Усть-Илимского водохранилища показано, что общим для большинства элементов антропогенного происхождения является уменьшение их концентраций по мере удаления от источника загрязнения. В первую очередь, это отражает вклад одного из главных процессов, участвующих в самоочищении водных экосистем – разбавления (или перемешивания высокозагрязненных сточных вод с большим объемом маломинерализованных вод водоемов р. Ангары). Вместе с этим, результаты гидрохимических исследований выявили по акватории водоемов горизонтальную и вертикальную дифференциацию концентраций элементов в водной среде, с помощью которых были выделены и другие механизмы, определяющие геохимические особенности миграции вещества, оценены проходящие внутри водной экосистемы процессы самоочищения, а также сформировано представление об ее устойчивости и/или изменчивости крупной природно-антропогенной водной системы.

4.1. Основной седиментационный геохимический барьер Братского водохранилища

4.1.1. Условия формирования барьера

Изменение гидрологического режима р. Ангары при создании Братского водохранилища привело к значительному изменению седиментационных характеристик водоема (Овчинников и др., 1985). Ранее определено, что в формировании донных отложений верхней части Братского водохранилища большую роль играет поступление осадочного материала, образованного за счет размыва абразионных берегов, которые ежегодно поставляют около 220 млн. т материала (около 97% от суммарного поступления) (Карнаухова, 2011). По уменьшению величины размыва породы береговых уступов Братского водохранилища выстроены в следующий ряд: четвертичные лессовидные суглинки – доломиты, известняки, аргиллиты, алевролиты ордовика – доломиты, известняки, аргиллиты, алевролиты кембрия (Карнаухова, 2009). Около 1,4 млн. т/год терригенного материала составляет твердый сток рек Иркут, Китой и Белая (Карнаухова, 2021)

По акватории Братского водохранилища процесс осадкообразования происходит неравномерно, что обусловлено изменяющимся по акватории скоростным режимом водного потока, рельефом дна, наличием или отсутствием размываемых береговых уступов и т.д. (Овчинников и др., 1985). Наибольшие скорости осадкообразования в русловой части наблюдаются на участке, где происходит переход речного режима водоема к режиму водохранилища. Эта седиментационная барьерная зона (протяженностью 90 км), приуроченная к областям переменного и постоянного подпора Братского водохранилища, выделена Карнауховой Г.А. (2007). Автором показано, что в пределах этой зоны в результате изменения скоростного режима (с 2,5 до 0,29 м/с) и падения транспортирующей способности водного потока происходит механическое осаждение большей части взвесей, активное накопление (около 60 % от поступающего материала) и дифференциация осадочного материала по гранулометрическому и минеральному составу (Карнаухова, 2007).

Результаты профильного опробования донных осадков настоящего исследования показали, что аккумуляция осадочного материала начинает отчетливо проявляться на участке в 3 км выше г. Свирск, где мощность осадка составляет около 6 см (рис. 4.1.1). Ниже по течению (в районе верхней оконечности о. Конный) мощность донных отложений возрастает до максимальных по русловой части водохранилища размеров (более 90 см). Детальный анализ распределения донных отложений в зоне максимального осадконакопления (рис. 4.1.2) выявил, что большая часть взвешенного материала отлагается в 500 м выше острова. Выше и ниже по течению, а также при приближении к русловым участкам (рукавам) мощность донных осадков постепенно уменьшается. Высокая скорость седиментации на этом участке связана как с падением транспортирующей способности водного потока в зоне подпора водохранилища, так и со спецификой морфологии этого участка, на котором два последовательно расположенных острова делят русло на два рукава, изменяя направление и скорость течения водного потока (рис. 4.1.2). Ниже о. Конный мощность донных осадков уменьшается до 19 см и остается в пределах 18-28 см. В большинстве извлеченных колонок донных отложений удалось достичь первичных грунтов, слагавших долину р. Ангары до зарегулирования, что позволило рассчитать примерную скорость осадконакопления: на участке Братского водохранилища от г. Свирск до д. Быково в среднем около 3,5 мм/год, в районе о. Конный – около 16 мм/год. Полученные средние данные близки к рассчитанной (Карнаухова, 2018) средней скорости осадконакопления в русловой части водохранилища (3,2 мм/год).

Толща донных осадков Братского водохранилища дифференцирована на горизонты, различающиеся по своей структуре. В кернах верхний горизонт представлен рыжим или коричневым илом (мощность 0,5-1 см), что указывает на наличие в нем окислительных условий.

Ниже четко дифференцируются слои серого, темно-серого или почти черного цвета, определяющих изменение окислительно-восстановительных условий. Помимо илистого материала в кернах, особенно в нижних слоях, с различной степенью встречаемости присутствует песок. Плотность осадка увеличивается с глубиной, составляя в донных отложениях ниже окисленного слоя в районе о. Конный от 1,33 до 1,71 г/см³, влажность осадка, напротив, уменьшается – от 57% до 45%. Такие показатели определяют, что при поступлении «свежего» взвешенного материала происходит уплотнение ранее отложившихся слоев осадка. Карнаухова Г.А. (2020) уменьшение влажности мелкоалевритовых илов в Братском водохранилище связывает с выпадением труднорастворимых солей из поровых растворов.

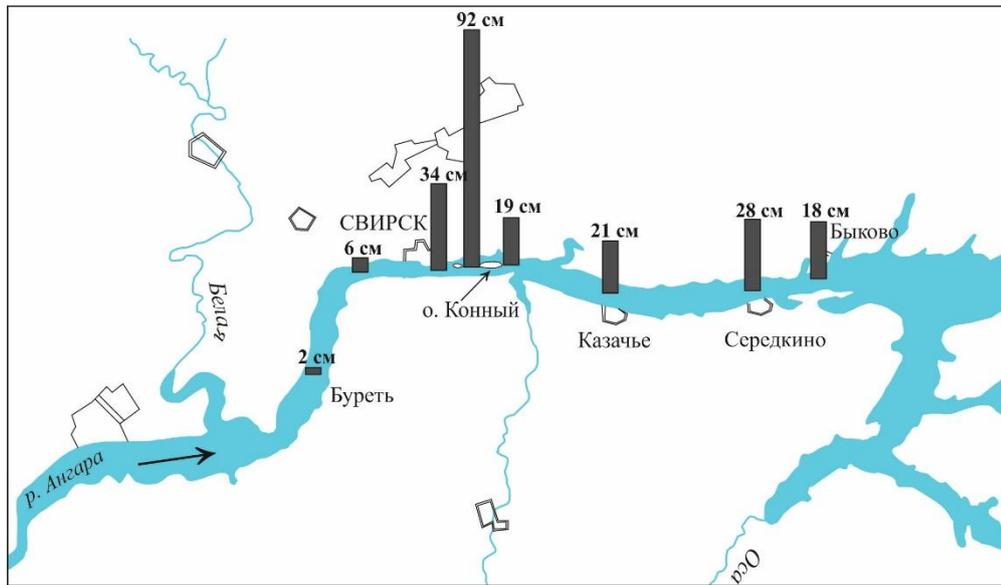


Рисунок 4.1.1 – Мощность донных осадков в верхней части Братского водохранилища

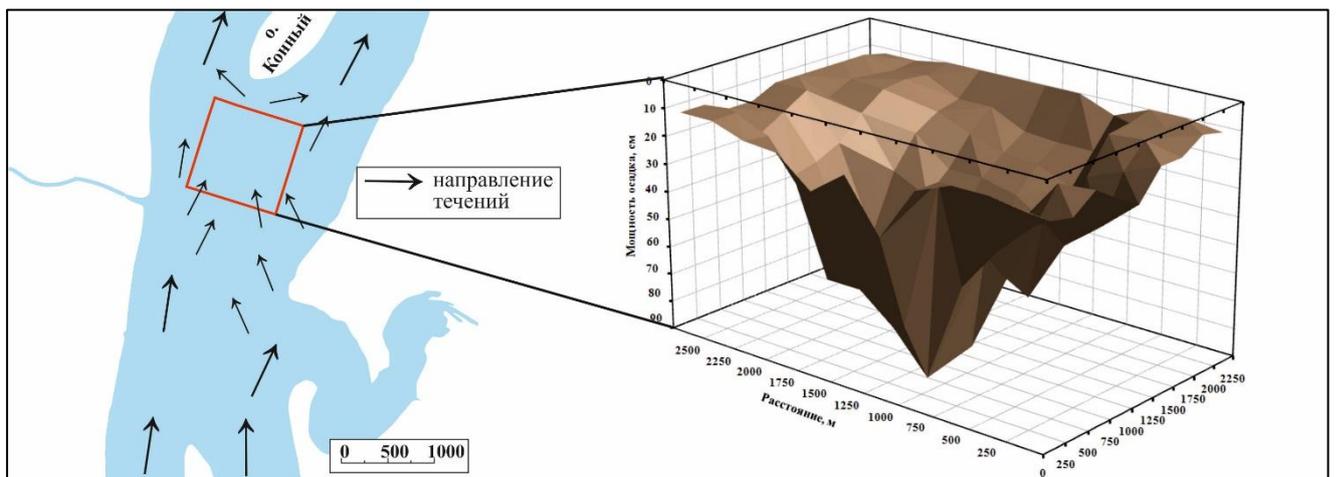


Рисунок 4.1.2 – Направление течений и интенсивность накопления донных осадков в районе о. Конный

Учитывая классификации геохимических барьеров Перельмана А.И. (1979) и Глазковской М.А. (1981), приведенные в главе 2.1, выделение седиментационной барьерной зоны, приуроченной к областям переменного и постоянного подпора, Братского водохранилища (Карнаухова, 1998, 2012), а также полученные в настоящем исследовании результаты по интенсивности накопления донных отложений в русловой части водохранилища, участок водоема в районе южной оконечности о. Конный (рис. 4.1.1, 4.1.2) отнесен к основному седиментационному геохимическому барьеру Братского водохранилища. Общая протяженностью этого барьера составляет около 2 км. Однако, размеры его не постоянны и могут изменяться во времени в зависимости от уровня режима, скоростей и направлений течений.

4.1.2. Донные отложения, как накопитель элементов антропогенного происхождения

Результаты рентгенофлуоресцентного определения основных породообразующих элементов во взвешенном веществе зоны переменного подпора Братского водохранилища (участок от г. Усолье-Сибирское до д. Бархатово), в которой перемещение в водной среде взвешенных частиц наиболее активно, показали, что среднее содержание SiO_2 составляет 46,7%, Al_2O_3 – 12,1%, Fe_2O_3 – 7,2%, CaO – 6,7%, MgO – 5,4%, K_2O – 1,9%, Na_2O – 1,5%, TiO_2 – 0,71%, P_2O_5 – 0,24%, S – 0,17%, MnO – 0,12%, потери веса образца при прокаливании – 16,6%. По сравнению с р. Ангарой на участке выше поступления сточных вод Усольской промышленной зоны, концентраций Ti , V , Cr , Mn , Co , Ni , Cu , Zn , Ga , As , Mo , Cd , Sn , Pb ниже по течению от Усольской промышленной зоны (Полетаева, 2014). В основном химическом составе донных отложений верхней части Братского водохранилища доминирует терригенный материал алюмосиликатного состава. Донные осадки от г. Усолье-Сибирское до междуречья зал. Оса и Унга характеризуются следующими концентрациями породообразующих оксидов: SiO_2 – 42,3-58,1%, Al_2O_3 – 10,7-14,5%, CaO – 2,6-11,0%, Fe_2O_3 – 4,9-7,7%, MgO – 3,3-7,7%, K_2O – 1,6-2,0%, Na_2O – 1,5%, TiO_2 – 0,6-0,8%, P_2O_5 – 0,2-0,5%, S – 0,07-0,60%, MnO – 0,09-0,22%. Потери веса образца при прокаливании составили от 8,2 до 21,4%. Пространственная зональность элементов терригенного ряда донных отложений водохранилищ Ангарского каскада определяется гидродинамическими процессами: на прибрежных отмелях отмечена наибольшая аккумуляция SiO_2 , в глубоководной зоне – Al_2O_3 , CaO , MgO (Карнаухова, Штельмах, 2022).

Геохимическая роль основного седиментационного барьера наглядно показана на примере основного токсиканта Братского водохранилища – ртути, на миграцию которой в водоеме большое влияние оказывает сорбция ее взвешенными частицами с их последующей седиментацией (Пастухов и др., 2018). Подсчитано, что за годы работы предприятия

«Усольехимпром» масса поступившей в Братское водохранилище ртути составляет ~76 тонн, их которых 95% сосредоточено в донных отложениях его верхней части (Коваль и др., 2008). Мелкодисперсные взвешенные частицы, являющиеся основным переносчиком токсиканта в водной среде, при снижении скорости течения водного потока оседают в донные осадки. Изучение распределения концентраций ртути в донных отложениях Братского водохранилища показало, что наиболее техногенно-нагруженным участком водоема является зона основного седиментационного барьера (Пастухов, 2012). Здесь в донных отложениях концентрации Hg достигают 13,6 мг/кг (при фоновой концентрации 0,03 мг/кг). Ниже по течению концентрации ртути в донных отложениях снижаются. Закрытие цеха ртутного электролиза существенно снизило техногенную нагрузку на водную среду Братского водохранилища (Алиева и др., 2011). Уменьшение концентраций ртути в воде и взвешенном веществе, переносимом по течению от источника загрязнения, по мере спада техногенной нагрузки привело к снижению ее концентраций в поверхностных слоях донного осадка основного седиментационного барьера (Pastukhov et al., 2019). Вместе с этим, огромные запасы токсиканта, поступившего в донные отложения водохранилища за годы интенсивной работы предприятия «Усольехимпром», оказались «захоронены», что, несомненно, представляет опасность для всей экосистемы Братского водохранилища при возможных изменениях гидрологических или физико-химических параметров водоема (Пастухов, 2022).

На рисунках 4.1.3 и 4.1.4. показаны концентрации цинка, меди, мышьяка и свинца в донных отложениях Братского водохранилища. При изучении химического состава абиотических компонентов, в первую очередь, проводят сравнение концентраций элементов с утвержденными нормативами, такими как ПДК или ОДК. В связи с тем, что ПДК элементов для донных отложений не установлены, сравнение может быть проведено с кларками химических элементов. В соответствии с (Виноградов, 1962), кларк Zn в осадочных породах составляет 83 мг/кг, Cu – 47 мг/кг, As – 1,7 мг/кг, Pb – 16 мг/кг. По сравнению с кларками среднее содержание Zn, Pb и As в донных отложениях Братского водохранилища от г. Свирск до д. Молька повышено. При близких средних концентрациях Cu и значений кларка в районе г. Свирск, междуречья р. Оса и р. Унга и д. Молька, на участке от о. Конный до д. Середкино – содержание меди выше кларка.

Инертная среда, в которой ведущими являются процессы осадконакопления элементов терригенного ряда, а также невысокая миграционная способность Pb создает зону с его повышенными концентрациями в донных осадках возле источника загрязнения (рис. 4.1.3, 4.1.4). Также, как и для свинца, наибольшие концентрации мышьяка обнаружены на участке, прилегающем непосредственно к г. Свирск, далее наблюдается их значительное понижение.

Наибольший вклад в техногенную эмиссию этих элементов в окружающую среду внес расположенный на побережье Братского водохранилища Ангарский металлургический завод (г. Свирск), в числе продуктов производства которого был триоксид мышьяка (As_2O_3). Деятельность завода привела к катастрофическому загрязнению As и Pb почвенного покрова прилегающей к нему территории (Белоголова и др., 2009; Баенгуев и др., 2023; Belogolova et al., 2019). После закрытия завода на протяжении долгого времени основными источниками загрязнения окружающей среды являлись высокотоксичные отвалы огарков, разрушенные остатки цеха и оборудования, утилизация которых была проведена только в 2013 году. Изучение снегового покрова, проведенное в 2012 году, показало, что ореолы его загрязнения As и Pb по-прежнему приурочены к территории, прилегающей к отвалам бывшего АМЗ, с тенденцией распространения токсикантов по долине р. Ангары (Kholodova et al., 2019). В твердом осадке снега преобладают минералы техногенного происхождения, из которых к индикаторам мышьяковистых отвалов относятся фрагменты зерен эвхроита $[Cu_2 \cdot (AsO_4) \cdot (OH) \cdot 3H_2O]$ – мышьяксодержащего вторичного медистого минерала (Холодова и др., 2016). Ниже по течению от зоны максимального техногенного воздействия и основного седиментационного барьера концентрации Pb и As в донных отложениях Братского водохранилища снижаются.

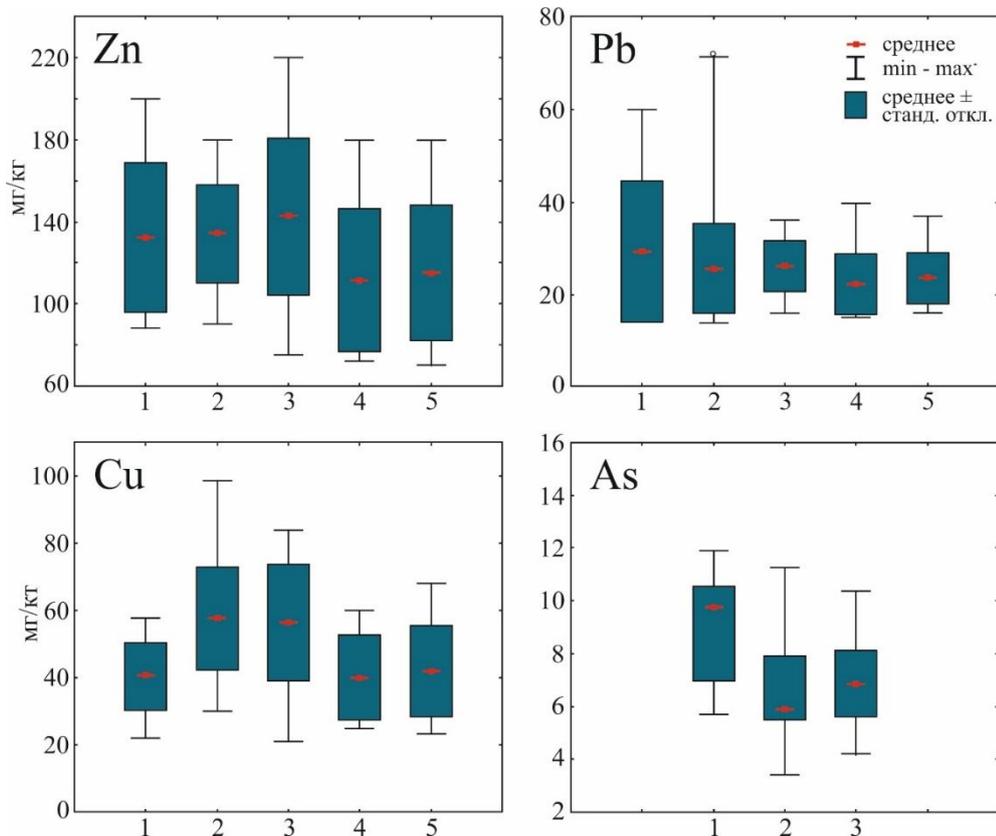


Рисунок 4.1.3 – Концентрации Zn, Pb, Cu, As в донных отложениях верхней части Братского водохранилища. 1 – г. Свирск, 2 – о. Конный, 3 – д. Середкино, 4 – междуречье зал. Оса и р. Унга, 5 – д. Молька

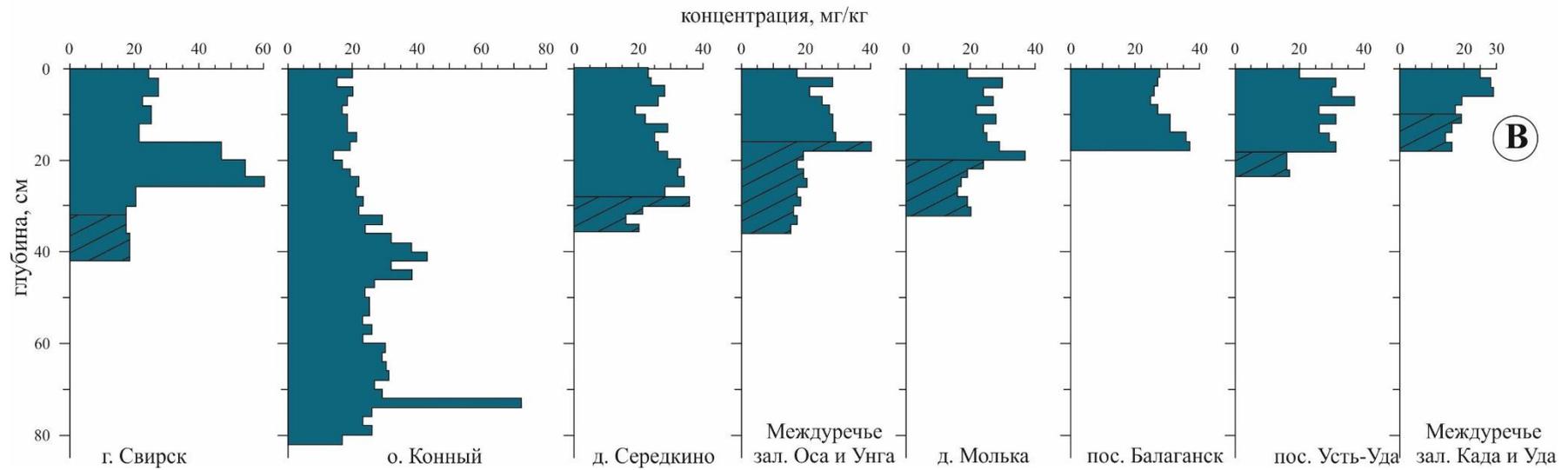
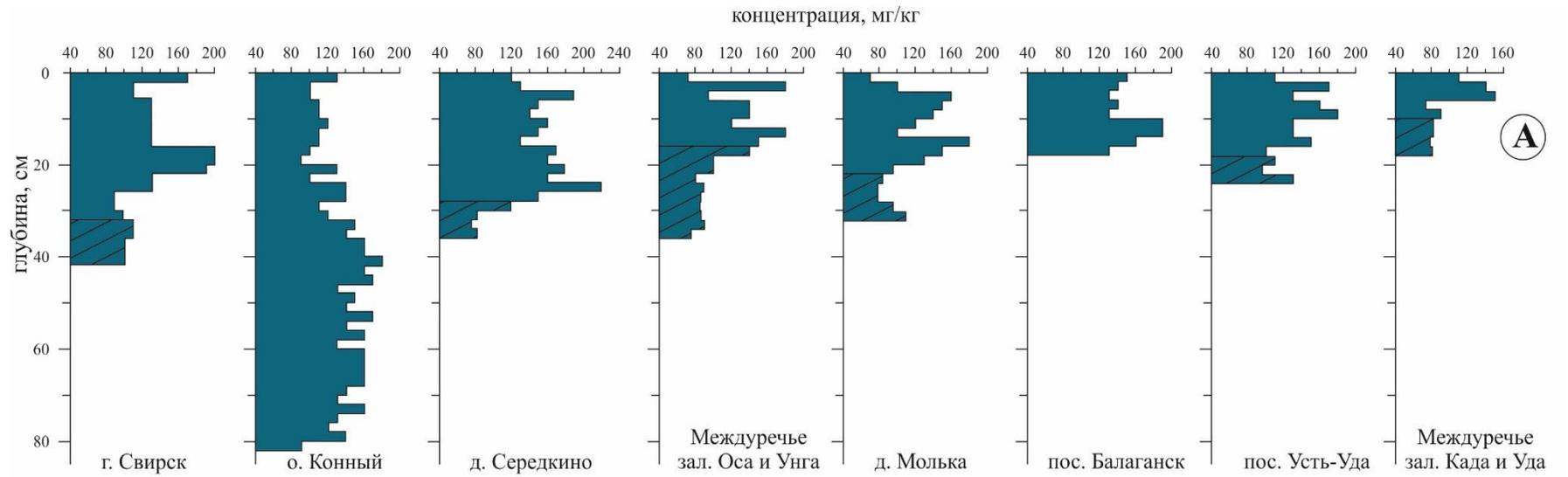


Рисунок 4.1.4 – Распределение цинка (А) и свинца (В) (мг/кг) в донных осадках Братского водохранилища

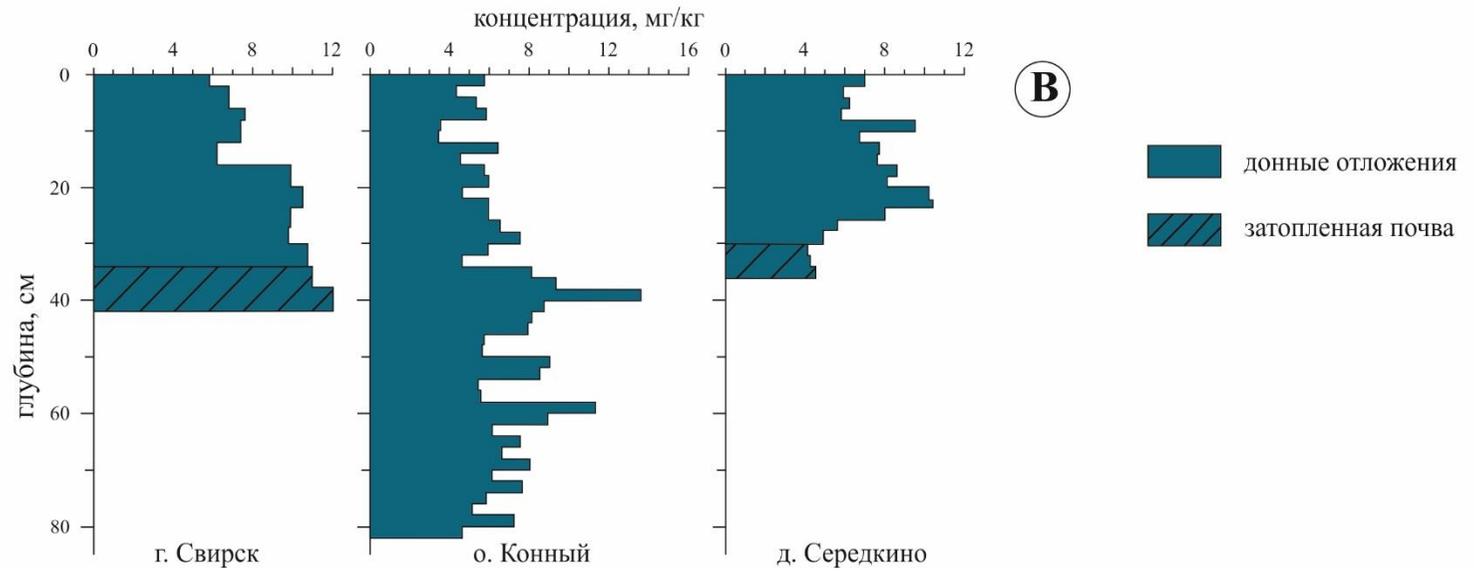
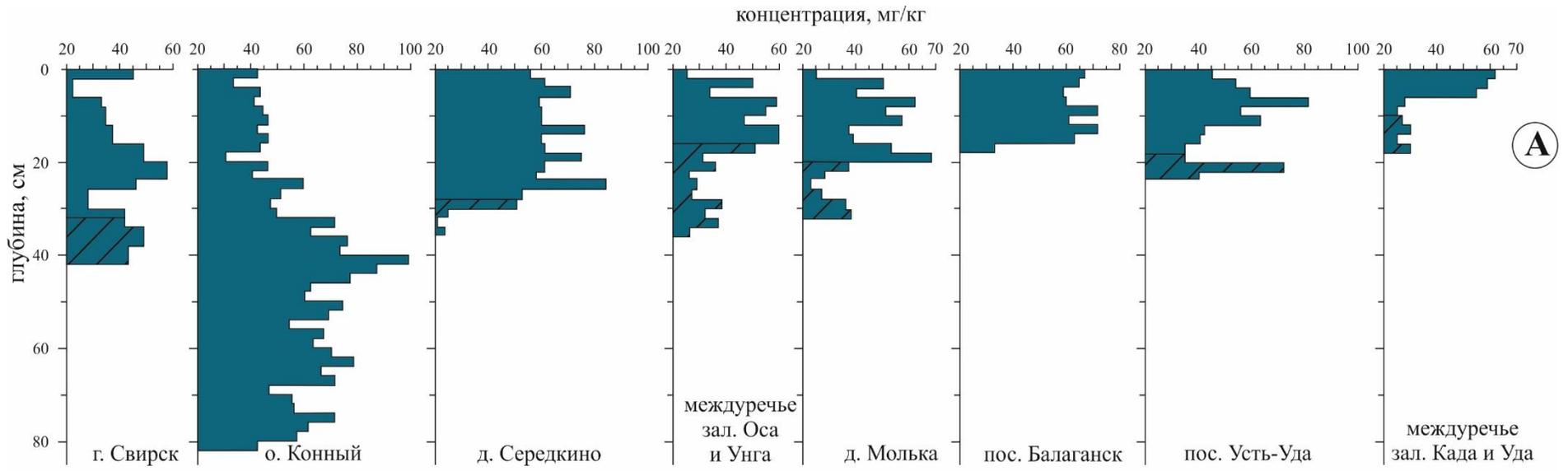


Рисунок 4.1.4 (продолжение) – Распределение меди (А) и мышьяка (В) в донных осадках Братского водохранилища

В отличие от Pb и As, перенос Zn и Cu от техногенных источников происходит на большие расстояния – до д. Середкино (рис. 4.1.3). Далее ниже по течению концентрации этих элементов в донных отложениях снижаются и остаются на близком уровне. Помимо техногенного происхождения, существует и природная составляющая поступления элементов. Так, для цинка ранее установлено, что его поступление в Братское водохранилище происходит при абразии берегов пород верхоленской свиты кембрия и их карбонатного цемента (Карнаухова, 2009).

Результаты послойного определения концентраций меди, цинка, свинца и мышьяка в донных отложениях (рис. 4.1.4), демонстрирующие концентрирование элементов в средней и нижней частях разреза, также отражают периоды наиболее интенсивной работы промышленных зон. Так, распределение концентраций As по глубине донных отложений четко определяет вклад Ангарского металлургического завода (г. Свирск) в техногенную эмиссию токсиканта. Максимальные концентрации мышьяка, диагностирующие период интенсивной работы завода (1934-1949 гг.), зафиксированы в затопленных почвах (рис. 4.1.4), т.е. до создания водохранилища (1965 г.). Распределение As по глубине донных осадков показывает, что и в начальный период функционирования водохранилища происходило значительное поступление токсиканта в экосистему водоема. Результаты долговременного мониторинга вод Братского водохранилища в разные по техногенной нагрузке периоды (глава 3.3) показали, что значительный вклад в загрязнение донных осадков участка от г. Свирск до о. Конный вносит и Усольская промышленная зона. Также как для ртути, после закрытия основных предприятий этих зон отмечена тенденция уменьшения концентраций элементов в верхних слоях донных осадков. Флуктуации концентраций элементов по глубине керна (рис. 4.1.4), главным образом, являются отражением резких изменений уровня воды (до 10 м), приводящих к перемыву и переотложению мелкодисперсной фракции осадков, сорбирующей элементы.

Изучение процессов, проходящих в период осадкообразования, не может быть проведено без сопоставления концентраций элементов в сопряженных средах «вода – донные отложения». В главе 3.3 показано, что площади повышенных концентраций микроэлементов (в основном, Fe, Al, Zn, Cr, Mn, Cs, Hg) в поверхностной воде Братского водохранилища четко приурочены к промышленному комплексу г. Усоля-Сибирского (рис. 3.3.9, 3.3.10). Также для большинства выделенных элементов установлено значительное увеличение концентраций в придонном слое воды в районе основного седиментационного барьера (о. Конный, 72 км с.х.). Следовало предположить, что появление высоких концентраций элементов в воде этого участка вызвано поступлением веществ антропогенного происхождения. Однако, при снижении антропогенной нагрузки (2018 г.) концентрации Zn, Cu, Pb, Hg в придонной воде в районе основного седиментационного барьера также остаются выше, по сравнению с поверхностной (рис. 3.3.9, 3.3.10). Наблюдается также увеличение в придонной воде концентраций основных

породообразующих элементов, в частности Al, Fe, Mn, миграционные свойства которых в нейтральной водной среде Братского водохранилища определяют их закрепление вблизи источника поступления, а также Cr, Cs, U. Учитывая что в донных отложениях основного седиментационного барьера накоплены значительные количества веществ антропогенного происхождения, повышение концентраций элементов в придонном слое воды в период снижения антропогенной нагрузки указывает на вторичное загрязнение водной среды. В условиях переформирования уровня водохранилища, а, следовательно, и перемыва загрязненных донных осадков, возможность поступления элементов из донных осадков в воду значительно увеличивается.

4.1.3. Формы нахождения элементов, как показатель их мобильности

В таблице 4.1.1 приведены средние валовые концентрации элементов в донных отложениях основного седиментационного барьера (слои – 2-6 см, 20-26 см, 28-34 см, 48-52 см, 68-74 см, 78-82 см), а также на участках ниже и выше по течению от участка максимального осадконакопления (г. Свирск – слои 1-5 см, 6-12 см, 13-17 см, д. Середкино – 0-6 см, 8-12 см, 16-22 см). Результаты показывают, что Fe и Al присутствует в концентрациях на уровне $n \cdot 10^4$ мг/кг, Mn и Zn – $n \cdot 10^2$ мг/кг, Cu и Pb - $n \cdot 10^1$ мг-кг, As – n мг-кг, Cd – $n \cdot n \cdot 10^{-1}$ мг/кг.

Таблица 4.1.1 – Средняя валовая концентрация элементов (мг/кг) в образцах донных отложений, проанализированных для определения форм нахождения, Братского водохранилища

Точка отбора	Fe	Mn	Al	Pb	Zn	Cu	As	Cd
г. Свирск (n=3)	46333	750	73333	29	115	49	9,7	0,4
о. Конный (n=6)	43667	753	72833	23	124	56	4,7	1,3
д. Середкино (n=3)	41333	861	74333	19	107	51	4,6	0,5

Формы нахождения основных породообразующих элементов

Алюминий – литофильный элемент с постоянной валентностью, входит в кристаллическую решетку полевых шпатов, слюд и др. алюмосиликатов, имеющих широкое распространение в донных отложениях Братского водохранилища. Коэффициент водной миграции (K_х), составляющий 0,008 в кислородных водах (здесь и далее Перельман, 1966), относит Al к слабым и очень слабым мигрантам. Данные статического фракционирования донных отложений Братского водохранилища также показывают, что он малоподвижен: водорастворимая форма отсутствует, легкоподвижная не превышает 0,3% (рис. 4.1.5).

Карбонатная, органическая формы и форма аморфных гидроксидов составляют в сумме 0,9-1,4%. Закрепленная форма алюминия составляет практически 100%.

В геохимии *железа* большое значение имеет окислительно-восстановительная реакция $Fe^{+2} + 1e = Fe^{+3}$. В восстановительной обстановке донных отложений Братского водохранилища устойчиво двухвалентное железо, которое может мигрировать в близких к нейтральным поровых водах как в свободном виде Fe^{+2} , так и в виде органических и неорганических комплексов. При контакте глеевых вод с водами, содержащими достаточное количество кислорода, Fe^{+2} окисляется до Fe^{+3} с образованием труднорастворимого $Fe(OH)_3$, выпадающего в осадок и придающего коричневатую окраску поверхностному слою донных осадков. В донных отложениях железо малоподвижно – закрепленная форма составляет около 90% (рис. 4.1.5). Наибольшие вариации его подвижных форм отмечаются в донных отложениях основного седиментационного барьера, где до 7% связано с легкообменной фракцией и около 6% – с карбонатным и органическим веществом.

Марганец – литофильный элемент с переменной валентностью, что позволяет говорить о сложности его миграции в зависимости от окислительно-восстановительных и кислотно-основных свойств среды. В восстановительной среде водах марганец, энергично мигрируя, может находиться в виде простого иона Mn^{2+} . В поверхностном слое донных осадков (в присутствии кислорода) Mn окисляется и переходит в нерастворимые формы, определяя, также как и окисленные формы железа, коричневатую окраску донных отложений. В геохимических условиях Братского водохранилища марганец обладает большей подвижностью, чем железо (рис. 4.1.5). Содержание Mn в водорастворимой и легкообменной формах составляет больше 25%, возрастая в донных отложениях района о. Конный. Карбонатная форма закрепления Mn находится в пределах 3-7%, органическая фракция и фракция амфотерных гидроксидов – не превышает 2%. На труднорастворимые закрепленные формы приходится около 65%. Количественное соотношение форм марганца различно по глубине осадка. Максимальное содержание Mn в подвижных (до 35%) и потенциально подвижных формах определено в средних частях керна донных отложений, в которых отрицательное значение окислительно-восстановительного потенциала указывает на проходящие процессы сульфатредукции. В условиях потери кислорода, затрачиваемого на окисление органического вещества, дигенетический процесс становится восстановительным. В связи с этим, происходит быстрое восстановление $Mn(IV)$ до $Mn(II)$ и миграция последнего в поровую воду (Demina et al., 2018). По подвижности в донных осадках и затопленных почвах Братского водохранилища основные породообразующие элементы образуют следующий ряд: $Al \ll Fe < Mn$.

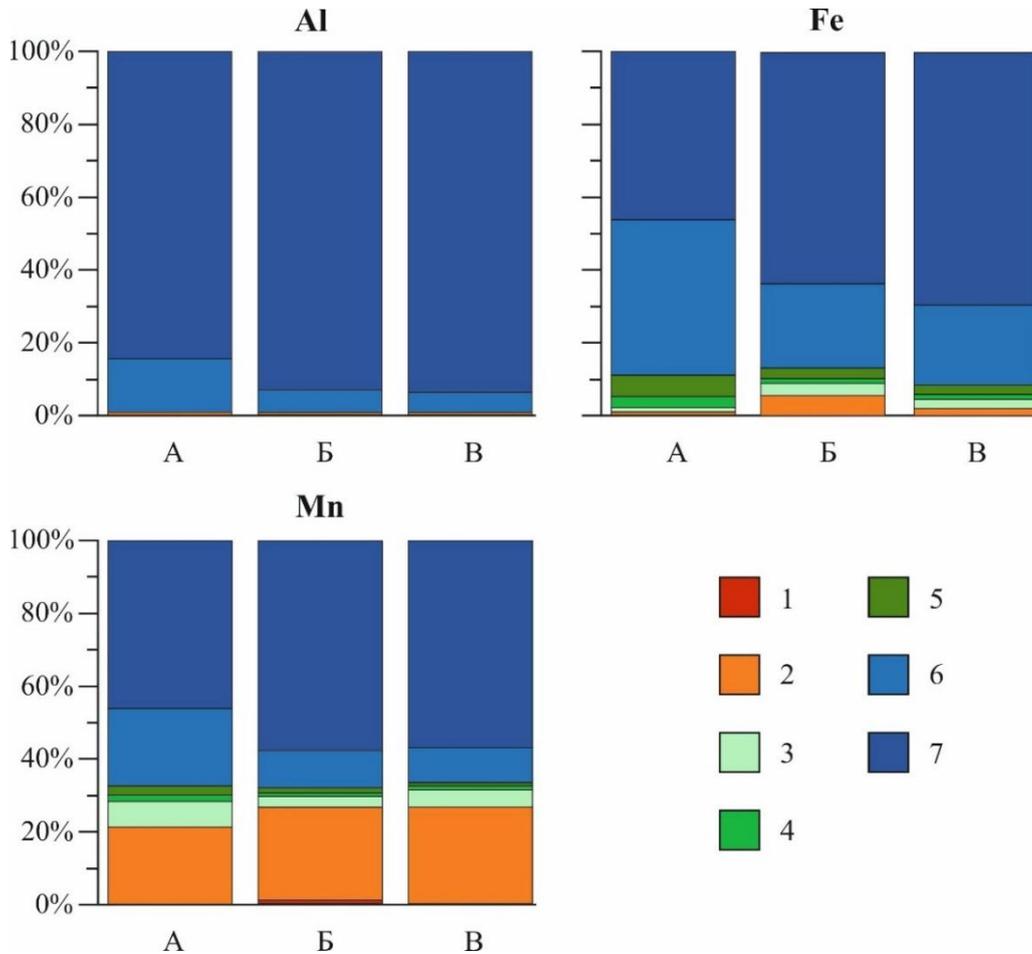


Рисунок 4.1.5 – Распределение концентраций Al, Fe, Mn по фракциям (процент от суммы фракций) в донных отложениях (среднее по проанализированным слоям) Братского водохранилища. Донные отложения: А – район г. Свирск, Б – основной седиментационный барьер (о. Конный), В – д. Середкино. Фракции: 1 – водорастворимая, 2 – легкообменная; 3 – карбонатная, 4 – органическая, 5 – амфотерных гидроксидов, 6 – легкоразрушающихся силикатов; 7 – нерастворимый остаток.

Формы нахождения потенциально токсичных элементов

Изучение форм нахождения ртути показало ее достаточно прочное закрепление в донных отложениях Братского водохранилища (Pastukhov et al., 2019). Вместе с этим, определено высокое содержание токсиканта в потенциально подвижной форме – органической фракции, а также в наиболее опасных формах – водорастворимой и кислоторастворимой фракциях. Анализируя полученные результаты по формам нахождения Pb, Cu, Zn и As в донных осадках Братского водохранилища (рис. 4.1.6), можно отметить, что их большая часть также находится в труднорастворимых формах. Однако, в перераспределении каждого элемента по формам выделяются свои особенности.

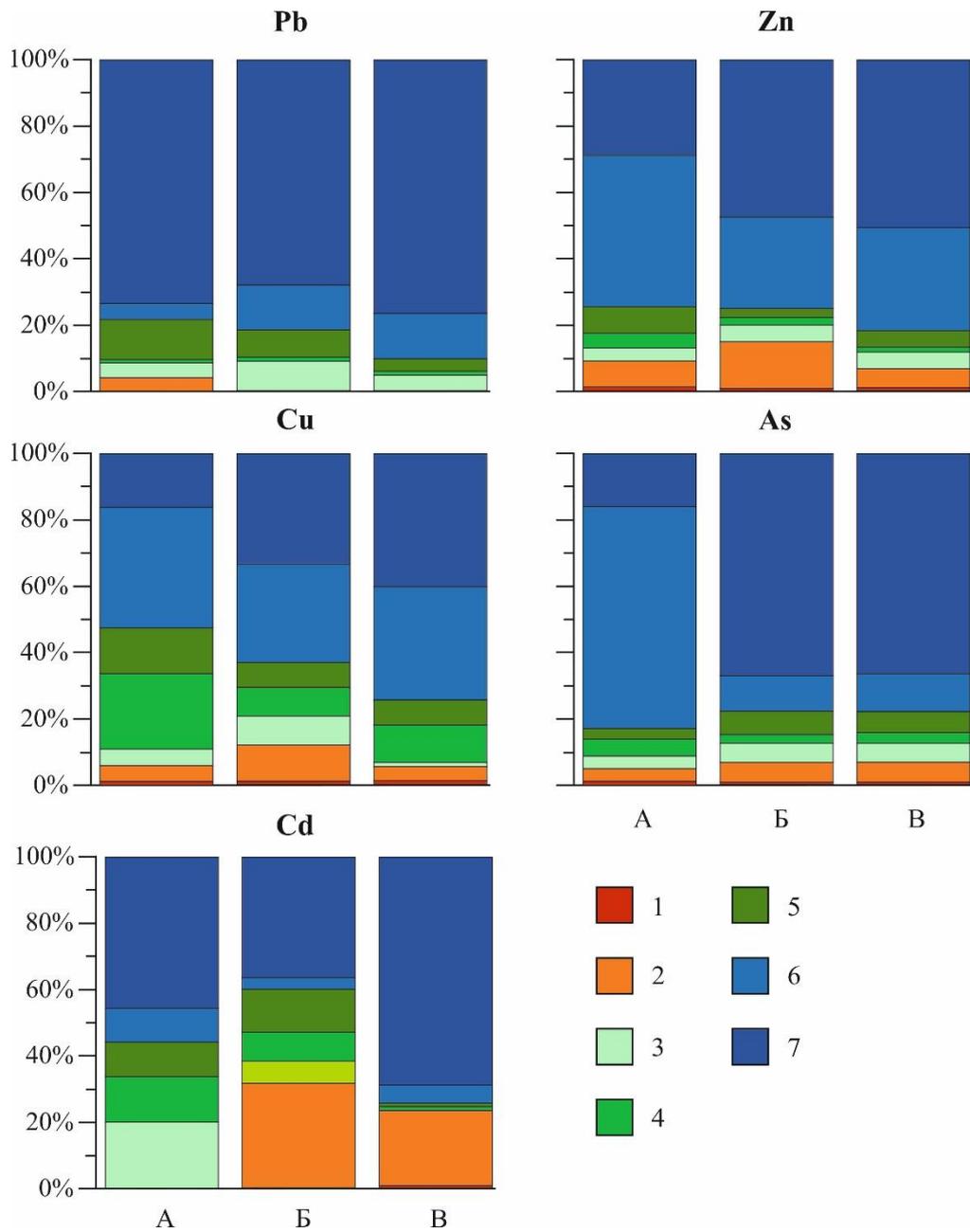


Рисунок 4.1.6 – Распределение концентраций Pb, Zn, Cu, As, Cd по фракциям (процент от суммы фракций) в донных отложениях (среднее по слоям) Братского водохранилища. Донные отложения: А – район г. Свирск, Б – основной седиментационный барьер (о. Конный), В – д. Середкино. Фракции: 1 – водорастворимая, 2 – легкообменная; 3 – карбонатная, 4 – органическая, 5 – амфотерных гидроксидов, 6 – легкоразрушающихся силикатов; 7 – нерастворимый остаток.

Свинец – халькофильный элемент с низким коэффициентом водной миграции (0, и менее). Pb подвижен и слабо подвижен в окислительной и глеевой обстановке, но инертен в восстановительной среде, оседая в виде PbS. Соли его (кроме $Pb(HCO_3)_2$ $Pb(CH_3COO)_2$) не растворимы. В воде может мигрировать в виде своих минеральных форм и сорбированный на взвеси, в почвах закрепляется в виде хлоридов, сульфатов, карбонатов. Изучение

пространственного распределения валовых концентраций свинца в донных осадках Братского водохранилища показало, что ореолы его повышенных концентраций фиксируются вблизи источников загрязнения. Коэффициент водной миграции Pb объясняет преобладание его в труднорастворимых формах (более 90%) и отсутствие в водорастворимой фракции (рис. 4.1.6). На долю фракции труднорастворимых силикатов приходится около 70%, легкоразрушающихся силикатов – около 10%. Fe-Mn гидроксиды также играют важную роль в миграции свинца, составляя около 10% от суммы всех фракций. Восстановительное растворение оксигидроксида железа и последующее высвобождение адсорбированного Pb является потенциальным источником этого металла для поровых вод (Wang et al., 2010), а, следовательно, находящийся в этой форме токсикант может поступать и в придонную воду водохранилища. Наибольшее количество подвижных и потенциально подвижных форм свинца характерно для донных отложений района г. Свирск и основного седиментационного барьера. При этом, в районе деятельности основного поставщика токсиканта – Ангарского металлургического завода повышается содержание Pb в легкообменной фракции, а в районе о. Конной – в карбонатной и органической фракциях, доля которых увеличивается по глубине осадка. Ниже по течению (район д. Середкино) доля труднорастворимых форм достигает 95%.

Цинк – халькофильный элемент, является сильным водным мигрантом ($n - n-10$) как в подземных, так и поверхностных водах. Энергичен в окислительной среде, а в восстановительной среде донных отложений во время раннего диагенеза Zn может образовывать сульфиды. Ранее определено, что образование ZnS происходит даже при их невысоких концентрациях, из-за своего более низкого произведения растворимости и более быстрой кинетики водного обмена, чем у многих других сульфидов металлов (Ingri et al., 2014). В донных отложениях Братского водохранилища цинк присутствует во всех фракциях (рис. 4.1.6). Доля водорастворимой фракции во всех точках наблюдений близка между собой, составляя около 1%. По сравнению с Pb, в донных отложениях значительно увеличивается доля подвижных и потенциально подвижных форм Zn, особенно в районе основного седиментационного геохимического барьера. В загрязненных донных осадках в районе о. Конный на глубине 48-72 см содержание цинка в легкообменной фракции достигает 21%, в карбонатной – 5%, в органической – 2%, а в связанной с Fe/Mn-соединениями – 4%. Прочносвязанные соединения цинка, включенные в кристаллическую решетку глинистых минералов, а также собственные гидроксиды, карбонаты и сульфиды металла, в донных отложениях района о. Конный в среднем составляют 75%, с уменьшением до 70% на глубине около 50 см. Ниже по течению при снижении антропогенной нагрузки доля подвижных и потенциально подвижных форм цинка уменьшается, закрепленных – увеличивается.

Медь – халькофильный элемент, который относится к энергичным водным мигрантам ($n - n \cdot 10$). Миграционные свойства элемента зависят от окислительно-восстановительных условий. Из водной среды осаждается в виде соединений с S^{2-} , CO_3^{2-} , PO_4^{3-} , F^- , SO_4^{2-}). Характерна адсорбция меди на мелкозернистом материале. Ион Cu^{2+} сорбируется гидроксидами Fe, Mn, Al, гумусом, коллоидами SiO_2 . В осадках, насыщенных сероводородом, содержится в виде CuS , Cu_2S . В донных отложениях Братского водохранилища доли закрепленных форм меди и цинка близки между собой (рис. 4.1.6) в связи с тем, что эти элементы имеют близкие коэффициенты водной миграции. Близость поведения этих элементов в донных отложениях выявлена ранее в оз. Дайхай (Jiang et al., 2014), где эти металлы аккумулируются, главным образом, в остаточной фракции (выше 60 %) и, в меньшей степени, в восстанавливаемой и окисляемой фракциях. В донных отложениях Братского водохранилища четко прослеживается увеличение закрепленных форм и, напротив, уменьшение подвижных форм Cu по мере удаления от основных источников загрязнения (рис. 4.1.6). Также как для цинка, доля водорастворимой фракции меди составляет около 1%, а закрепленные формы металла близки к 70%. Особенностью распределения меди в донных отложениях района г. Свирск является ее повышенные содержания в органической фракции и пониженные во фракции труднорастворимых силикатов. В донных отложениях района о. Конный на глубине 48-74 см определены высокие концентрации меди в легкообменной, карбонатной и органической фракциях. На глубине 20-34 см зафиксировано отсутствие металла во фракции амфотерных гидроксидов.

Мышьяк – халькофильный элемент с разной степенью окисления (As^{5+} , As^{3+} , As^{3-} , As^0). Формами его переноса, в основном, являются продукты диссоциации H_3AsO_4 ($H_2AsO_4^-$, $H_3AsO_4^0$, AsO_4^{3-} и т.д.). В окислительных условиях в гумидной обстановке вымывается из почв, в восстановительной среде на сероводородном барьере закрепляется в виде As_2S_3 . Интенсивно сорбируется гидроксидами Fe, Al, Mn и накапливается в глинах. Эффективность механизма закрепления мышьяка в донных осадках тесно связана с толщиной их окисленного слоя и накоплением образовавшихся гидроксидов Mn-Fe (Mucci et al., 2000). Менее 20% мышьяка находится во фракции труднорастворимых силикатов и наибольшее количество As связано с легкоразрушаемыми силикатами в донных отложениях района г. Свирск, в которых повышенные концентрации элемента в нижних слоях связаны с долговременной техногенной эмиссией Ангарского металлургического завода. На этом участке повышается и самая подвижная – водорастворимая форма элемента (до 4%), что по данным (АМАР, 2005) свидетельствует о загрязнении донных осадков. Накопленный в донных отложениях водохранилища за несколько десятилетий техногенный мышьяк подвержен геохимическим преобразованиям, проходящим в процессах раннего диагенеза. Так, например, арсенит, попадающий в поровую воду, будет адсорбироваться или включаться в аутигенные сульфиды железа (Morse, 1994), что определяет

общие высокие концентрации As в нижних слоях донных отложений и затопленных почвах в районе г. Свирск, а также высокая доля мышьяка, связанного с сульфидными формами металла (фракция легкоразрушаемых силикатов). В районе основного седиментационного барьера и ниже по течению соотношение форм нахождения мышьяка следующее: в водорастворимой фракции содержится около 1%, в легкообменной – около 6%, в карбонатной – около 5%, в органической – около 3%, во фракции амфотерных гидроксидов – около 6,5%.

Кадмий – энергичный водный мигрант в окислительной обстановке ($n - n \cdot 10$). В восстановительной среде на сероводородном барьере осаждается. Изучение постседиментационной подвижности кадмия показало высокую чувствительность форм элемента к окислительно-восстановительным условиям среды (Rosenthal et al., 2014). Было высказано предположение, что в восстановительных условиях донных осадков осаждение CdS является одним из возможных механизмов его удаления из водной среды. Высвобождение кадмия в ходе процессов диагенеза и окисления органического вещества является основным источником растворенного Cd в поровой воде (McCorkle and Klinkhammer, 1991). По данным (Jain, 2004), присутствие кадмия в карбонатной форме предполагает, что его значительная доля может переходить в раствор даже после незначительного снижения pH. Широко признано, что обменная фракция и фракция, связанная с карбонатом, в донных отложениях являются лабильными, высокотоксичными и наиболее биодоступными фракциями (Wang et al. 2010). Распределение форм кадмия в донных отложениях основного седиментационного барьера Братского водохранилища свидетельствует о том, что это очень подвижный элемент. Доля его лабильных форм в среднем составляет 45%, с значительным преобладанием легкообменной фракции, потенциально подвижных форм – около 40 %. На высокую подвижность Cd, превышающую таковую для Cu, Pb и Zn, указывается в работе (Jiang et al., 2014). Увеличение закрепленных форм элемента и уменьшение доли подвижных и потенциально подвижных наблюдается ниже по течению от участка с наибольшей скоростью седиментации. Соотношение полученных форм элемента в донных отложениях г. Свирск является необычным: высокая доля карбонатной и органической фракций, при полном отсутствии кадмия в легкообменной фракции и минимальных значениях в водорастворимой фракции.

В заключении необходимо отметить увеличивающуюся роль органической фракции в связывании элементов в донных отложениях района г. Свирск и о. Конный (рис. 4.1.6). В соответствии с классификацией (Baban et al., 2019), содержание органического вещества, составляющее на этих участках в среднем 2,2%, в донных осадках низкое. Однако, повышение Сорг в средних частях керна донных отложениях (до 4,3%) связано, с тем, что помимо фульво- и гуминовых веществ природного происхождения на участках с высокой скоростью седиментации, по всей вероятности, происходит «захоронение» не только неорганических веществ,

поступающих от промышленных зон г. Усолье-Сибирское и г. Свирск, но и значительных количеств органического вещества. Так, например, по данным (Гос. доклад, 2010) в р. Ангару со сточными водами предприятия «Усольехимпром» только в 2009 г. поступило около 2 т АПАВ, 4 т нефтепродуктов, 0,6 т фенолов. Более высокое содержание Сорг в осадках увеличивает долю элементов в потенциально подвижной фракции, определяя обмен элементов в системе «донные отложения–поровая вода–водная толща»: из донных отложений будут выделяться растворенные формы элементов, которые там образуются, а из вод будут поглощаться компоненты, переходящие в донные отложения в составе твердых фаз. Наличие восстановительной среды в донных осадках может оказать влияние на разрушение Сорг при смене уровня режима водохранилища. Органическое вещество в результате преобразований оказывает существенное влияние на подвижность, биодоступность и токсичность микроэлементов (Bai et al., 2018). При этом происходит, появление новых подвижных высокотоксичных органических соединений (например, метилртуть).

Термодинамическое моделирование

Расчет минерального состава донных отложений в районе основного седиментационного геохимического барьера (о. Конный) выполнен методом физико-химического моделирования. Использованы концентрации элементов, полученные из разных по глубине слоев донных отложений (табл. 4.1.2).

Как и следовало ожидать, в донных осадках Братского водохранилища основными минеральными фазами, на долю которых приходится более 90% являются смешаннослойные алюмосиликаты (> 70 %), кварц (> 10 %), карбонаты (> 10 %). В значимых количествах присутствует гидроксиапатит ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) и рутил (TiO_2). С помощью кластерного анализа (рис. 4.1.7), показано, что существует три группы минеральных фаз, накопление которых взаимосвязано. Так, терригенный материал, представленный глинистым веществом (хлоритами, иллитами), накапливался симбатно с сульфатом стронция и бадделеитом (ZrO_2). Эта группа минералов имеет отрицательную корреляцию с другими компонентами. Возможно, это указывает на то, что циркон и стронций имеют природное происхождение, по крайней мере, частично. Сульфиды меди, никеля, цинка, мышьяка, ртути, карбонат бария и веллимит ($\text{Zn}_2[\text{SiO}_4]$), также образуют тесную группу, что позволяет предположить сходство условий их образования и накопления. Эти компоненты имеют техногенное происхождение. Группа минералов, представленная кварцем, карбонатами кальция, магния железа, рутила и гидроксиапатита, имеющих в большей мере имеют природное происхождение, с группой сульфидов имеет нейтральную корреляцию.

Таблица 4.1.2 – Концентрация элементов в донных отложениях основного седиментационного барьера Братского водохранилища

Горизонт, см	Pb	As	Ba	Zn	Ni	V
	мг/кг					
0-1	10,9	5,7	610	100	71	105
20-21	10,5	4,6	640	91	99	110
38-40	25	13,6	710	133	117	125
58-60	22,4	11,3	660	126	115	110
68-70	21,1	8,4	610	116	123	120
<i>Среднее</i>	<i>18,0</i>	<i>8,7</i>	<i>646</i>	<i>113</i>	<i>105</i>	<i>114</i>
Горизонт, см	Cu	Hg	Al ₂ O ₃	MgO	Na ₂ O	SiO ₂
	мг/кг			%		
0-1	44	0,21	13,0	5,1	1,57	50,5
20-21	42	0,55	12,7	6,3	1,55	49,5
38-40	61	3,33	12,9	5,7	1,55	51,5
58-60	64	8,33	13,3	4,7	1,56	50,9
68-70	63	3,13	13,2	5,2	1,51	50,1
<i>Среднее</i>	<i>55</i>	<i>3,11</i>	<i>13,0</i>	<i>5,4</i>	<i>1,5</i>	<i>50,5</i>
Горизонт, см	P ₂ O ₅	S	Cl	K ₂ O	CaO	TiO ₂
	%					
0-1	0,35	0,13	0,045	1,75	5,4	0,78
20-21	0,28	0,12	0,042	1,73	7,1	0,68
38-40	0,31	0,11	0,050	1,75	6,1	0,71
58-60	0,34	0,12	0,048	1,74	4,3	0,72
68-70	0,29	0,12	0,046	1,74	4,8	0,72
<i>Среднее</i>	<i>0,31</i>	<i>0,12</i>	<i>0,046</i>	<i>1,74</i>	<i>5,5</i>	<i>0,72</i>
Горизонт, см	MnO	Fe ₂ O ₃	Sr	Zr	Cr	ППП
	%					
0-1	0,110	7,20	0,029	0,020	0,012	14,1
20-21	0,105	6,31	0,031	0,018	0,013	13,2
38-40	0,109	6,47	0,028	0,018	0,013	13,0
58-60	0,115	7,54	0,023	0,015	0,016	14,5
68-70	0,113	7,43	0,025	0,016	0,015	14,6
<i>Среднее</i>	<i>0,110</i>	<i>6,99</i>	<i>0,027</i>	<i>0,017</i>	<i>0,014</i>	<i>13,9</i>

Несмотря на то, что основной седиментационный геохимический барьер Братского водохранилища, служит своеобразным фильтром для поллютантов, нарушение гидродинамического режима может привести к изменению скорости осадконакопления и окислительно-восстановительного режима. Следствием этого может быть изменение физико-химического равновесия, которое установилось в донных отложениях, а, следовательно, растворению аутигенных фаз, включающих токсичные элементы. С целью проверки последствий возможной трансформации окислительно-восстановительных условий, рассчитан равновесный состав минеральных фаз, образующихся в условиях, приближенных к хорошо аэрированным

поверхностным водам. В физико-химическую модель включены фазы, которые формируются в осадках, характеризующихся окислительными условиями. Однако общий химический состав системы, в этом процессе, не изменяется.

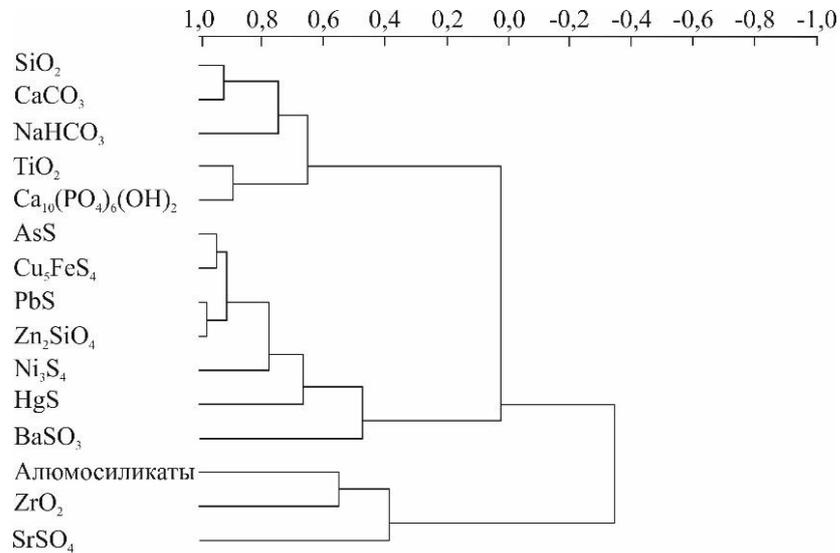


Рисунок 4.1.7 – Дендограмма корреляционного анализа минерального состава донных отложений

В результате моделирования установлено, что при смене окислительно-восстановительных условий в донных осадках минеральная ассоциация меняется не значительно: преобладающими остаются слоистые силикаты (иллиты, мусковит, хлорит), кварц, амфиболы и карбонаты (кальцит, нахколит). Вместе с этим, сульфиды (халькоцит, полидимит, галенит, киноварь) в окислительных условиях растворяются, количество карбонатов (кальцит, малахит) незначительно возрастает. Количество алюмосиликатов (хлоритов, амфиболов) имеет тенденцию к уменьшению, в то время как доля новообразованных иллитов незначительно возрастает, что свойственно коре выветривания. Существенно увеличивается количество $\text{NiO}(\text{TiO}_2)$. Образуются такие минералы как малахит, мирабилит, а также PbCrO_4 (табл. 4.1.3).

Преобразование минерального состава осадков определяется изменением их растворимости. Содержание в поровых водах таких элементов как As, Hg, Cu, V будет возрастать. Основной причиной возможного преобразования донных отложений будет окисление сульфидов до сульфатов и образование карбонатов. И, следовательно, при смене окислительно-восстановительных условий, донные отложения станут являться источником токсикантов, в том числе Hg и As.

Таблица 4.1.3 – Преобразование минерального состава осадка (г) при изменении окислительно-восстановительных условий от восстановительных к окислительным

Название	Формула	Восстановительные условия	Окислительные условия
Кварц	SiO ₂	10,003	10,157
Халькоцит	Cu ₂ S	0,055	–
Полидимит	Ni ₃ S ₄	0,075	–
NiO(Cr ₂ O ₃)	NiO(Cr ₂ O ₃)	0,027	0,021
NiO(TiO ₂)	NiO(TiO ₂)	0,054	0,173
Галенит	PbS	0,012	–
Рутил	TiO ₂	0,751	0,690
Виллемит	Zn ₂ SiO ₄	0,170	0,170
Кальцит	CaCO ₃	9,517	9,879
Нахколит	NaHCO ₃	3,746	3,243
Киноварь	HgS	0,000246	–
Гидроксиапатит	Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂	0,825	0,825
Амфибол	Ca ₂ Mg ₅ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂	7,890	7,399
Хлорит	Fe ₂ Al ₄ Si ₃ O ₁₀ (OH) ₈	2,475	2,332
Мусковит	KFeAlSi ₄ O ₁₀ (OH) ₂	14,740	14,740
Иллиты	Fe ₂ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂	39,432	39,624
V ₂ O ₃	V ₂ O ₃	0,154	–
Бадделеит	ZrO ₂	0,027	0,027
Целестин	SrSO ₄	0,060	0,060
Малахит	Cu ₂ (OH) ₂ CO ₃	–	0,07655
Мирабилит	Na ₂ SO ₄ (H ₂ O) ₁₀	–	0,888489
PbCrO ₄	PbCrO ₄	–	0,017002

Таким образом, по результатам профильного опробования донных осадков выделен участок водохранилища, на котором в следствие падения транспортирующей способности водного потока после зарегулирования реки и специфики морфологии участка образовалась зона с наибольшей скоростью осадконакопления (верхняя оконечность о. Конный). Этот участок выделен, как основной седиментационный геохимический барьер Братского водохранилища.

Высокая скорость осадконакопления на основном седиментационном барьере водохранилища способствует сбросу и закреплению в донных осадках элементов антропогенного происхождения, мигрирующих в составе взвеси с промышленных зон г. Усолье-Сибирское и г. Свирск. На это указывают результаты литохимического мониторинга верхней части Братского водохранилища, которые выявили повышенные концентрации Pb, Zn, Cu, As в донных отложениях района о. Конный. Геохимическую роль основного седиментационного барьера наглядно показывает ретроспективная оценка распределения элементов в донных отложениях. Основной закономерностью накопления элементов является приуроченность их

высоких концентраций к донным осадкам, образованным в период наибольшей техногенной эмиссии (средние и нижние слои). В период спада объемов работ и закрытия производств (верхние слои) наблюдается тенденция уменьшения концентраций элементов в верхних слоях донных осадков, что позволяет говорить о «захоронении» вещества антропогенного происхождения.

С помощью изучения форм нахождения определена потенциальная возможность перехода элементов из донных осадков в воду. В условиях Братского водохранилища Fe, Al и Pb находятся в прочносвязанном состоянии. Установлено, что потенциально подвижными являются Zn, As и Cu, к увеличению миграционной активности которых могут привести смена внешних условий, в частности уровня воды, кислотности и Eh среды. К наиболее подвижным относятся по убыванию: Cd и Mn, по формам нахождения которых можно говорить о существующем частичном переходе этих элементов из донных отложений в водную среду.

Вышеизложенное позволяет считать, что основной седиментационный геохимический барьер Братского водохранилища оказывает значительное влияние на процессы миграции вещества. С точки зрения эволюции водной системы можно сказать, что барьер выполняет позитивную функцию, т.к. выведение токсикантов из водной среды в донные отложения, их последующее «захоронение» и высокие доли прочносвязанных форм элементов отражают процессы самоочищения экосистемы водохранилища. Однако, фактом, определяющим вторичное загрязнение водной среды, являются повышенные концентрации микроэлементов в придонной воде основного седиментационного барьера в период снижения антропогенной нагрузки, а также присутствие элементов в донных отложениях в потенциально подвижных и подвижных формах.

Результаты исследования, представленные в главе 4.1, изложены в следующих основных публикациях:

Холодова М.С., Пастухов М.В., Поletaева В.И. Особенности минерально-вещественного состава твердофазных выпадений снегового покрова территории г. Свирска // Известия Сибирского отделения Секции наук о Земле Российской академии естественных наук. Геология, поиски и разведка рудных месторождений, 2016. – № 4 (57). – С. 121–130.

Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Tirsikh E.N. Long-term dynamics of mercury pollution of the Bratsk reservoir bottom sediments, Baikal region, Russia // IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 2019. – 321. – 012041.

Kholodova M.S., Poletaeva V.I., Pastukhov M.V. Features of the microelement composition of the liquid phase in snow cover from the towns of Usolye-Sibirskoe and Svirsk // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2019. – V. 381. – P. 012041.

4.2. Седиментационный геохимический барьер «приток–залив водохранилища» Усть-Илимского водохранилища

4.2.1. Условия формирования барьерной зоны

Изучение антропогенной нагрузки на р. Ангару, связанной с поступлением сточных вод Братской промышленной зоны в р. Вихорева, проводилось еще до создания Усть-Илимского водохранилища (Стрижова, 1985). Определено, что в сточных водах, состав которых, в большей степени, отражал технологические процессы гидролиза и разложения древесины на лесоперерабатывающих предприятиях, содержались огромные количества загрязняющих веществ. К этим веществам, помимо органических загрязнителей, относятся сульфат-ионы, ионы хлора и натрия. Их высокое содержание в стоках связано с сульфатным способом производства целлюлозы, при котором целлюлозное волокно извлекают из древесины путем ее варки в растворе Na_2S и NaOH , в процессе которой образуются сульфатные щелока. Хлор используют для последующего отбеливания целлюлозы. В составе взвесей, переносимых водами р. Вихорева, высокую долю занимали взвешенные вещества, к которым относятся остатки древесного волокна, хлопья, слизь и другие плавающие примеси. Общее эколого-геохимическое состояние реки было определено, как катастрофически загрязненная. В исследовании 1970-80 гг. (Стрижова, 1985) отмечено, что в районе впадения загрязненной реки в р. Ангару «коричневые воды р. Вихорева резко контрастировали с голубовато-зелеными водами р. Ангары», а зона распространения загрязненных вод р. Вихорева по р. Ангаре сохранялась до д. Ершово (135 км от устья р. Вихорева). Смена гидрологических условий при создании Усть-Илимского водохранилища привела к образованию в долине р. Вихорева Вихоревского залива, в который стала впадать загрязненная река. Заполнение водохранилища уменьшило зону влияния загрязненной реки, которая ограничилась Седановским расширением (д. Подъеланка) (Стрижова, 1985).

Изменившиеся после зарегулирования р. Ангары гидрологические характеристики привели к изменению гидродинамических параметров в пограничной зоне слияния двух разных по гидрологическому, тепловому и гидрохимическому режимам водных потоков. На участках смешения загрязненных вод р. Вихорева и Вихоревского залива в условиях замедления водобмена сформировалась зона с высокой скоростью седиментации, на которой оседала значительная часть взвешенного вещества, в том числе техногенных плавающих примесей, поступающих с водами реки. Результаты профильного опробования донных отложений залива показали, что при их средней мощности в русловой части водохранилища около 4 см (Poletaeva et al., 2019), Вихоревском заливе – около 18 см, на участке в 2 км ниже устья р. Вихорева донные отложения превышают 100 см. При приближении к русловой части мощность донных осадков

снижается, составляя в устье залива 12 см. Такие результаты показывают, что пограничная зона смешения в водной системе «приток реки (р. Вихорева) – основная река (р. Ангара)», которая при зарегулировании реки трансформирована в «приток водохранилища (р. Вихорева) – залив водохранилища (Вихоревский залив)» стала седиментационным геохимическим барьером, на котором в результате резкого уменьшения скорости течения воды после создания водохранилища произошло падение транспортирующей способности водного потока, осаждение и седиментация значительной массы взвешенного материала. Следствием этого стало изменение миграционных характеристик, поступающих с водой р. Вихорева взвешенных веществ: произошла смена форм их переноса от транзита к аккумуляции.

Поступающий с поверхностным стоком терригенный материал, затопленная в процессе заполнения Усть-Илимского водохранилища древесная растительность и, в большей степени, промышленные взвеси, поступающие в огромных количествах с р. Вихорева, образовали в Вихоревском заливе техногенные донные отложения, которые представляют собой темно-серые, почти черные вязкие, маслянистые илы с кусочками неразложившихся органических примесей, пористой структурой, сильным запахом гнили, нефтепродуктов и сероводорода. Детальных исследований, направленных на изучение специфических для промышленной зоны органических веществ в донных отложениях Вихоревского залива, проведено не было. Однако, показательной является количественная оценка выноса органических и минеральных соединений с водами р. Вихорева, проведенная Стрижовой Т.А. (1985). Показано, что только за 8 месяцев в р. Ангару поступило 45 тыс. т органического вещества, 17 тыс. т взвешенного вещества, 3 тыс. т метилового спирта, 1,1 тыс. т аммонийного азота, 0,49 тыс. т. формальдегида и 0,274 тыс. т фенолов. Создание современных технологичных решений на предприятиях Братской промышленной зоны должно было привести к уменьшению объема сбросов и улучшению качества сброса сточных вод. Однако, основываясь на данные статистической отчетности, значимого улучшения качества сбросов не наблюдается. Так, в 2000 г. со сточными водами (объем 279,1 млн. м³) поступило 29 070 т сульфатов, 44 600 т хлоридов, 4 320 т взвешенных веществ, 25,84 т железа (Гос. доклад ..., 2001). В 2016 г. при уменьшении объема сточных вод (объем 137,8 млн. м³) – 27 112 т сульфатов, 50 445 т хлоридов, 1 084 т взвешенных веществ, 24,1 т железа (Гос. доклад ..., 2017). В связи с этим, можно утверждать, что в донных отложениях Вихоревского залива, особенно в барьерной зоне, накоплено большое количество органических веществ, относящихся к отходам деревоперерабатывающей промышленности: органические соединения (скипидар, талловое масло – основные побочные продукты, образующиеся при переработке древесины, а также метиловый спирт, фенолы, нефтепродукты, лигнин, формальдегид, хлорированные и сернистые (диметилдисульфид, метилмеркаптан и др.) соединения и т.д.), щелочи и кислоты (едкий натр,

сернистая кислота, фтористоводородная кислота и т.д.), а также взвешенные твердые частицы (древесное волокно, хлопья, слизь и другие плавающие примеси).

4.2.2. Преобразование вещества в сопряженных средах «водная толща–поровая вода–донные отложения»

В период настоящих исследований (2017 г.) вода р. Вихорева не содержит плавающих примесей, но также, как ранее, коричневого цвета с запахом органических веществ. В районе слияния р. Вихорева и Вихоревского залива Усть-Илимского водохранилища видимых различий при смешении двух водных потоков не наблюдается. При значительном увеличении концентрации Сорг в воде р. Вихорева после поступления сточных вод Братской промышленной зоны, его концентрации в воде залива снижаются (табл. 3.4.2). Эмиссия поллютантов, главным образом органических соединений, определяет недостаток кислорода в воде всей р. Вихорева ниже поступления сточных вод. В поверхностных водах Вихоревского залива кислородный режим улучшается, а в устье залива по всей водной толще достигает концентраций, полученных в воде русловой части I участка (не подверженному влиянию сточных вод) Усть-Илимского водохранилища (9-11 мг/л). Индикатором накопленных в донных отложениях барьерной зоны «приток – залив водохранилища» веществ техногенного происхождения является концентрация в них и поровых водах Сорг, которая возрастает вниз по керну до максимальных значений (23,4% и 875 мг/л, соответственно). На интенсивные процессы разложения органических веществ указывает дефицит растворенного кислорода (до 0,6 мг/л) в придонных водах залива (табл. 3.4.2), а также проведенные ранее микробиологические исследования (Глебова и др., 2012), показавшие в придонной воде района смешения вод р. Вихорева и Вихоревского залива высокие количества сапрофитов (10700 КОЕ/мл) – аэробных микробиологических окислителей. При удалении от р. Вихорева деструкционные процессы ослабевают, количество сапрофитов снижается до 1300-1600 КОЕ/мл.

Величина Eh в воде р. Вихорева составляет от 56 до 87 мВ, Вихоревского залива – от 39 до 214 мВ. Характерной особенностью, которая дает представление о окислительно-восстановительных условиях в донных отложениях, является цветовая характеристика осадка. Поверхностные донные отложения барьера коричневатого цвета, отражающего присутствие гидроксидов Fe(III) и Mn(IV). Здесь в контакте с кислородсодержащей водной средой происходит смена окислительно-восстановительных условий. Темно-серый, почти черный цвет нижележащих слоев донных осадков Вихоревского залива, указывающий на присутствие в донных отложениях восстановительных условий (Розанов, 2015; Hahn et al., 2018), показывает, что аэробные условия сменяются на анаэробные: Eh составляет от -189 до -293 мВ.

рН вод р. Вихорева – от 7,9-8,45, Вихоревского залива – от 7,20 до 7,85, поровых вод донных отложений – от 6,8 до 7,2. Воды I участка Усть-Илимского водохранилища гидрокарбонатные кальциевые с минерализацией в среднем 137,4 мг/л (глава 3.4). Воды р. Вихорева, состав которых по своему природному происхождению гидрокарбонатный кальциевый с повышенным за счет подземного стока содержанием сульфат-ионов (Стрижова, 1985), после поступления сточных вод становятся сульфатно-хлоридными натриевыми с минерализацией 924 мг/л (табл. 3.4.2), а в устье реки – хлоридно-гидрокарбонатно-сульфатными натриевыми с минерализацией 982 мг/л. Смешение двух водных потоков приводит к образованию в Вихоревском заливе вод сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатного кальциево-натриевого состава с минерализацией 257-487 мг/л. Ниже по течению доля ионов хлора снижается, воды сульфатно-гидрокарбонатные или гидрокарбонатные натриево-кальциевые с минерализацией 136-309 мг/л. По сравнению с водной толщей залива, поровые воды донных отложений седиментационного геохимического барьера «приток – залив водохранилища» обогащены компонентами основного солевого состава (рис. 4.2.1). Минерализация поровой воды возрастает с глубиной (884-1500 мг/л). Состав поровых вод – гидрокарбонатный с переменными катионами. При доминировании HCO_3^- , в первом слое (0-35 см) поровых вод концентрации $\text{Cl}^- \approx \text{SO}_4^{2-}$, во втором (35-65 см) и третьем (65-100 см) слое $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$. В первом и втором слоях поровых вод концентрации $\text{Ca}^{2+} \approx \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, в нижнем горизонте – $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$.

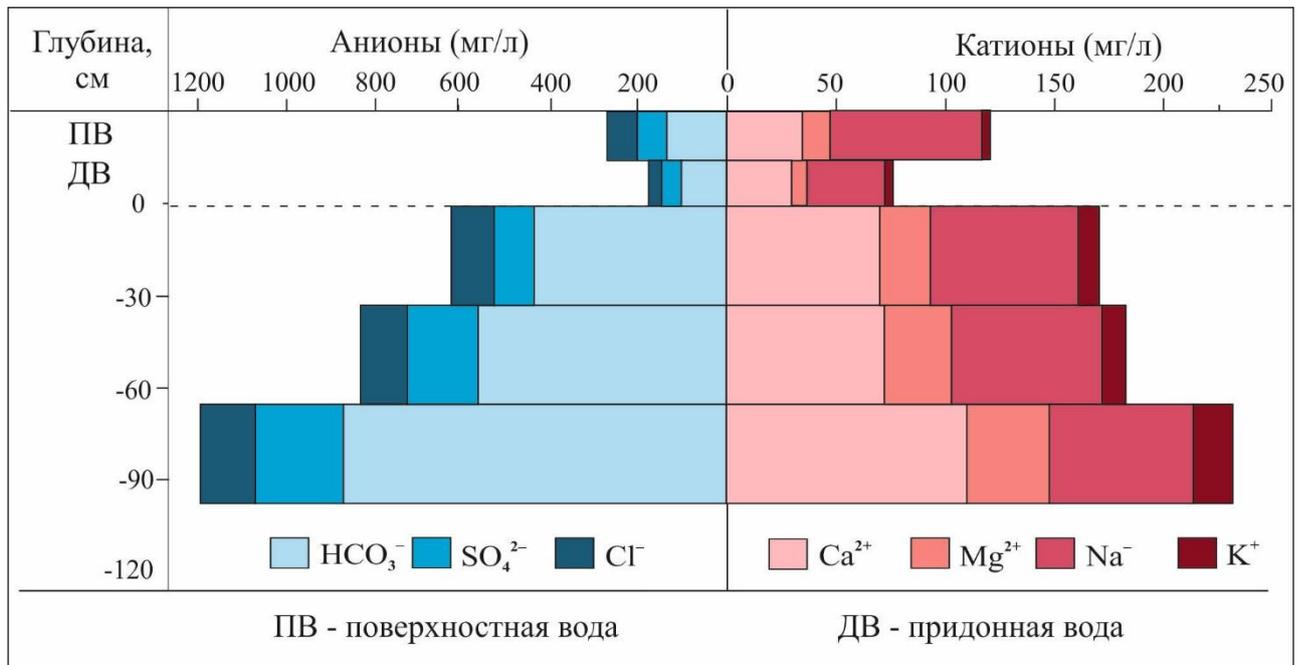


Рисунок 4.2.1 – Концентрация главных ионов в поверхностных, придонных и поровых водах Вихоревского залива Усть-Илимского водохранилища

В первый период формирования седиментационного геохимического барьера «приток – залив водохранилища», т.е. в период заполнения и стабилизации Усть-Илимского водохранилища (1970-1980 гг.), концентрации SO_4^{2-} в воде Вихоревского залива составляли 112 мг/л, а Cl^- – 52 мг/л (Стрижова, 1985). В 2017 г. концентрации сульфат-иона определены в пределах 22-93 мг/л, хлорид-иона – 3,9-83,4 мг/л, ионов натрия – 5,5-93,0 мг/л (табл. 3.4.2). Как выделено в главе 3.4, повышенные концентрации главных ионов в поверхностных водах залива, по сравнению с придонными, в разные периоды наблюдений определяются процессами смешения двух разных по температуре потоков. В связи с этим, можно утверждать, что значительная часть поступающих с р. Вихорева растворенных веществ, переносимых по поверхности водной среды залива, мигрирует в русловую часть Усть-Илимского водохранилища.

Основным фактором, определяющим концентрацию главных ионов в поровых водах донных отложений как природных, так и природно-антропогенных водоемов, являются диагенетические преобразования (Berner 1980), связанные с реакциями катионообмена между поровой водой и донными отложениями, изменением pH и окислительно-восстановительного потенциала и т.д. (Schulz, 2006). Одним из главных процессов анаэробной минерализации органического вещества является реакция бактериальной сульфатредукции (Заварзин, 2004):



В донных отложениях скорость сульфатредукции обычно увеличивается сверху вниз от поверхностных окисленных слоев к границе аэробных и анаэробных условий, приводя к уменьшению концентраций сульфат-иона и увеличению концентраций гидрокарбонат-иона и сероводорода по глубине донного осадка. Учитывая, что в донных отложениях седиментационного барьера накоплено большое количество органического вещества, увеличение концентраций HCO_3^- в поровых водах по глубине керна отражает его деструкцию. На проходящие в донных осадках процессы восстановления серы указывает появление в придонных водах барьера H_2S (0,05 мг/л), который не зафиксирован в водах ближе к устью Вихоревского залива и русловой части Усть-Илимского водохранилища, а также специфический запах и большое количество пузырьков газа в отобранных донных отложениях. Вместе с этим, в сильно загрязненных органическим веществом техногенного происхождения донных отложениях Вихоревского залива распределение концентраций SO_4^{2-} , увеличивающихся в поровых водах по глубине осадка, не находит достаточного объяснения. Одним из предположений такого хода развития процессов может являться проникновение грунтового стока, связанного с крупным выходящим на поверхность разломом (рис. 3.4.2), в поровое пространство донных отложений.

В придонных водах Вихоревского залива концентрации микроэлементов, в отличие от главных ионов, повышены, по сравнению с поверхностными, в которых концентрации близки к таковым в русловой части водохранилища (табл. 3.4.2). Наибольшие различия между концентрациями микроэлементов в придонных и поверхностных водах определены в 2 км ниже устья р. Вихорева (табл. 3.4.2), т.е. на участке выделенного геохимического седиментационного барьера «приток – залив водохранилища» (табл. 3.4.2, рис. 4.2.2). В связи с тем, что химический состав поровых вод в значительной степени зависит от состава донных отложений, необходимо отметить, что особенности распределения микроэлементов в донных отложениях всего Усть-Илимского водохранилища (Poletaeva et al., 2019) наглядно показывают техногенную геохимическую аномалию, приуроченную к Вихоревскому заливу. В донных отложениях залива выделена ассоциация элементов, концентрации которых превышают фоновые значения (по убывающей): Cd, Hg, Zn, Mn, Cr, Pb, Cu, Co, As, Fe. Это указывает, что микроэлементы, поступающие мигрирующие с водным потоком р. Вихорева в растворенном и взвешенном состоянии, аккумулируются в донных отложениях залива. При этом, в барьерной зоне происходит значительное увеличение доли подвижных (водорастворимая, легкообменная) и потенциальных подвижных (карбонатная, органическая, аморфных гидроксидов) форм всех изучаемых элементов, а закрепленных форм (легкоразрушающихся и труднорастворимых силикатов) становится меньше (рис. 4.2.3). Высокие концентрации органического вещества в донных отложениях определяют, что наибольшие изменения связаны с увеличением концентраций элементов в органической фракции. Таким образом, огромные объемы поступающих с водами р. Вихорева элементов антропогенного происхождения и высокие доли их подвижных и потенциально подвижных форм в донных отложениях определяют их повышенные, по сравнению с водами залива, концентрации в поровых водах седиментационного геохимического барьера (рис. 4.2.2). Mn присутствует в концентрации $n \cdot 10^3$ мкг/л, Fe – $n \cdot 10^2$ - $n \cdot 10^3$ мкг/л, Al – $n \cdot 10^1$ - $n \cdot 10^2$ мкг/л, Zn, Cr, Cu, Co – $n \cdot 10$ мкг/л, As – $n \cdot 10^{-1}$ мкг/л, Pb – $n \cdot 10^{-1}$ мкг/л, Cd – $n \cdot 10^{-1}$ мкг/л, Hg – $n \cdot 10^{-2}$ - $n \cdot 10^{-1}$ мкг/л.

Только концентрации Hg в водной толще залива значительно ниже ее концентраций в поровой воде (рис. 4.2.2). Вариации между концентрациями Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb в воде залива и поровых водах менее значимы, а концентрация Al в придонной воде и поровой воде верхнего (0-35 см) слоя донных отложений близки между собой. Распределение микроэлементов в поровой воде по глубине керна неоднородно. Более широкий диапазон концентраций определен для Al (от 74,0 до 759,9 мкг/л), меньшие изменения характерны для Fe (от 826,7 до 4091,3 мкг/л), Cu (от 1,03 до 7,07 мкг/л), Cr (от 1,36 до 6,30 мкг/л), Hg (от 0,031 до 0,151 мкг/л). Вариации концентрации Mn, Co, Zn, As, Cd составляют от 1,1 до 2,6 раз. Наибольшее накопление

в верхнем слое и уменьшение вниз по разрезу характерно для Al, Cr, Pb, Hg, Zn и As. Распределение Co по глубине донных отложений близко между собой. Концентрации Mn и Fe максимальны, а Cu и Cd, напротив, минимальны в среднем слое.

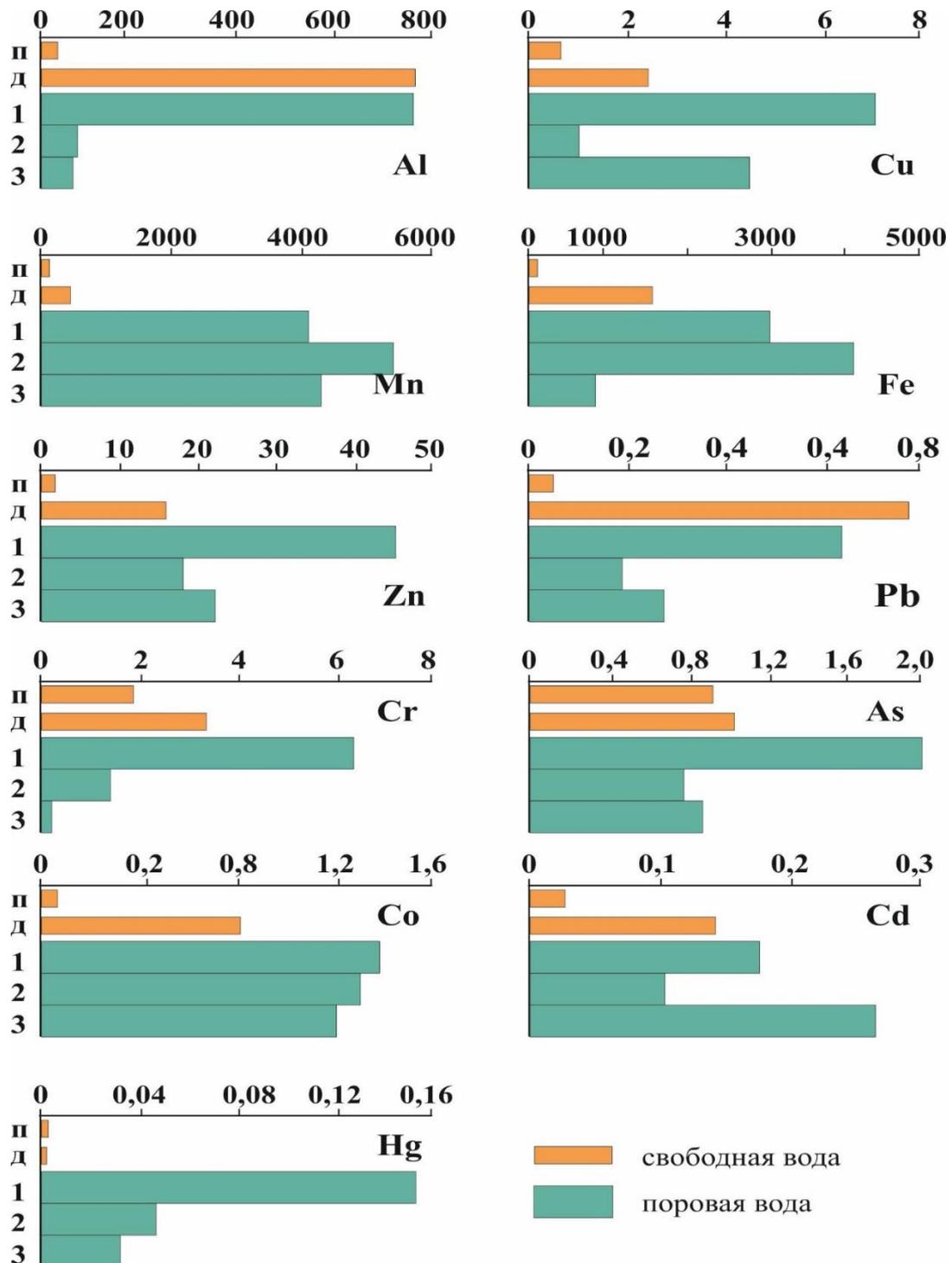


Рисунок 4.2.2 – Концентрации микроэлементов (мкг/л) в поверхностной (II), придонной (D) и поровой (1, 2, 3) воде донных отложений седиментационного геохимического барьера «приток – залив водохранилища». Поровая вода: 1 – верхнего слоя (0-30 см), 2 – среднего слоя (30-60 см), 3 – нижнего слоя (60-90 см).

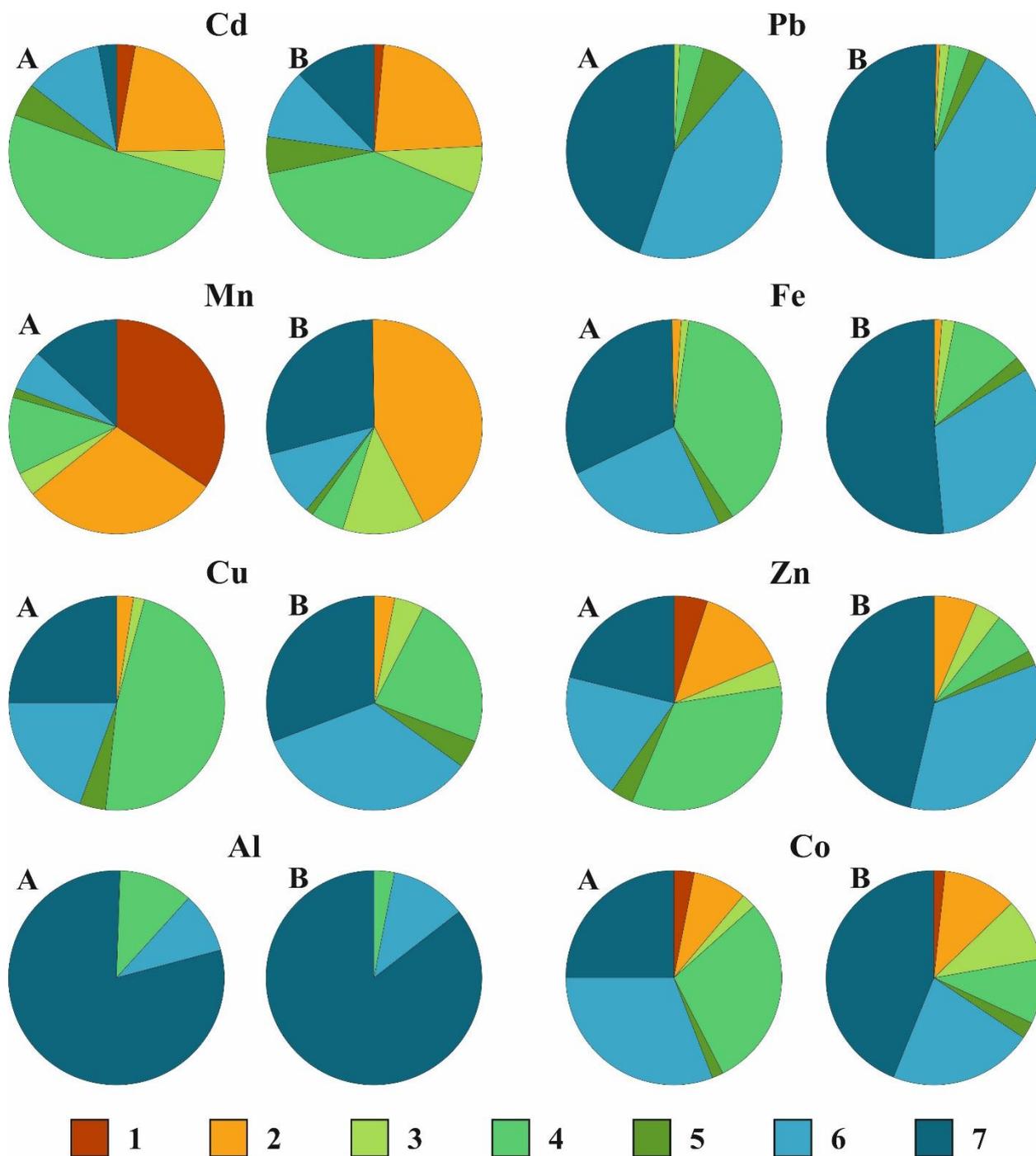


Рисунок 4.2.3 – Формы элементов в донных отложениях Вихоревского залива. Донные отложения: А – барьерная зона «приток – залив водохранилища», В – устье Вихоревского залива. Фракции: 1 – водорастворимая, 2 – легкообменная; 3 – карбонатная, 4 – органическая, 5 – амфотерных гидроксидов, 6 – легкоразрушающихся силикатов, 7 – нерастворимый остаток.

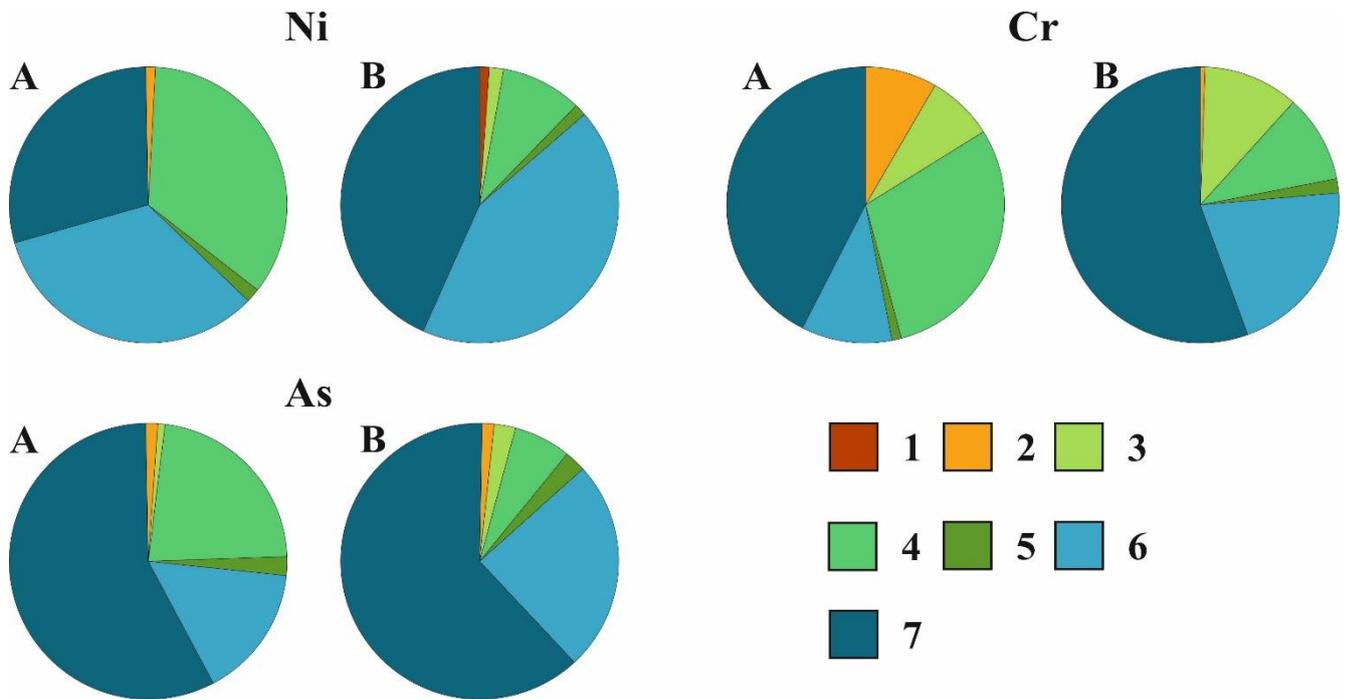


Рисунок 4.2.3 (продолжение) – Формы элементов в донных отложениях Вихоревского залива. Донные отложения: А – седиментационный геохимический барьер «приток – залив водохранилища», В – устье Вихоревского залива. Фракции: 1 – водорастворимая, 2 – легкообменная; 3 – карбонатная, 4 – органическая, 5 – амфотерных гидроксидов, 6 – легкоразрушающихся силикатов, 7 – нерастворимый остаток.

Из рассматриваемых микроэлементов, в поровых водах Mn достигает наиболее высоких концентраций. Миграционные особенности Mn определяют, что от источника загрязнения его перенос может происходить с большим количеством взвешенных веществ, содержащихся в сточных водах. Гидродинамические характеристики пограничной зоны смешения двух водных потоков способствуют оседанию обогащенной марганцем взвеси в донных отложениях седиментационного геохимического барьера. Далее его поведение определяет характер окислительно-восстановительного состояния среды, которое в данных условиях значительно меняется. При изучении закономерностей поведения Mn (Bryant et al., 2011) установлено, что в окислительных условиях он осаждается, а затем в восстановительных – снова растворяется. В исследованиях (Мартынова, 2012) отмечено, что концентрация Mn в поровой воде связана с соотношением скоростей его восстановления и окисления. Как показано выше, приповерхностные донные отложения барьерной зоны окрашены характерным коричневым цветом гидроксидов марганца (Mn^{3+} и Mn^{4+}), при этом концентрация Mn в воде залива меньше 50 мкг/л. В поровой воде нижних слоев создается восстановительная среда, которая благоприятна для нахождения Mn^{2+} . Достаточно равномерное распределение Mn в поровых водах по профилю

донных отложений может быть объяснено наличием восстановительных условий. Метод статического фракционирования показал, что в барьерной зоне доля его водорастворимой формы составляет 32% (рис. 4.2.3). Растворенный Mn может легко высвободиться в водную среду (Li et al., 2019), определяя его повышенные, по сравнению с поверхностной водой, концентрации в придонной воде Вихоревского залива (64,4 и 511,5 мкг/л, соответственно). Значимость донных отложений, как источника Mn для водной среды, увеличивается при перераспределении марганца в пределах залива во время смены уровня водохранилища (Мартынова, 2011).

Как отмечено выше, масштабы Fe, поступающего со сточными водами Братского лесопромышленного комплекса, огромны. Перенос железа в околонеитральных (pH 7,8) водах р. Вихорева осуществляется в виде взвеси. При этом, высокие концентрации хлорид иона в сточных водах могут определять миграцию Fe и в составе хлоридных комплексов. В связи с чем можно предположить, что часть связанного с хлором железа мигрирует в виде прочных комплексов и переносится на значительные расстояния. Однако, большая его часть оседает на седиментационном барьере в составе взвешенных частиц (как органических, так и минеральных), что определяет высокие концентрации Fe в поровых водах. В восстановительных условиях донных отложений Fe, также как Mn, обладает высокой подвижностью (Burdige, 1993). Однако, при близких концентрациях марганца по всему разрезу донных осадков, концентрация железа в нижнем слое существенно ниже, чем верхнем и среднем слоях. Ранее установлено, что процесс восстановления Fe(III) значительно опережает сульфатредукцию в окислительно-восстановительных процессах диагенеза (Кокрятская и др., 2020). Наиболее подвижная в процессах диагенеза часть общего количества железа осадков (Заварзин, 2004), не только определяет уровень накопления в донных осадках восстановленной серы, но по соотношению его форм можно судить о направленности протекающих в них окислительно-восстановительных процессах. Повышенные концентрации Fe в поровой воде определяют вероятность осаждения аутигенных минералов. Так, определено, что даже незначительное количество сульфид-иона приводит к выпадению FeS₂ (пирита) (Taylor and Boulton, 2007), а в системах, где наблюдается насыщение карбонат-ионом, происходит осаждение FeCO₃ (сидерита) (Lesven et al., 2010). Изучение форм нахождения железа в донных осадках барьерной зоны показало, что его значительная часть находится в потенциально подвижной органической фракции (рис. 4.2.3). При разрушении органического вещества, связанное с ним железо высвобождается. Высокие концентрации железа (до 1597 мкг/л) в придонной воде – следствие миграции элемента из донных осадков в водную толщу.

В донных отложениях седиментационного геохимического барьера неравномерное распределение Al, Cr, Co, Cu, Zn, As, Cd, Pb, Hg в поровых водах по глубине может быть определено несколькими условиями. В первую очередь, это химический состав исходно

захороненной в донных отложениях воды залива, который напрямую связан с составом сточных вод Братской промышленной зоны, поступающих в р. Вихорева. Дальнейшее перераспределение элементов в системе «поровая вода – донные отложения» определяется изменяющимися в условиях седиментогенеза физико-химическими параметрами. В целом, можно сказать, что в процессе длительного и регулярно подновляемого поступления загрязняющих веществ сопряженно проходят процессы «закрепления-вымывания» элементов. Так, в анаэробных условиях в результате процессов сульфатредукции и появления H_2S образуются плохо растворимые в воде соединения металлов (ZnS , PbS и т.д.), что приводит к их осаждению в составе донных отложений (Tretyakova et al., 2000). В более глубоких горизонтах идет сложные процессы метаногенеза, способствующие появлению подвижных и токсичных соединений, например, метилртути ($HgCH_3$). Повышенная растворимость соединений металлов, вызванная сдвигом рН к умеренно кислым условиям при разложении органического вещества, может привести к поступлению, т.е. «вымыванию» потенциально токсичных элементов, в окружающую среду (Sethurajan et al., 2016). Помимо этого, перенос металлов в подвижной растворимой форме возможен в виде комплексных соединений с неорганическими (Cl^- , OH^- , CO_3^{2-} и т. д.) и органическими лигандами (например, фульво- и гуминовой кислотами) (Pierrot, Millero, 2018). Потоки элементов в значительной степени связаны и с захватом элементов гидроксидами Fe, Mn, а также органическими веществами и глинистыми минералами. Суммарный эффект всех перечисленных процессов вполне может показать сопоставление содержания элементов в поровых и придонных водах.

Несмотря на выявленную неравномерность распределения концентраций микроэлементов в поровых водах по глубине донных отложений, на седиментационном геохимическом барьере Вихоревского залива явно просматривается их накопление, за исключением Cd, в поровых водах верхнего слоя (рис. 4.2.2). В настоящее время концентрации Al, Mn, Fe, Co в загрязненной воде р. Вихорева меньше, чем в придонной воде седиментационного геохимического барьера «приток – залив водохранилища». Повышенные концентрации Al, Mn, Fe, Cr, Co, Cu, Zn в придонной воде барьера, относительное их концентраций в поверхностной воде и устья р. Вихорева, определяет диффузионный поток микроэлементов из донных отложений в водную среду залива. Активизация ремобилизации элементов в придонную воду способствует смена уровня водоема, ветровое перемешивание вод, смена окислительно-восстановительных условий и т.д. (Khadka, Ramanathan, 2013). Несомненно, что опасность вторичного загрязнения водной среды связана с повторным, а в случае барьера в Вихоревском заливе с пролонгированным потенциально токсичным воздействием на биотическую составляющую водоема. Ранее установлено, что даже невысокие концентрации Cd, Pb, As и Hg, представляют опасность для водных организмов (Kumar, Kumar, 2019). Несмотря на то, что Fe, Mn, Zn, Cu, Cr являются эссенциальными

элементами, выполняющими важные метаболические функции у живых организмов (Monferrana et al., 2016), для них также существует диапазон концентраций между полезными и токсическими эффектами (Chang et al., 1996).

Подводя итог вышесказанному необходимо отметить, что выделенный по преобладающим процессам седиментогенеза геохимический барьер, образованный на чрезвычайно нагруженном техногенном участке Усть-Илимского водохранилища, в соответствии с классификацией (Емельянов, 1998), относится к комплексному (механическому, сорбционно-седиментационному, окислительно-восстановительному) барьеру. В соответствии с морфологическими особенностями (Перельман, 1989), барьер может рассматриваться, как латеральный, возникший в условиях уменьшения гидродинамической силы потока при впадении р. Вихорева в Вихоревский залив и геохимической контрастности на границе водных потоков с разным гидрохимическим составом, так и радиальный барьер, определяющий перенос вещества в системе «водная толща-поровая вода-донные отложения». Анализируя концентрации элементов в поверхностной и придонной воде, а также поровой воде Вихоревского залива (табл. 3.4.2, рис. 4.2.2) можно выделить стадию развития (рис. 2.1.1) седиментационного геохимического барьера «приток – залив водохранилища» с позиций дифференциации геохимической структуры аквального ландшафта. Рассматривая пространственное распределение концентраций элементов в воде залива, т.е. считать выделенный барьер как латеральный, можно утверждать, что, частично, он выполняет свои функции, т.е. предотвращает перенос вещества в русловую часть водохранилища. В тоже время, аномальная геохимическая контрастность, которая наблюдается при рассмотрении геохимического барьера с позиций радиального (концентрации в поверхностных, придонных и поровых водах), определяет исчерпание его способности к накоплению, и показывает необратимость проходящих в донных отложениях процессов.

Таким образом, многолетнее поступление с водами р. Вихорева взвешенных веществ, в большей степени техногенного происхождения, привело после создания Усть-Илимского водохранилища к образованию седиментационного геохимического барьера в пограничной зоне системы «приток водохранилища – залив водохранилища». Долговременное техногенное воздействие определило, что в Вихоревском заливе, особенно в районе седиментационного барьера, сформировались донные отложения, существенно отличающиеся от типичного руслового аллювия. Вследствие диагенетических преобразований в донных отложениях получают развитие восстановительные процессы, определяющие деструкцию органического вещества, и, как следствие, трансформацию химического состава поровой воды. На это указывает изменение окислительно-восстановительных параметров и химического состава

поровых вод. Формы нахождения элементов в донных отложениях, а также повышенные, по сравнению с водами р. Вихорева и поверхностными водами Вихоревского залива, концентрации микроэлементов в придонных водах показывают, что элементы техногенного происхождения поступают из донных отложений барьера в водную среду. Такие результаты определяют, что седиментационный геохимический барьер «приток – залив водохранилища» является самостоятельным пролонгированным источником загрязнения экосистемы Усть-Илимского водохранилища.

Результаты исследования, представленные в главе 4.2, изложены в следующих основных публикациях:

Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Dolgikh P.G. Geochemical characteristics of microelement distribution in surface sediments of Ust-Ilimsk Reservoir // IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 2019. – 321. – 012042.

Долгих П.Г., Полетаева В.И., Пастухов М.В. Условия формирования гидрохимического режима р. Вихорева и Усть-Вихоревского залива (Усть-Илимское водохранилище) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 2024. – Т. 335. № 3. – С. 92–107.

4.3. Гидрохимия поровых вод

Гидрохимическая характеристика воды верхней части Братского водохранилища и факторы формирования основного ионного состава подробно рассмотрены в главе 3.3. В период отбора минерализация поверхностных и придонных вод на станциях отбора проб поровых вод изменялась от 101 до 128 мг/л, реакция среды нейтральная или слабощелочная (рН от 7,41 до 8,49). В отличие от воды Братского водохранилища, в изменении величины минерализации поровых вод наблюдаются значительные вариации: в донных отложениях от 166 до 2073 мг/л, в затопленных почвах от 196 до 4608 мг/л. Величина рН меняется от слабокислой (6,33) до слабощелочной (7,88). Значения Eh в серых и серо-черных слоях донных отложений изменяются от -73 до -346 мВ, уменьшаясь, на большинстве станций, с глубиной. Значения Eh в затопленных почвах составляли от -145 до -289 мВ.

Концентрации главных ионов в поровых водах

Высокое стандартное отклонение определяет большую вариабельность концентраций Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ в поровой воде Братского водохранилища (табл. 4.3.1). Значительная неоднородность в распределении элементов основного ионного состава в поровых водах донных отложений и затопленных почв выделяется как по акватории водоема, так и по глубине керна (рис. 4.3.1, 4.3.2). Так, концентрации HCO_3^- в поровых водах по всей глубине осадков В-2 (134,2-

228,9 мг/л) и В-5 (246,4 мг/л) и первом слое осадка В-4 (106,9 мг/л) и В-6 (102,5 мг/л) превышают концентрации SO_4^{2-} и Cl^- . При этом концентрации SO_4^{2-} в поровых водах В-5 (95,5 мг/л), первом слое В-4 (12,7 мг/л) и В-6 (92,4 мг/л) выше Cl^- (2,9-9,7 мг/л). В первом, третьем и четвертом слое В-2 концентрации SO_4^{2-} (от 51,1 мг/л до 192,0 мг/л) > Cl^- (15,3-38,8 мг/л), а во втором слое В-2 концентрации Cl^- (34,2 мг/л) > SO_4^{2-} (22,3 мг/л). Наиболее распространенными являются поровые воды, в которых концентрации SO_4^{2-} > HCO_3^- и Cl^- . Это поровые воды В-1 (180,8-651,2 мг/л), В-3 (211,3-577,0 мг/л), В-7 (65 мг/л), Z-1 (350,2-1022,0 мг/л), Z-2 (323,3-574,0 мг/л), Z-3 (683,9 мг/л), Z-4 (108,3-260,3 мг/л) и поровые воды нижних слоев В-4 (128,0 мг/л), В-6 (181,6 мг/л) и В-8 (265,7 мг/л). При этом концентрации Cl^- в поровых водах второго и третьего слоя В-1 (277,4-303,9 мг/л) и В-3 (100,9-105,1 мг/л) > HCO_3^- (31,7-95,6 мг/л). В остальных поровых водах концентрация HCO_3^- > Cl^- . Выделяется поровая вода первого слоя В-8, где концентрации HCO_3^- (59,4 мг/л) и SO_4^{2-} (58,7 мг/л) близки между собой, а концентрация Cl^- (4,2 мг/л) невысока. Поровых вод с концентрацией Cl^- , превышающей концентрации HCO_3^- и SO_4^{2-} не наблюдается. Однако, по концентрации иона хлора поровые воды можно разделить на две категории. В первую категорию входят поровые воды В-4, В-5, В-6, В-7, В-8, Z-1, Z-4, в которых концентрация хлора (от 2,9 до 9,8 мг/л) близка к его концентрации в водной толще водохранилища. Во вторую – поровые воды В-1, В-2, В-3, Z-2, Z-3, имеющих тенденцию к накоплению (от 15,3 до 303,9 мг/л).

В составе всех поровых вод концентрация Ca^{2+} > Mg^{2+} , Na^+ и K^+ . Концентрация K^+ во всех образцах поровых вод меньше концентраций Mg^{2+} и Na^+ . При этом концентрации Mg^{2+} и Na^+ близки между собой в поровых водах В-4 (6,0-13,1 и 8,5-10,3 мг/л, соответственно), В-7 (5,0 и 8,7 мг/л, соответственно), Z-3 (68,0 и 71,1 мг/л, соответственно), первого слоя В-2 (13,0 и 15,3 мг/л, соответственно), В-6 (10,8 и 7,7 мг/л, соответственно), В-8 (6,5 и 9,6 мг/л, соответственно), Z-1 (13,3 и 10,1 мг/л, соответственно), Z-4 (8,9 и 9,0 мг/л, соответственно) и нижнего слоя В-2 (32,4 и 34,8 мг/л, соответственно). Концентрация Na^+ в поровых водах В-1 (67,0-144,0 мг/л), В-3 (52,3-10,1,2 мг/л), Z-2 (45,2-183,0 мг/л) и втором, третьем слоях В-2 (25,5-30,0 мг/л) выше концентраций Mg^{2+} . Концентрация Mg^{2+} в поровых водах В-5 (15,0 мг/л) и в нижнем слое В-6 (24,0 мг/л), В-8 (18,0 мг/л), Z-1 (28,0 мг/л), Z-4 (18,4 мг/л) выше концентраций Na^+ .

По минерализации поровых вод затопленных почв Братского водохранилища выделены точки наблюдений с концентрацией главных ионов выше (В-5, В-7, Z-1, Z-2, Z-3) и ниже (В-8, Z-4), чем в поровых водах донных отложений. На станциях В-5, В-8, Z-1, Z-3 в поровых водах почв концентрация SO_4^{2-} > HCO_3^- > Cl^- , на Z-2 концентрации SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^- , на В-7 и Z-4 концентрации HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^- . Также как в поровых водах донных отложений, в поровых водах почв преобладает Ca^{2+} . На станциях В-7, В-8, Z-2 и Z-3 концентрация Na^+ > Mg^{2+} > K^+ , на станциях В-5, Z-1 и Z-4 концентрация Mg^{2+} > Na^+ > K^+ .

Таблица 4.3.1 – Концентрации главных ионов в водной толще (на станциях отбора поровых вод) и поровых водах Братского водохранилища (2018 г.)

		HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
Братское водохранилище	Водная толща	<u>66,4-83,0</u> [*] 71,9	<u><1,0-4,5</u> 3,0	<u><10,0-13,7</u> 11,3	<u>17,6-22,8</u> 19,8	<u>3,3-4,5</u> 3,9	<u>2,4-5,1</u> 4,0	<u>1,0-1,1</u> 1,0
	Поровая вода донных отложений	31,7-497,7	2,9-303,9	12,7-1022,0	26,0-522,0	5,1-68,3	7,7-183,0	2,1-11,1
	Стандартное отклонение	113,3	80,0	248,8	99,1	17,6	50,4	1,9
	Поровая вода затопленной почвы	38,1-370,9	4,1-285,6	54,0-2871,0	35,4-708,1	7,5-286,2	10,1-465,0	1,6-14,0
	Стандартное отклонение	109,3	100,4	1158,0	289,7	105,5	179,7	4,1
Иваньковское водохранилище**	Водная толща	165	7	13	52,4	12,4	10,6	
	Поровая вода донных отложений	140-512	14-28	6-57	55-131	11-22	5-21	3-12

Примечание: * – в числителе – минимальная концентрация-максимальная концентрация, в знаменателе – средняя концентрация; ** - водная толща (Лапина, Чекмарева, 2018), поровая вода (Липатникова и др, 2014).

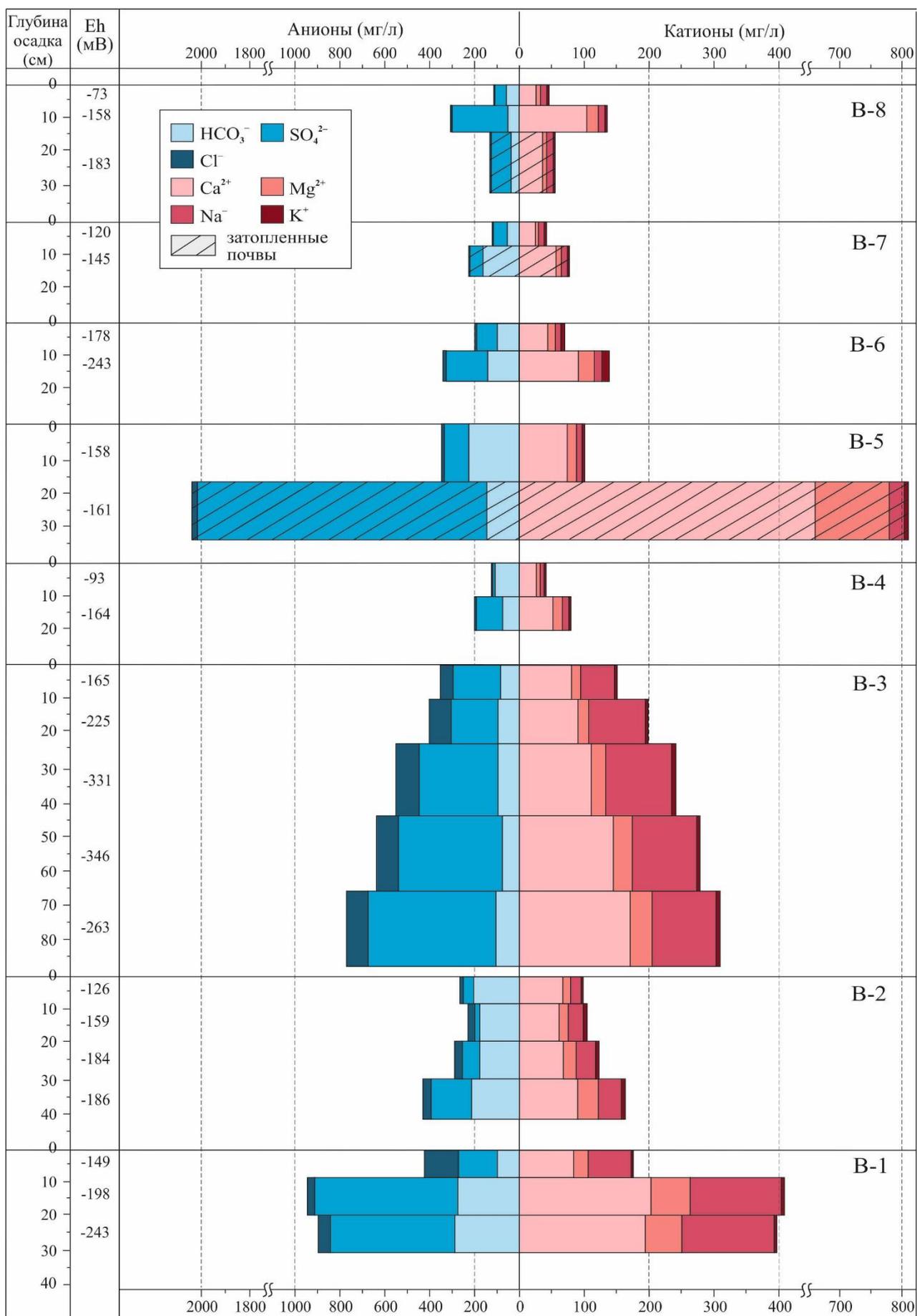


Рисунок 4.3.1 – Распределение главных ионов в поровых водах русловой части Братского водохранилища

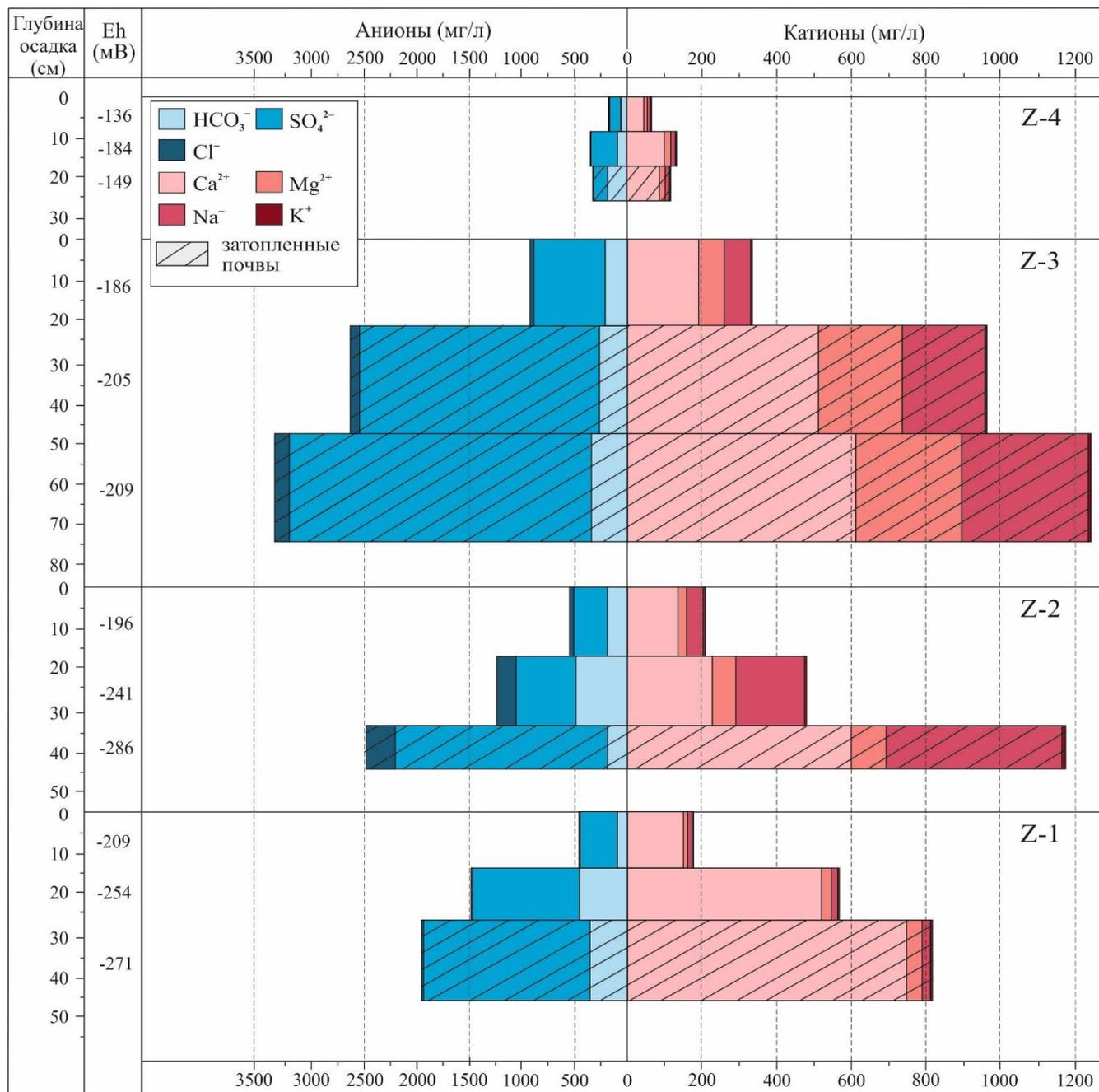


Рисунок 4.3.2 – Распределение главных ионов в поровых водах заливов Братского водохранилища

Сравнение гидрохимического состава показывает, что только минимальные концентрации Cl^- в поровой воде близки к его средней концентрации в воде водохранилища (табл. 4.3.1). Минимальные концентрации HCO_3^- в поровой воде ниже, а SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ и K^+ выше их концентраций в водной толще. Максимальные концентрации HCO_3^- в поровых водах донных отложений в 7 раз выше, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} – в 11-26 раз выше, SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ – в 46-101 раз выше, чем в водной толще.

В соответствии с классификацией Курлова, вода Братского водохранилища гидрокарбонатная кальциевая. Поровые воды гидрокарбонатные кальциевые (3 образца), гидрокарбонатно-сульфатные натриево-кальциевые (1 образец), гидрокарбонатно-сульфатные магниевые-кальциевые (5 образцов), гидрокарбонатно-сульфатные кальциевые (5 образцов), гидрокарбонатно-хлоридно-сульфатные натриево-кальциевые (1 образец), сульфатные кальциевые (5 образцов), сульфатные натриево-кальциевые (4 образца), сульфатные магниевые-кальциевые (4 образца), сульфатно-гидрокарбонатные кальциевые (3 образца), хлоридно-сульфатные натриево-кальциевые (4 образца) (табл. 4.3.2).

Поровые воды в отличие от поверхностной воды имеют низкие динамические характеристики, так как водообмен в них протекает очень медленно и, в основном, они находятся в неподвижном состоянии. Различия между концентрациями ионов в водной толще и поровой воде, а также в поровой воде по глубине донных отложений свидетельствуют, что на химизм поровой воды по акватории Братского водохранилища влияет комплекс факторов, рассматриваемых ниже.

Водная толща водохранилища

Проведенные ранее исследования по другим водоемам показали, что поровые воды донных отложений сохраняют черты химического состава их водной толщи. Так, концентрации Cl^- в поровых водах и водной толще Каспийского моря близки между собой и связаны друг с другом в пространстве (Брезгунов, Ферронский, 2010). В переходной зоне морских и пресных вод, изученной на профиле р. Енисей – Карское море, в поровых водах поверхностных слоев осадков наблюдается закономерное увеличение концентрации Cl^- по направлению от устья реки к открытому морю (Леин и др., 1994). Вариации между концентрациями главных ионов в поровых водах и водной толще Братского водохранилища значительно больше, чем в Иваньковском водохранилище (Липатникова и др., 2014), в котором повышенные концентрации, по сравнению с вышележащими водами, в поровых водах определены локально в районе наибольшего антропогенного воздействия (табл. 4.3.1). Наиболее близким для сравнения с Братским водохранилищем является оз. Байкал. Изучение пелагической зоны оз. Байкал с регулярными скоростями седиментации (Pogodaeva et al., 2017) показало, что в низкоминерализованной поровой воде, как и в воде озера, преобладает гидрокарбонат кальция.

Таблица 4.3.2 – Состав поровых вод Братского водохранилища

Место отбора		Тип воды	Место отбора		Тип воды
B-1	0-8 см	$M_{621} \frac{HCO_3 14 Cl 16 SO_4 20^*}{Na 17 Ca 23}$	B-7	0-7 см	$M_{166} \frac{HCO_3 18 SO_4 29}{Ca 30}$
	8-19 см	$M_{1372} \frac{Cl 18 SO_4 31}{Na 15 Ca 24}$		7-16 см	$M_{304} \frac{SO_4 14 HCO_3 34}{Ca 36}$
	19-30 см	$M_{1331} \frac{Cl 20 SO_4 27}{Na 15 Ca 24}$	B-8	0-6 см	$M_{169} \frac{HCO_3 21 SO_4 27}{Ca 28}$
B-2	0-8 см	$M_{386} \frac{HCO_3 35}{Ca 33}$		6-14 см	$M_{460} \frac{SO_4 43}{Ca 36}$
	8-19 см	$M_{359} \frac{HCO_3 34}{Ca 28}$		14-32 см	$M_{196} \frac{SO_4 37}{Ca 30}$
	19-30 см	$M_{433} \frac{HCO_3 18 SO_4 23}{Mg 13 Ca 27}$		Z-1	0-13 см
30-41 см	$M_{631} \frac{HCO_3 21 SO_4 23}{Mg 15 Ca 26}$	13-26 см	$M_{2073} \frac{HCO_3 13 SO_4 37}{Ca 45}$		
B-3	0-8 см	$M_{512} \frac{SO_4 30}{Na 15 Ca 27}$	26-46 см		$M_{2753} \frac{SO_4 42}{Ca 45}$
	8-21 см	$M_{607} \frac{Cl 16 SO_4 25}{Na 20 Ca 23}$	Z-2		0-16 см
	21-42 см	$M_{799} \frac{Cl 13 SO_4 33}{Na 19 Ca 24}$		16-32 см	$M_{1730} \frac{HCO_3 17 SO_4 24}{Na 16 Ca 24}$
	42-64 см	$M_{932} \frac{SO_4 33}{Na 16 Ca 26}$		32-42 см	$M_{3663} \frac{SO_4 40}{Na 18 Ca 25}$
	64-86 см	$M_{1096} \frac{SO_4 37}{Na 14 Ca 27}$		Z-3	0-20 см
B-4	0-10 см	$M_{169} \frac{HCO_3 42}{Ca 30}$	20-45 см		$M_{3611} \frac{SO_4 44}{Mg 17 Ca 24}$
	10-20 см	$M_{282} \frac{HCO_3 14 SO_4 34}{Mg 13 Ca 31}$	45-70 см		$M_{4608} \frac{SO_4 43}{Mg 17 Ca 23}$
B-5	0-17 см	$M_{462} \frac{SO_4 16 HCO_3 33}{Ca 34}$	Z-4	0-8 см	$M_{258} \frac{HCO_3 17 SO_4 31}{Ca 33}$
	17-34 см	$M_{2668} \frac{SO_4 46}{Mg 11 Ca 37}$		8-16 см	$M_{496} \frac{SO_4 39}{Ca 35}$
B-6	0-8 см	$M_{283} \frac{HCO_3 22 SO_4 25}{Mg 12 Ca 31}$		16-24 см	$M_{450} \frac{SO_4 23 HCO_3 26}{Ca 35}$
	8-17 см	$M_{486} \frac{HCO_3 19 SO_4 29}{Mg 14 Ca 31}$			

* М – минерализация (мг/л), цифра рядом с ионом показывает % содержание иона (% экв/л) от общего содержания катионов и анионов, соответствующего 100 %. Тип воды определен по ионам, содержание которых более 12%.

Формирование поровой воды Братского водохранилища, также как в других водоемах, происходит за счет придонной воды водохранилища, захваченной частицами во время осаждения. В связи с этим, на начальном этапе седиментогенеза химический состав водной толщи и поровой воды был близок между собой. В 2018 г. (через 57 лет после создания водохранилища) сравнение их состава показало значимые различия в содержании главных ионов (табл. 4.3.1). Наиболее близкими к концентрациям в воде водохранилища являются концентрации главных ионов в поровой воде верхнего слоя донных отложений В-4, в которой минерализация составляет 169 мг/л.

В связи с тем, что Братское водохранилище является водоемом с высокой степенью антропогенной нагрузки, при изучении состава поровой воды необходимо рассмотреть антропогенный источник поступления элементов – сточные воды Усольской промышленной зоны, привносящие значительные количества Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , и в меньшей степени K^+ и Mg^{2+} . Как показано в главе 3.3, техногенные потоки Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} и Mg^{2+} вытянуты вдоль линии левого берега водохранилища и снижаются в воде до уровня средних значений по водохранилищу на расстоянии 5 км ниже по течению от сточных вод. Локальное повышение концентрации этих элементов в воде водохранилища в районе г. Усолье-Сибирское (рис. 3.3.1, 3.3.2) и последующее их снижение определяет, что в настоящее время этот антропогенный источник не может оказывать существенное влияние на накопление главных ионов в поровых водах донных отложений на изучаемых станциях водохранилища. Однако, полностью исключить влияние сточных вод Усольской промышленной зоны на концентрацию в поровых водах главных ионов нельзя.

Литологический тип осадка

Существенную роль в генезисе поровых вод играет терригенный материал, поступающий в водоем в процессе разрушения горных пород и абразии берегов. Показано, что поровая вода, находящаяся в осадках с высоким содержанием CaCO_3 (>90%), характеризуется значениями pH от 7,74 до 8,23, относительно низкой TDS, HCO_3^- -Ca, HCO_3^- -Ca-Mg или HCO_3^- - SO_4 -Ca-Mg типом вод (Aleksander-Kwaterczak, Zdechlik, 2016).

На водосборе Братского водохранилища наиболее распространенными являются породы карбонатной и сульфатной формаций, в состав которых входят доломиты, известняки (кальцит), гипсы и ангидриты (рис. 4.3.3). Изучение состава донных отложений Братского водохранилища на участке от г. Свирск до зал. Унга показало, что суммарное содержание карбонатов, с преобладанием CaCO_3 и MgCO_3 , в среднем составляет 24 % (Rzetala et al., 2019). Осадкообразующий терригенный материал с течением времени подвергается выщелачиванию, что приводит к увеличению концентраций Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- и SO_4^{2-} в поровых водах Братского водохранилища (рис. 4.3.1, 4.3.2).

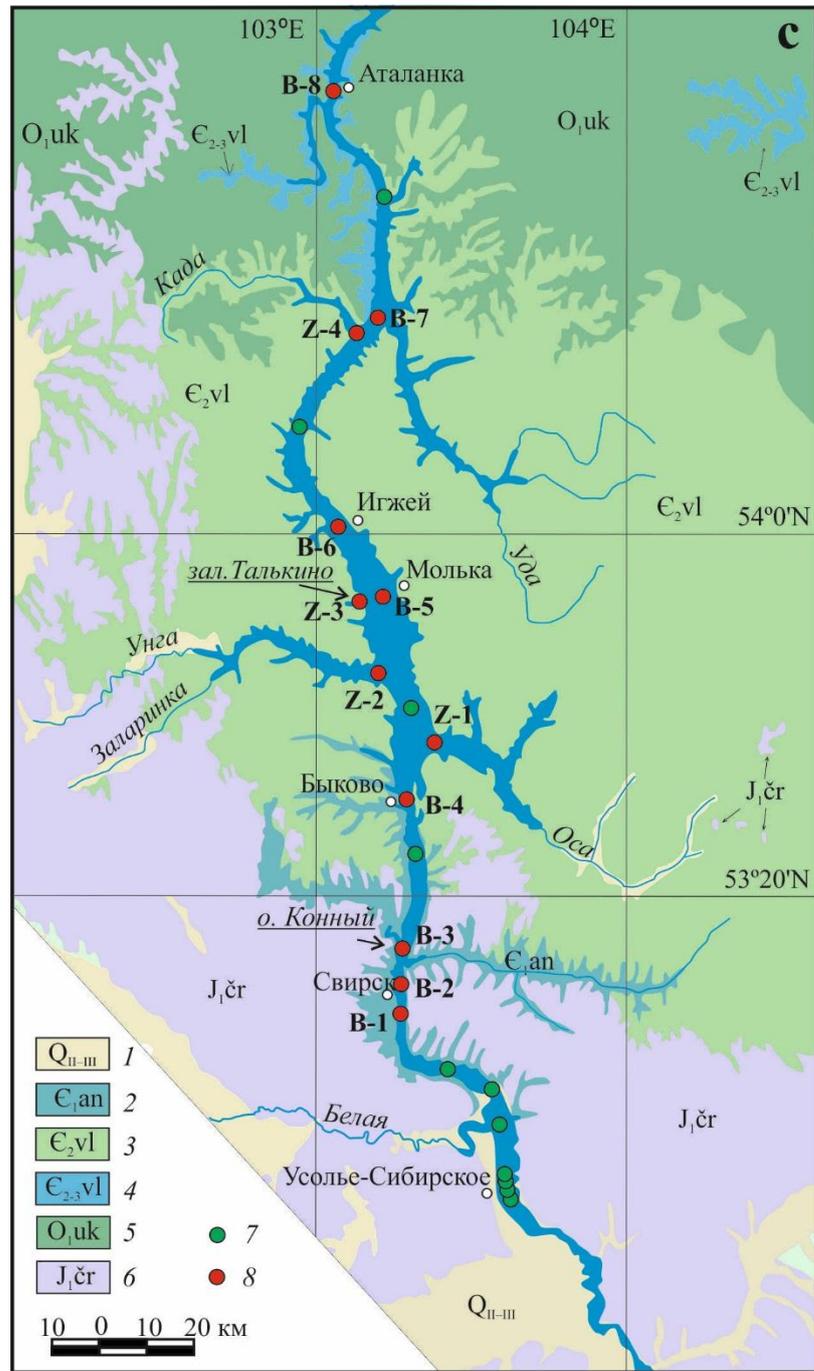


Рисунок 4.3.3 – Схематическая геологическая карта района работ с указанием точек отбора проб. 1 – аллювиальные отложения (пески, галечники, супеси); 2 – нижний кембрий ангарская свита (доломиты, ангидрит-доломиты, гипсы, каменная соль); 3 – средний кембрий Верхоленская свита (песчаники, алевролиты, мергели аргиллиты, гипсы); 4 – средний-верхний кембрий вилюйская свита (песчаники, алевролиты, мергели); 5 – нижний ордовик Усть-Кутская свита (алевролиты, аргиллиты, песчаники); 6 – юрские отложения Черемховская свита (конгломераты, песчаники, алевролиты); 7 – точки отбора проб воды Братского водохранилища; 8 – точки отбора проб водной толщи и поровой воды.

В пределах русловой части наибольшие концентрации Ca^{2+} , Mg^{2+} и SO_4^{2-} отмечены в поровых водах на станциях высокого осадконакопления В-1 и В-3, где донные отложения формируются за счет терригенного материала, поступающего при абразии берегов, сложенных легкоразмываемыми породами гипсово-соленосной-карбонатной толщи (рис. 4.3.3). Наличие среди осадочных толщ гипсоносных фаций служит причиной образования вод с высокими концентрациями сульфатов и кальция. Существенное влияние на состав донных отложений В-1, В-2 и -3 оказывает сток р. Ангары и ее притоков – рек Иркут, Китой, Белая, с которыми поступают минералы разрушения осадочных пород (кальцит, галит, глинистые минералы) и магматических пород архейского возраста (кварц, полевые шпаты, слюды) (Карнаухова, Сковитина, 2014). Несмотря на то, что поровые воды В-1, В-2 и В-3 формируются в единой географической зоне, концентрации SO_4^{2-} , Ca^{2+} и минерализация поровых вод В-2 ниже. Одной из причин этого является более высокая доля кварца, полевых шпатов и глинистых минералов (алюмосиликаты и силикаты) в донных отложениях В-2, по сравнению с В-1 и В-3.

Максимальные концентрации главных ионов в поровых водах Братского водохранилища наблюдаются в заливах Оса, Унга и Талькино (рис. 4.3.1, 4.3.2). В формировании донных отложений Z-1 и Z-2 большую роль играет разрушение и вынос осадочного материала с водосборных площадей притоков водохранилища – рек Унга, Заларинка и Оса. В районе впадения в Братское водохранилище воды рек, сформировавшихся с участием залегающих на водоразделах загипсованных пород верхоленской свиты (рис. 4.3.3), имеют $\text{SO}_4\text{-Ca}$ тип с минерализацией до 1112 мг/л в р. Унга, до 1127 мг/л в р. Заларинка, до 414 мг/л в р. Оса (Загоруйко, Полетаева, 2016).

Минерализация поровых вод В-5, В-6, В-7, В-8 и Z-4 значительно ниже, чем В-1, В-2, В-3, Z-1, Z-2, Z-3. В первую очередь, это связано с меньшей скоростью осадконакопления на станциях В-4, В-5, В-6, В-7, В-8 и Z-4 и, следовательно, лучшими условиями для циркуляции между маломинерализованными водами водохранилища и поровыми водами. Формирование донных отложений В-5, В-6, В-7, В-8 и Z-4, в основном, проходит при участии пород красноцветных терригенно-карбонатных формаций, минералогический состав которых представлен мергелями (пелитовый материал с карбонатным цементом), аргиллитами (глинистое вещество, состоящее из алюмосиликатов с повышенным содержанием оксидов кальция и железа) и алевролитами (неокатанные и угловатые зерна, сцементированные глинисто-железистым цементом, в котором присутствует кальцит или доломит) (Овчинников, 1999). На этих станциях, также как на станциях с большим осадконакоплением, насыщение поровых вод ионами, в первую очередь Ca^{2+} , Mg^{2+} и HCO_3^- , связано с растворением терригенного материала, поступающего в область осадконакопления.

Результаты исследований показывают симбатные вариации минерализации поровых вод донных отложений и затопленного слоя почв. Поровая вода почв и донных отложений Z-1, Z-2, Z-3 более насыщена элементами основного ионного состава по сравнению с Z-4, B-7 и B-8 (рис. 4.3.1, 4.3.2), определяя, что донные отложения наследуют геохимические черты исходного материала почвообразующих пород. В заливах это проявляется наиболее четко, т.к. гидродинамические условия залива способствуют осаждению большей части продуктов выветривания в пределах его акватории. На формирование донных отложений Z-1 и Z-2 большое влияние оказывает интенсивно развивающийся сульфатный карст, в котором смещения происходят по глинистому прослою, образовавшемуся на контакте гипс-ангидритовых пород с известняками и загипсованными доломитами (Gutareva et al., 2009). В настоящее время наблюдается высокая активность карстовых процессов в зал. Оса (Kaczmarek et al. 2016). Активизация карстово-оползневых деформаций при изменении уровня воды водохранилища (Овчинников и др., 1999) является интенсивным источником накопления в донных отложениях материала терригенной сульфатной формации.

Диаграмма Гиббса (Gibbs, 1970) позволяет выделять такие ведущие факторы формирования состава природных вод, как атмосферные осадки, процессы выветривания и испарения. Все образцы поверхностной и придонной воды Братского водохранилища попадают на диаграмме Гиббса в зону взаимодействия воды и породы (рис. 4.3.4). Большинство образцов поровой воды исследуемой территории также попадает в зону доминирования горных пород, что означает, что содержание ионов в поровых водах, в основном, контролируется растворением минералов в матрице осадка (т.е. доломит, известняк (кальцит), гипс и ангидрит). Пробы поровых вод затопленных почв B-5, Z-1, Z-2, Z-3 и нижние слои донных отложений Z-1, Z-2 показывают наклон в сторону доминирующей зоны испарения. В этих образцах определены самые высокие концентрации значения TDS, а также повышенные концентрации хлоридов, натрия и сульфатов. Источником Cl^- и Na^+ в этих образцах поровых вод являются засоленная почва, приуроченная к Ангаро-Унгинскому расширению долины р. Ангары. Хлоридные ионы в силу высокой подвижности легко поступают в поровые воды и достигают высоких концентраций. В присутствии солей растворимость CaSO_4 значительно повышается.

Для изучения процесса выщелачивания построены диаграммы рассеяния, определяющие обогащение вод химическими элементами за счет их взаимодействия с горными породами (Viers et al., 2019). Доминирующую реакцию в системе поровая вода – донный осадок показывает диаграмма рассеяния $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / \text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$ (рис. 4.3.5A), которая отражает растворение кальцита, доломита, ангрита и гипса. Большинство проб поровых вод находится вдоль линии 1:1 (рис. 4.3.5A). Ионный обмен имеет тенденцию сдвигать точки вправо из-за избытка $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-$

над $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$, в то время как обратный ионный обмен сдвигает точки влево (Fisher and Mullican 1997).

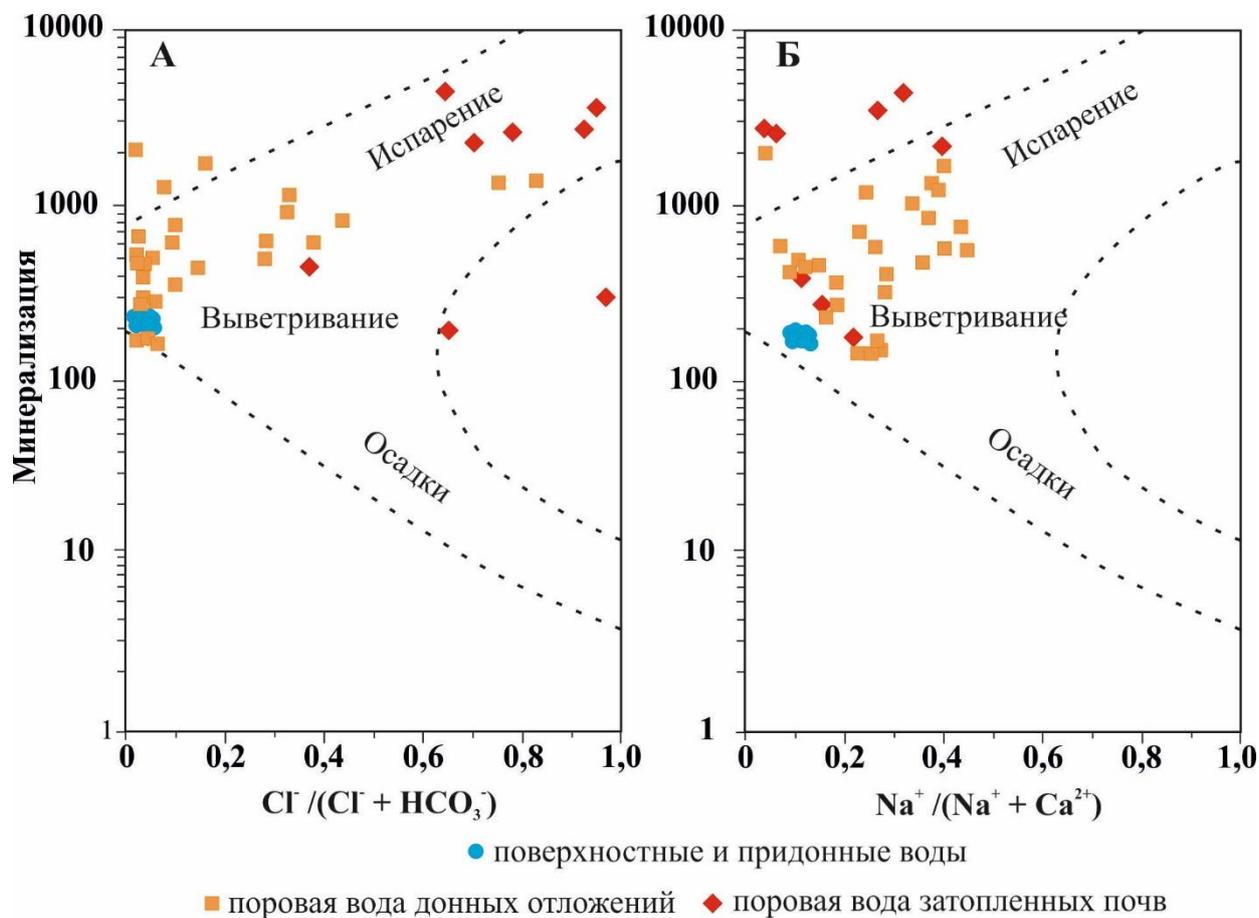


Рисунок 4.3.4 – Диаграмма Гиббса для поверхностных, придонных и поровых вод Братского водохранилища: (А) минерализация к соотношению эквивалентности $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$; (Б) минерализация к соотношению эквивалентности $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$

Рисунок 4.3.5Б показывает, что растворение карбонатных пород в пределах исследуемой территории не является определяющим. В грунтовых водах соотношение Ca^{2+} к SO_4^{2-} , близкое к линии 1:1, показывает, что кальций и сульфат в воде возникает в результате выветривания гипса и ангидрита (Das and Kaur, 2001; Subramani et al., 2010). В поровых водах Братского водохранилища на диаграмме рассеяния Ca^{2+} к SO_4^{2-} (рис. 4.3.5С) большая часть проб также попадает близко к линии 1:1 ($\text{Ca}^{2+} = \text{SO}_4^{2-}$), определяя значительный вклад сульфатных пород в формирование их химического состава. Расположенные выше линии 1:1 образцы вод также показывают растворение этих минералов, в то время как избыток кальция указывает на дополнительный геохимический процесс (Subramani et al., 2010). Для Братского водохранилища, в первую очередь, это растворение карбонатов. Катионный обмен, при котором щелочные и

щелочноземельные металлы Na^+ , K^+ и Mg^{2+} переходят в поглощающий комплекс осадка и вытесняют из него Ca^{2+} , также оказывает влияние на увеличение концентрации кальция в поровых водах.

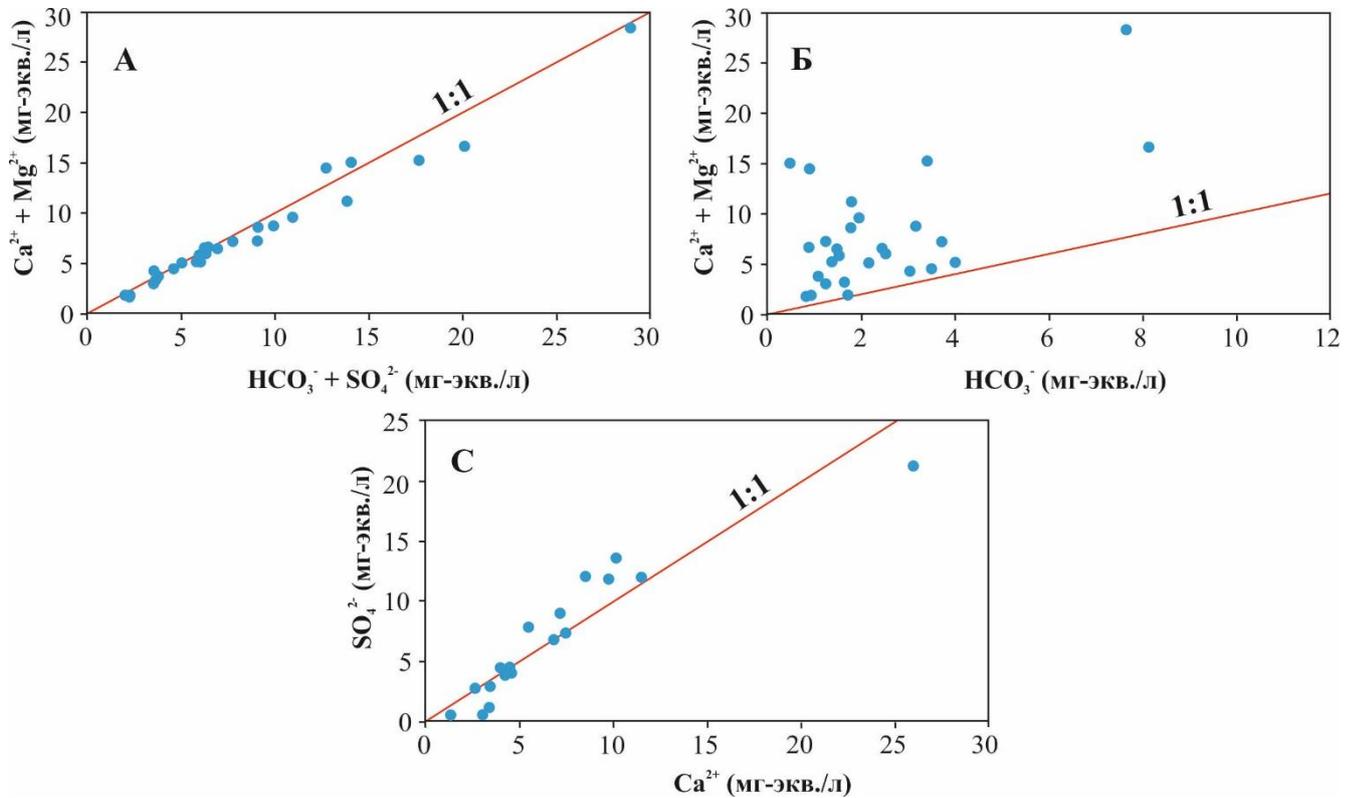


Рисунок 4.3.5 – Распределение $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ к $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ (А), $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ к HCO_3^- (Б), SO_4^{2-} к Ca^{2+} (С).

В Братском водохранилище темпы седиментации определяются уровнем воды и скоростным режимом водного потока. Наиболее динамичными условиями характеризуется зона переменного подпора (скорость течения от 0,57-0,24 м/с) и зона постоянного подпора (скорость течения от 0,24 до 0,09 м/с) (Карнаухова, Сквитина, 2014). Ниже по течению скорость потока воды снижается, иногда составляя в придонном слое 0,01–0,10 м/с. Изменения гидродинамических параметров приводит к размыву и переотложению донных осадков. Верхний слой донных отложений более динамичен, а донные отложения нижней части разреза инертны и почти не подвержены воздействию изменения гидрологических условий (особенно на участках с большим осадконакоплением). В связи с этим, концентрации главных ионов в поровых водах возрастают вниз по разрезу донных отложений (рис. 4.3.1, 4.3.2). Этому также способствует более длительный период времени взаимодействия поровых вод с твердой фазой донного осадка в нижних слоях кернов всех рассматриваемых станций.

Подземные воды

По данным гидрохимических исследований Усть-Илимского и Богучанского водохранилищ, субаквальная разгрузка подземных вод находит отражение в увеличении концентраций главных ионов в придонной воде относительно поверхностной на локальных участках водоемов (глава 3.4, 3.5). Отсутствие существенных различий между основным ионным составом поверхностной и придонной воды Братского водохранилища (рис. 3.3.1) показывает, что влияние подземных вод на состав водной толщи незначительно. Как показано выше, более высокие, по сравнению с водами водохранилища, концентрации главных ионов в поровых водах отражают процессы выщелачивания из донных отложений. Однако, помимо этого, дополнительным источником главных ионов в поровой воде могут быть подземные воды, которые при исследовании морских систем рассматриваются, как синонимы поровой воды в насыщенных отложениях (Moore, 2010). По мнению Krivtsov, Sigee (2005) определенные комбинации метеорологических и гидрологических параметров могут вызывать проникновение грунтовых вод даже через малопроницаемый слой глинистых отложений. В таком случае можно ожидать, что, в первую очередь, подток более минерализованных подземных вод будет влиять на ионный состав поровых вод донных отложений водохранилища. Влияние будет зависеть от градиента концентрации и объема поступивших подземных вод.

По сравнению с притоком воды р. Ангары и боковым притоком, грунтовый сток в Братское водохранилище невелик (не превышает $0,5 \text{ л}/(\text{с} \cdot \text{км}^2)$) (Шенькман, 1993). Однако, на территории от г. Усолье-Сибирское до зал. Унга и Оса выделена сеть разрывных нарушений, имеющих северо-восточное и северо-западное простирание (Чарушин, 1957). Оценка гидрогеодинамической и гидрогеохимической ситуации показала существование восходящего потока артезианских вод с напором, часто превышающим уровень воды в реках Ангаре, Оса и Унга (Овчинников и др., 1999). До заполнения Братского водохранилища в песчано-глинистых и карбонатных отложениях были распространены пресные гидрокарбонатные щелочноземельные подземные воды, которые ниже по гидрохимическому разрезу сменялись солоноватыми сульфатными водами, в гипсах и загипсованных породах – воды сульфатного кальциевого состава (Павлов, 1978). Особенности тектонического строения прибрежной зоны определили повышение гипсометрических отметок проявлений разгрузки подземных вод глубоких водоносных горизонтов в процессе наполнения водохранилища (Овчинников и др., 1999). Наибольшие изменения произошли в южной части водохранилища (от г. Усолье-Сибирское до зал. Унга): в зоне переменного подпора водохранилища зафиксирована разгрузка напорных вод в виде соленых источников (Шенькман, 1993), а на побережье залива Унга выступала вода хлоридного натриевого состава с минерализацией $6,2 \text{ г}/\text{л}$ (Павлов, 1978). В

карбонатных породах ангарской свиты формирование подпора повысило минерализацию подземных вод в 3-4 раза, по сравнению с естественными условиями. На этой площади ведущую роль в формировании состава подземных вод играет куполообразное внедрение минерализованных подземных вод глубоких горизонтов (гидрогеохимический купол) в верхнюю, в большей степени пресноводную, часть гидрогеохимического разреза (Павлов, 1978). В ядре гидрогеохимического купола развиты соленые хлоридные натриевые воды, в крыльях купола – солоноватые сульфатные. В период эксплуатации водохранилища в результате годовых и многолетних колебаний уровня воды, сопровождающихся изменениями гидрогеодинамических условий, происходит постоянное переформирование напоров подземных вод. При этом, при снижении уровня водохранилища минерализация подземных вод в зоне подпора уменьшается, но не достигает естественных значений (Овчинников и др., 1999).

Результаты гидрогеологических исследований позволяют предположить, что концентрации главных ионов в поровых водах могут увеличиваться в местах интенсивной разгрузки подземных вод в ложе Братского водохранилища. В большей степени это относится к станциям наблюдений В-1, В-3, Z-1, Z-2, Z-3. Здесь после наполнения водохранилища отмечена наиболее обширная по площади разгрузка высокоминерализованных солоноватых сульфатных и хлоридных натриевых вод, связанная с поднятием гидрогеохимического купола до отметок, соответствующих НПУ водоема. Подток подземных вод увеличивает концентрации Cl^- , Na^+ и SO_4^{2-} в поровых водах нижних частей донных отложений (рис. 3, 4). Гидравлическая связь грунтовых и поровых вод определена на Селенгинском мелководье оз. Байкал (Мизандронцев и др., 2014). При этом, также как в Братском водохранилище, в озере влияние субаквальной разгрузки подземных вод на минерализацию придонных вод не обнаружено.

Нижние слои керна в точках отбора Z-1, Z-2, Z-3 представлены почвой, которая отличается от донных отложений более высокой проницаемостью и способностью удерживать многие химические элементы. Малые динамические характеристики поровой воды и низкие коэффициенты фильтрации преобладающих выше по разрезу донных отложений глинистых пород являются основными факторами, определяющими закрепление поступающих с подземными водами химических элементов в нижних слоях осадка.

Процессы раннего диагенеза

Раннедиагенетические изменения донных осадков начинаются после осаждения взвешенного материала и включают уплотнение осадка, преобразование минерального и химического состава и трансформация органического вещества, которая контролирует окислительно-восстановительные процессы (Страхов, 1953). По результатам распределения главных ионов в поровых водах диагенетические преобразования на стадии седиментагенеза исследованы для оз. Байкал (Погодаева и др., 2007). Установлено, что в районах со спокойным

осадконакоплением, т.е. при отсутствии разломов и подтока грунтовых вод, концентрация HCO_3^- в поровых водах верхних (окисленных) слоев осадка значительно ниже, чем в придонной воде. В восстановительной зоне осадка оз. Байкал концентрация HCO_3^- увеличивается за счет распада захороненного органического вещества. Концентрация SO_4^{2-} , напротив, в окисленном слое достигает максимума, снижаясь на порядок к концу окисленного слоя в процессе бактериальной сульфатредукции и оставаясь на этом уровне до нижних горизонтов керна. В Прибайкалье подобная закономерность в распределении HCO_3^- и SO_4^{2-} выявлена в органических осадках малых озер (Ленова и др., 2018). Полученные результаты по концентрации главных ионов в поровой воде Братского водохранилища показывают раннедиагенетические изменения органического и минерального вещества, попадающего в процессе седиментагенеза на дно водоема. Помимо смены окислительно-восстановительных условий, одним из показателей процесса раннего диагенеза является изменение гидрохимического типа вод Братского водохранилища, поступающих в донные отложения в процессе седиментации. В поровых водах характерный для водной толщи HCO_3^- тип вод отмечен только в первом и втором слое В-2 и верхнем слое В-4 (табл. 4.3.2). Наиболее распространенными типами поровых вод в Братском водохранилище становятся SO_4 и $\text{HCO}_3\text{-SO}_4$, с переменными катионами, в основном Са (табл. 4.3.2).

Отрицательные значения Eh (рис. 4.3.1, 4.3.2) показывают, что в донных отложениях Братского водохранилища идут восстановительные процессы, при которых направление и интенсивность преобразований определяется количеством органического вещества (Геохимия диагенеза ..., 1980), которое на участке от г. Свирск до зал. Унга в среднем составляет 5,6 %, с увеличением в заливах (до 17,7 %) (Rzetala et al., 2019). В восстановительных условиях донных отложений происходит переход в раствор наиболее лабильных компонентов органики за счет микробиологических превращений.

Показателем процесса сульфатредукции служит цветовая стратификация, отражающая последовательность процессов раннего диагенеза (Левитан и др., 2014), донных осадков по глубине. Общую направленность диагенетических процессов в Братском водохранилище показывает визуальное определение цветовых характеристик осадка. Коричнево-оранжевый цвет верхнего (0,5-1,0 см) слоя донных отложений, взаимодействующего с обогащенной кислородом водой водохранилища, определяет окислительные условия. В условиях восстановительной среды под коричнево-оранжевыми осадками формируются серые и темно-серые осадки.

В восстановительных условиях донных отложений Братского водохранилища сульфатные ионы восстанавливаются до соединений серы в более низкой степени окисления (в основном, H_2S , HS^- , S^{2-}). На основании диаграммы Eh-pH серы (Гаррелс, Крайс, 1968), при Eh

(от -73 до -346) и pH (от 6,3 до 7,9) в поровых водах Братского водохранилища будут присутствовать SO_4^{2-} , $\text{H}_2\text{S}_{\text{водная}}$ и продукт ее диссоциации – гидросульфид-ион HS^- (рис. 4.3.6). При таких величинах pH сульфид-ион в поровых водах отсутствует. В донных отложениях свободный H_2S может диагностироваться по запаху (Rozanov et al., 2015b). В донных осадках Братского водохранилища запах сероводорода зафиксирован только в зал. Талькино. Изменение концентраций SO_4^{2-} в поровых водах Братского водохранилища по глубине донных отложений, показывает, что процессы сульфатредукции протекают с небольшой интенсивностью. Юдович, Кетрис (2011) показали, что слабо разложенное органическое вещество в анаэробной среде осадочных пород не благоприятствуют процессам сульфатредукции и требует более длительного пребывания органики в анаэробных условиях. Основная масса органического углерода в отложениях Братского водохранилища приходится на гуминовые вещества (Серышев, 2019), которые очень устойчивы к распаду и участию в биохимических превращениях (Rozanov et al., 2010).

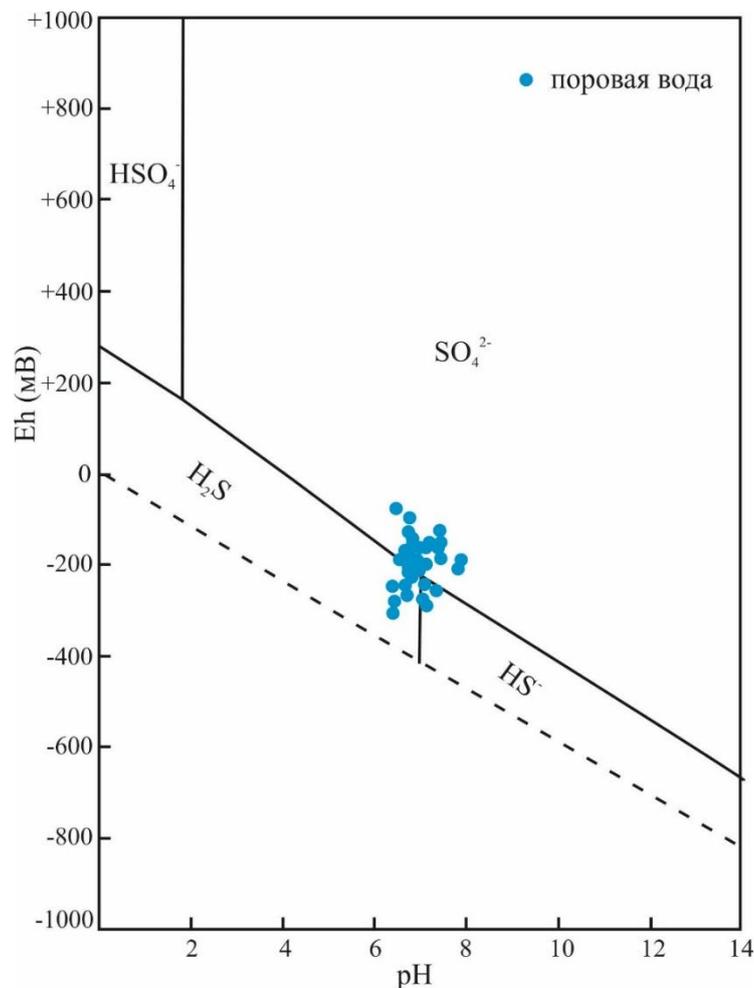


Рисунок 4.3.6 – Eh-pH-диаграмма форм нахождения серы (Гаррелс, Крайс, 1968) для поровых вод Братского водохранилища

Еще одним доказательством существования раннего диагенеза является образование аутигенных минералов. Исследованиями, проведенными на первых этапах функционирования водохранилища (Серышев, 2017), отмечено, что в затопленных почвах Братского водохранилища выявлялись зерна мелкозернистого кальцита – минерала преобразований диагенеза. Произведение молярных концентраций Ca^{2+} и SO_4^{2-} выше $2,37 \cdot 10^{-5}$ указывают на образования в растворе CaSO_4 (Перельман, 1989). Для поровых вод Братского водохранилища эти значения составляют от $3,5 \cdot 10^{-5}$ до $1389,3 \cdot 10^{-5}$, что свидетельствует об образовании минералов в донных осадках.

Таким образом, исследование поровой воды Братского водохранилища выявило значимые различия ее химического состава как по глубине донных отложений, так и акватории водоема. Исходный состав поровых вод во время образования донных осадков определяет $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ вода водохранилища. В условиях седиментогенеза поровая вода становится $\text{SO}_4\text{-HCO}_3$, $\text{HCO}_3\text{-SO}_4$, SO_4 или $\text{HCO}_3\text{-Cl-SO}_4$ с переменными катионами, в основном Ca. Результаты исследований показывают, что в условиях нового природно-антропогенного водоема концентрации главных ионов в поровых водах, главным образом, определяются растворением сульфатно-карбонатного осадочного материала, насыщающего поровую воду Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- и SO_4^{2-} . Часть поровых вод может иметь сложный генезис, связанный с субаквальной разгрузкой грунтовых вод. В первую очередь, об этом свидетельствуют высокие концентрации Cl^- и Na^+ в поровых водах верхней части водохранилища. Смена окислительно-восстановительного потенциала в системе «водная толща-донные осадки» Братского водохранилища является основным признаком раннедиагенетических преобразований, проходящих в донных отложениях, и фактором, который может полностью изменить исходный состав поровой воды во время ее нахождения в осадках. Отрицательные значения E_h в поровых водах и цветовая характеристика осадка показывает, что в донных отложениях Братского водохранилища идет восстановительный диагенез.

Результаты исследования, представленные в главе 4.3, изложены в следующих основных публикациях:

Поletaева В.И., Пастухов М.В., Тирских Э.Н. Особенности формирования химического состава поровых вод донных отложений верхнего участка Братского водохранилища // География и природные ресурсы, 2020. – № 2. – С. 119–126.

Poletaeva V.I., Tirsikh E.N., Pastukhov M.V. Hydrochemistry of sediment pore water in the Bratsk reservoir (Baikal region, Russia) // Scientific Reports, 2021. – № 11. – P. 11124.

Глава 5. ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ И МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ МОНИТОРИНГА ВОД АНГАРСКОЙ СИСТЕМЫ

Природные особенности формирования гидрохимического состава р. Ангары и каскада ее водохранилищ определяют использование их водных ресурсов в качестве основных питьевых вод для крупных городов и более мелких поселений Иркутской области и Красноярского края. Гидрологические параметры Ангарской водной системы способствуют и использованию ее водных ресурсов в производственных, хозяйственно-бытовых, рыбохозяйственных, судоходных и рекреационных целях, а освоение массовых и дешевых гидроэнергоресурсов реки обеспечило качественно новый этап в промышленном развитии всей Восточной Сибири. Несмотря на важное социально-экономическое значение Ангарской водной системы, вопросам ее экологического благополучия уделялось/уделяется недостаточно внимания. Как показано в главе 3 крупномасштабная эксплуатация водных ресурсов, связанная со строительством каскада ГЭС, привела к преобразованию ее гидрологического и гидрохимического составов. Еще более усиливает антропогенную нагрузку на экосистему реки эмиссия элементов техногенного происхождения, начавшаяся еще до зарегулирования р. Ангары. После создания водохранилищ антропогенная нагрузка еще более усилилась не только за счет увеличения количества сбрасываемых в водоем веществ, но и за счет нарушения естественных геохимических циклов, вызванных замедлением водообмена (глава 3 и 4).

Как показали результаты эколого-геохимических исследований, проведенных по Ангарскому каскаду водохранилищ (глава 3), природоохранная политика Иркутской области за последние десятилетия позволила снизить антропогенную нагрузку на окружающую среду Приангарья. Главным образом, этому способствовало закрытие предприятия «Усольхимпром» (г. Усолье-Сибирское) и ликвидация остатков цеха Ангарского металлургического завода (г. Свирск). В тоже время, антропогенное воздействие на водные экосистемы продолжается и в настоящее время. Загрязнение водных экосистем связано не только с прямым поступлением хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод крупных городов Иркутск, Ангарск, Усолье-Сибирское, Свирск, Братск и Усть-Илимск. Существуют много опосредованных источников поступления элементов антропогенного происхождения – диффузные источники, в том числе, аэроперенос и поверхностный сток загрязняющих веществ с промышленных площадок и сельскохозяйственных территорий и т.д. Не проведенные вовремя природоохранные мероприятия в бассейне р. Ангара предопределили, что в настоящее время помимо определения современного антропогенного влияния на экосистемы ее водоемов, все большее внимание приходится уделять последствиям, связанным с их нерациональным использованием. К главным из них относятся большие запасы веществ техногенного происхождения, накопленные в донных

отложениях и имеющие непосредственное влияние на водную среду (глава 4). Помимо этого, по-прежнему представляют серьезную угрозу высокотоксичные отходы предприятия «Усольехимпром», продолжается поступление загрязняющих веществ с р. Вихорева в Вихоревский залив Усть-Илимского водохранилища, происходят изменения в экосистеме Богучанского водохранилища, находящегося на стадии формирования, наблюдаются негативные преобразования в заливах водохранилищ, подверженных влиянию лесопромышленной деятельности, возникают непредвиденные природные катастрофы (г. Тулун) и т.д.

Вышесказанное предопределяет необходимость проведения работ, призванных отслеживать и вовремя реагировать на возможные негативные преобразования гидрохимического состава р. Ангары и ее водохранилищ. Согласно Водной стратегии РФ, «Для сохранения и восстановления водных объектов необходимо обеспечить: разработку экологически ориентированных нормативов качества и целевого состояния водных объектов, механизмов учета факторов формирования регионального фонового состояния водных объектов; развитие методов гидрологического, гидрохимического, гидробиологического мониторинга водных объектов ...». При этом, концептуальным решением выполнения Водной стратегии РФ для сохранения главного водохозяйственного комплекса Иркутской области является развитие методологии мониторинговых исследований, которые должны базироваться на долговременных наблюдениях и научно-обоснованных знаниях по гидрохимии всей Ангарской водной системы и факторам ее формирования.

Методические аспекты

В практике природоохранного законодательства Иркутской области, как и в России в целом, решение о выявлении и ограничении антропогенных нагрузок на окружающую среду принимается на основе сопоставления измеренных концентраций загрязняющих веществ с предельно-допустимыми концентрациями, считающимися безопасными при употреблении природных вод для питьевых целей (ПДКпв) (СанПин 1.2.3685-21). В мировой практике сравнение проводится с концентрациями, разработанными Всемирной организацией здравоохранения (WHO) (WHO, 2011). Концентрации всех рассматриваемых элементов в воде истока р. Ангары (глава 3.1) и Иркутского водохранилища (глава 3.2), так же как оз. Байкал, в десятки, сотни и даже тысячи раз ниже этих нормативов (табл. 5.1). Сравнение полученных результатов с нормативами WHO показало, что большинство концентраций исследуемых микроэлементов в воде Братского водохранилища (2003, 2009, 2012 и 2018 гг.), Усть-Илимского водохранилища (2004 г.) и Вихоревского залива (2018 г.) также ниже рекомендованных значений (рис. 3.3.8, табл. 3.4.2). Для Братского водохранилища уровни предельно-допустимых концентраций превышают только максимальные концентрации Al, Fe в 2003 г. и Cd в 2009 г., для Усть-Илимского водохранилища – максимальные концентрации Cd в придонной воде I, II, III участков и Вихоревского залива, Mn в придонной воде III, IV, V участков, для Вихоревского залива – Al, Mn, Fe в придонной воде выделенного геохимического барьера.

Таблица 5.1 – Сравнение средних концентраций микроэлементов (мкг/л) в воде Байкало-Ангарской системы с другими водоемами и нормативами качества

	Al	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	As	Cd	Pb	Hg	Литература
оз. Байкал	0,34-1,15	0,07	0,06-0,33	0,26-1,12	0,16-0,25	0,24-0,56	0,40-0,41	0,008	0,010-0,036	0,0009	*
Исток р. Ангара (n=36, 2021-2022 г.)**	<u>2,56***</u> 1,86	<u>0,16</u> 0,08	<u>3,59</u> 2,72	<u>5,5</u> 3,0	<u>0,69</u> 0,56	<u>4,46</u> 3,02	<u>0,41</u> 0,40	<u>0,026</u> 0,022	<u>0,25</u> 0,08	<u>0,0010</u> 0,0009	Настоящее исследование
Иркутское водохранилище (n=75, 2021 г.)	4,60	0,10	7,02	12,1	0,55	4,21	0,37	0,025	0,23	0,0010	
Братское водохранилище (n=71, 2003 г.)	64,1	0,33	20,3	91,2	0,78	3,01	0,41	0,089	0,26	0,0088	
Братское водохранилище (n=71, 2018 г.)	14,6	0,20	23,9	23,6	0,89	3,85	0,36	0,022	0,15	0,0051	
Усть-Илимское водохранилище (n=48, 2004 г.)	8,39	0,27	36,3	8,8	0,76	1,98	0,55	0,506	0,44	0,0026	
Keban Dam reservoir, Turkey	-	2,8	3,8	30,0	4,2	6,6	3,3	0,05	0,21	-	Varol, 2019
Chah Nimeh reservoirs (1-3), Iran	-	19,1-62,4	-	259-338	22-47	-	2,4-9,5	5,5-10,6	10,4-29,1	-	Rajaei et al., 2012
Danjiangkou Reservoir, China	203,7	6,29	5,7	19,1	13,32	2,02	11,08	1,17	10,59	-	Li et al., 2008
Уральское вдхр., Россия	-	<5-100	35,4-50,1	162-743	5,6-30,3	10,8-182,0	2,32-18,3	<1-3,3	<3-58,6	-	Нюхрин и др., 2011
Новосибирское вдхр. Россия	100-620	-	12-120	37-920	3,5-6,0	2,3-14,0	-	0,02-0,31	0,2-0,4	0,02-0,06	Бобров и др., 2009
Павловское вдхр. Россия	-	0-6	0-285	0-537	0-40	0-38	-	-	-	-	Abdrakhmanov et al. 2014
Поверхностные воды мира	32	0,7	34	66	1,48	0,60	0,62	0,08	0,079	-	Gaillardet et al., 2004
ПДКПВ	200	50	100	300	1000	5000	10	1	10	0,5	СанПиН, 2021
WHO	150	50	100	300	70	3000	10	3	10	6	WHO, 2011

Примечание: * ртуть (Ciesielski et al., 2016), остальные микроэлементы (Склярова, 2011), ** ртуть по данным 2006-2008 гг., *** в числителе – среднее, в знаменателе – медиана

Более объективно оценить уровень антропогенного воздействия на гидрохимический состав водоемов позволяет применение различных индексов загрязнения: удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) (РД 52.24.643-2002), однофакторный индекс загрязнения, используемый для учета загрязнения отдельного элемента в каждом образце (CF) (Nakanson, 1980), комплексный индекс загрязнения Немерова, учитывающий средние и максимальные значения однофакторного индекса загрязнения в исследуемом районе (NPI) (Benhaddya et al., 2019), индекс нагрузки загрязнения, используемый для расчета суммарного загрязнения каждого образца (PLI) (Tomlinson et al., 1980) и т.д. Расчет однофакторного индекса загрязнения (CF) проведен для Братского водохранилища, для вод которого получена наиболее полная информация по микроэлементному составу в разные по антропогенной нагрузке. Использование в качестве контрольного материала концентраций, рекомендуемых ВОЗ, показало (табл. 5.2), что минимальные и средние значения CF в 2003, 2009, 2012 и 2018 гг., составляющие < 1 , определяют низкий уровень загрязнения вод. Значительное загрязнение вод, в соответствии с значением индекса CF, определено только для Fe и Al в 2003 г., умеренное загрязнение воды – для Mn в 2009, 2012 и 2018 г. и Cd в 2009 г. За весь период исследований значение NPI для большинства микроэлементов показывает, что образцы воды Братского водохранилища также незагрязненные. Исключением является NPI для Fe (2003 г.) и Mn (2018 г.), который определяет, что воды являются слегка загрязненными, и NPI для Al (2003 г.), указывающий, что образцы воды умеренно загрязненные. Индекс PLI в 2003 г. составил от 0,000 до 0,053, в 2009 г. – от 0,000 до 0,012, в 2012 г. – от 0,000 до 0,011, в 2018 г. – от 0,000 до 0,019, классифицируя воды Братского водохранилища, как чистые.

Таким образом, полученные результаты показали, что гидрохимический состав Братского водохранилища – водоема, в который на протяжении длительного времени поступают огромные количества загрязняющих веществ, не подвергается существенному антропогенному воздействию. Однако (глава 3.3), в 2003 г. техногенная эмиссия поллютантов, особенно ртути (Koval et al. 2003; Алиева и др., 2011, 2012), от промышленной зоны г. Усолье-Сибирское в водоем была значительна. Негативные изменения качества вод Братского водохранилища определили и результаты исследования биогеохимической миграции элементов загрязнителей, которая отражает ответные реакции живых организмов на антропогенные преобразования среды их обитания. Так, определено, что концентрация Hg в фитопланктоне, зоопланктоне, высшей водной растительности и рыбах (Азовский, 2010; Пастухов, 2012), а также Ti, Cr, Ni, Cu и Pb в высшей водной растительности (Churagina et al., 2023) верхней, в большей степени подверженной техногенной нагрузке, части Братского водохранилища на протяжении многих лет значительно выше, чем в его менее загрязненных средней и нижней частях. В связи с этим, выводы о благополучной гидрохимической обстановке водоема, основанные на сравнении концентраций

элементов в воде с официально принятыми нормативами, с точки зрения экологического риска и возможной деградации экосистем р. Ангары и каскада ее водохранилищ весьма некорректны.

Таблица 5.2 – Индексы загрязнения (CF и NPI) для вод Братского водохранилища, рассчитанные с учетом концентраций микроэлементов, безопасных при использовании вод в питьевых целях

Элемент	CF	NPI	CF	NPI	CF	NPI	CF	NPI
	2003 г.		2009 г.		2012 г.		2018 г.	
Al	$\frac{0,012-5,207}{0,516}$	2,616	$\frac{0,003-0,063}{0,022}$	0,033	$\frac{0,020-0,284}{0,078}$	0,147	$\frac{0,030-0,573}{0,091}$	0,290
Cr	$\frac{0,000-0,029}{0,007}$	0,015	$\frac{0,000-0,004}{0,001}$	0,002	$\frac{0,001-0,016}{0,003}$	0,008	$\frac{0,002-0,015}{0,004}$	0,008
Mn	$\frac{0,000-0,602}{0,194}$	0,316	$\frac{0,001-1,002}{0,065}$	0,502	$\frac{0,002-1,316}{0,065}$	0,161	$\frac{0,021-2,415}{0,233}$	1,213
Fe	$\frac{0,016-3,508}{0,369}$	1,764	$\frac{0,000-0,139}{0,012}$	0,070	$\frac{0,007-0,215}{0,048}$	0,110	$\frac{0,022-0,811}{0,366}$	0,445
Cu	$\frac{0,000-0,002}{0,000}$	0,001	$\frac{0,000-0,022}{0,001}$	0,011	$\frac{0,000-0,002}{0,000}$	0,001	$\frac{0,000-0,001}{0,000}$	0,001
Zn	$\frac{0,000-0,005}{0,001}$	0,003	$\frac{0,000-0,009}{0,001}$	0,005	$\frac{0,000-0,003}{0,001}$	0,001	$\frac{0,001-0,005}{0,001}$	0,002
As	$\frac{0,033-0,058}{0,041}$	0,035	$\frac{0,028-0,057}{0,040}$	0,035	$\frac{0,026-0,049}{0,038}$	0,031	$\frac{0,021-0,065}{0,037}$	0,037
Cd	$\frac{0,002-0,230}{0,029}$	0,116	$\frac{0,000-1,131}{0,081}$	0,567	$\frac{0,003-0,012}{0,007}$	0,007	$\frac{0,004-0,018}{0,008}$	0,010
Pb	$\frac{0,001-0,277}{0,030}$	0,139	$\frac{0,000-0,127}{0,004}$	0,063	$\frac{0,000-0,182}{0,032}$	0,092	$\frac{0,001-0,099}{0,010}$	0,050
Hg	$\frac{0,000-0,007}{0,001}$	0,004	$\frac{0,000-0,012}{0,000}$	0,006	$\frac{0,000-0,001}{0,000}$	0,000	$\frac{0,000-0,010}{0,001}$	0,005

Закономерно, что в последнее время мировое научное сообщество все больше акцентов делает на неоправданность использования системы сравнения гидрохимических показателей водоемов с официально утвержденными нормативами (Чеботарев и др., 2012; Моисеенко, 2017). Главным образом, это связано с тем, что они не учитывают специфику естественного формирования вод, их зональные и ландшафтно-географические особенности (Моисеенко и др., 2012). Для вод Ангарской водной системы, это влияние, прежде всего, стока оз. Байкал. Представительные (полученные за 15 лет) данные по концентрации 58 микроэлементов в воде озера, сопоставленные с незагрязненными пресными поверхностными водами планеты, показали, что оно относится к наиболее чистым водоемам биосферы (Ветров и др., 2013). Концентрации микроэлементов в истоке р. Ангары и Иркутском водохранилище несколько выше, чем в оз. Байкал, но также ниже, чем в других водохранилищах мира (глава 3.1, глава 3.2, табл. 5.1). Здесь стоит обратить внимание, что даже в период высокой антропогенной нагрузки в воде Братского и Усть-Илимского водохранилищ содержатся, в большинстве случаев, более низкие концентрации микроэлементов, чем в водоемах, приведенных для сравнения.

В связи с этим, встает вопрос о выборе критерия, позволяющего достоверно оценить качество вод р. Ангары и ее водохранилищ. В литературе существует несколько подходов для определения геохимических фоновых концентраций элементов, которые в науках об окружающей среде используется в качестве контрольного материала при оценке антропогенного воздействия (Dung et al. 2013). Наиболее корректным считается определение естественных значений (концентраций микроэлементов), т.е. тех значений, которые несут в себе информацию, полученную в доиндустриальный период или собранную в нетронутых районах. Естественно, что получить такие значения по большинству потенциально опасных элементов в настоящее время попросту невозможно. Для р. Ангары есть результаты исследования Бочкарева П.Ф. (1959), которые несут информацию только по составу главных ионов в воде реки около г. Иркутск, пос. Балаганск и г. Братск за период 1930-1950 гг. Изменения микроэлементного состава вод р. Ангары и ее водохранилищ оценить не представляется возможным из-за отсутствия в предыдущий период надежной инструментальной аналитической основы.

Геохимическими фоновыми концентрациями также могут являться концентрации микроэлементов, полученные в пределах «эталонных створов», которые, в свою очередь, подразделяются на специфические (расположенные выше по течению от источника загрязнения) и региональные (Barbour et al., 1996). Применение специфического эталонного створа (или условно фонового створа) показано на примере воздействия сточных вод Усольской промышленной зоны на воды р. Ангары и Братского водохранилища (глава 3.3). Региональные эталонные створы должны быть сходны с изучаемым водоемом по природным условиям формирования, по основным гидрохимическим показателям, а также быть умеренно загрязненными. Сравнение с первым типом эталонного створа увеличивает точность изменений (Bode, Novak. 1995), но для определения экологического статуса водоема используется региональный эталонный створ (Семенченко, 2004). Принадлежность р. Ангары и ее водохранилищ к оз. Байкал предопределяет использование в качестве геохимических фоновых концентраций концентрации элементов в воде самого озера, вода которого, как показано выше, содержит низкие концентрации элементов. При этом, в качестве створа, замыкающего естественные потоки вещества в оз. Байкал, может рассматриваться исток р. Ангары. Ранее, принципиальную возможность использования химического состава вод истока р. Ангары, как регионального геохимического фона показало обобщение аналитических данных по содержанию ртути в водных объектах региона (Коваль и др., 2003). Компоненты основного ионного состава истока реки также являются важным показателем геохимического баланса вод оз. Байкал, отражающие его суммарный состав (Коваль и др., 2005). При этом, более объективным является использование медианы концентраций в воде истока р. Ангары, которая в отличие от среднего значения нечувствительна к полученным выделяющимся измеренным значениям, потенциально

отражающих антропогенное воздействие (например, поверхностный сток с территории пос. Листвянка или водной транспорт). Для оценки качества вод водохранилищ Ангарского каскада ГЭС использованы концентрации в воде истока р. Ангары, полученные в 2021-2023 гг., в связи с тем, что это исследование охватывало весь створ реки (левый, правый берега, середина).

Оценка качества вод Иркутского водохранилища

Значения однофакторного индекса (CF) загрязнения, рассчитанные с использованием в качестве контрольного материала концентраций микроэлементов в воде истока р. Ангара (табл. 5.3), показал, что все образцы вод Иркутского водохранилища в 2007 г. по концентрации Cd, Zn, в 2012 г. отнесены к категории низкое загрязнение. Образцы вод в 2007 г. по концентрации Cr, Mn, Cu, As, Pb, в 2012 г. – по концентрации Cr, Cu, Zn, As, Cd, Pb, в мае 2021 – по концентрации Cr, Zn, As, Cd, Pb, в июль 2021 – по концентрации Cu, Zn, As, Pb, в сентябре 2021 – по концентрации Cr, Cu, Zn, As, Cd, отнесены к категориям от низкого загрязнения до умеренного загрязнения. Часть образцов вод в 2007 г. по концентрации Al, Fe, в 2012 г. – по концентрации Al, Mn, Fe, в мае 2021 – по концентрации Al, Mn, Fe, Cu, в июле 2021 – по концентрации Al, Cr, Mn, Fe, Cd, в сентябре 2021 – по концентрации Al, Mn, Fe, Pb отнесены к категории значительного и очень высокого загрязнения.

Таблица 5.3 – Значения индекса загрязнения (CF) в воде Иркутского водохранилища

Element	2007 (июль)	2012 (июль)	2021 (май)	2021 (июль)	2021 (сентябрь)
Al	0,8-5,3	1,0-5,2	0,6-3,7	0,4-4,3	0,5-4,8
Cr	0,6-1,8	0,4-1,3	0,5-1,6	0,2-3,0	0,1-1,7
Mn	0,1-2,8	0,5-3,9	0,2-4,2	0,4-4,4	0,3-3,5
Fe	0,6-6,3	0,1-3,3	0,3-3,3	0,4-3,5	0,5-5,9
Cu	0,4-1,7	0,3-1,7	0,4-3,0	0,3-1,7	0,4-1,5
Zn	0,1-0,9	0,4-1,7	0,4-1,6	0,5-1,4	0,5-2,8
As	0,9-1,4	0,7-1,0	0,7-1,2	0,9-1,3	0,7-1,2
Cd	0,2-0,8	0,6-1,3	0,5-1,4	0,6-4,7	0,5-1,6
Pb	0,1-2,2	0,2-2,3	0,0-1,1	0,0-2,1	0,3-3,6
Hg	0,4-1,6	0,3-1,7	0,3-2,4	0,7-1,8	0,6-1,5

Расчет индекса загрязнения PLI в 2007г. (0,000-0,402), 2012 г. (0,000-0,196), мае 2021 г. (0,000-0,151), июле 2021 г. (0,000-0,910), сентябре 2021 г. (0,000-0,329) показал, что по концентрации микроэлементов большинство образцов вод Иркутского водохранилища классифицируются, как воды с базовым уровнем загрязнения. Исключение составляют образцы поверхностных вод И5 в 2012 г. (PLI=7,2, загрязненная вода), И11 в июле 2021 г. (PLI=39,6,

сильно загрязненная), И11-п в июле 2021 г. (PLI=11,6, сильно загрязненная), И5 в июле 2021 г. (PLI=1,4, загрязненная), а также поверхностных (PLI=1,9, загрязненная) и придонных (PLI=5,3, загрязненная) вод И4 в сентябре 2021 г.

Оценка качества вод Братского водохранилища

Значения CF, рассчитанные с использованием в качестве контрольного материала концентраций микроэлементов в воде истока р. Ангара в различные по антропогенной нагрузке периоды, обуславливают низкое, умеренное, значительное и очень высокое загрязнение вод Братского водохранилища. Средние значения CF (рис. 5.1) выделяют умеренное загрязнение вод по большинству микроэлементов. Очень высокое загрязнение отмечено для Al в 2003 г. (20,69), Mn в 2003 г. (6,64) и 2018 г. (7,96), Fe в 2003 г. (6,45), Cd в 2003 г. (7,92) и 2009 г. (22,09), Cs в 2003 г. (11,28), Pb в 2012 г. (6,49), значительное загрязнение – для Al в 2018 г. (3,51), Pb в 2003 г. (5,74), Hg в 2003 г. (5,78).

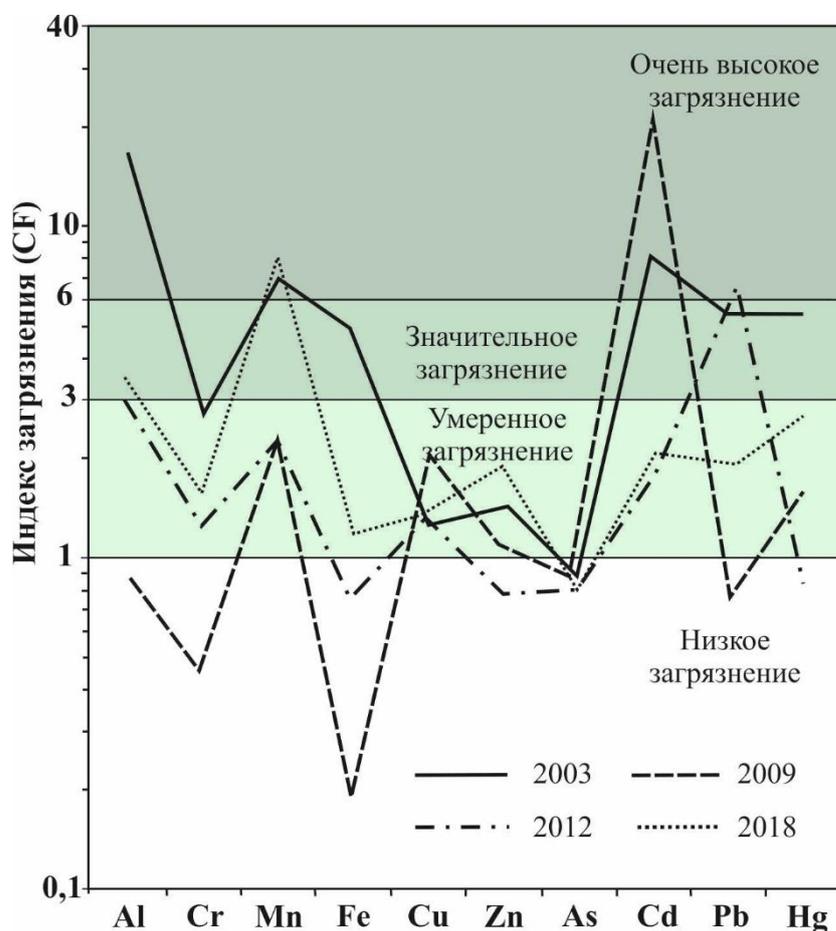


Рисунок 5.1 – Средние значения индекса (CF) в Братском водохранилище (2003-2018 гг.)

В течение всего периода наблюдений значения индекса NPI показывает, что образцы воды Братского водохранилища не загрязненные или слегка загрязненные ($NPI < 2$) только по концентрации в них As и U (рис. 5.2). Сильное загрязнение воды Mn и Pb отмечено во все годы опробования. Для остальных микроэлементов сильное загрязнение соответствует одному (Cu),

двум (Fe, Cd) или трем (Al, Cr, Zn, Cs, Hg) годам наблюдения. Индекс PLI в 2003 г. составил от 0,716 до 11,087, в 2009 г. – от 0,000 до 2,064, в 2012 г. – от 0,000 до 1,945, в 2018 г. – от 0,000 до 4,219. В период наибольшей антропогенной нагрузки (2003 г.) в категорию незагрязненная образцы вод Братского водохранилища не попадают. 5% образцов классифицируются как воды, содержащие базовые уровни загрязняющих веществ, 93% – загрязненные, 2% – сильно загрязненные. Уменьшение антропогенной нагрузки существенно повлияло на качество вод Братского водохранилища. В 2009 г. 87% образцов классифицируются как воды, содержащие базовые уровни загрязняющих веществ, 13% – загрязненные. В 2012 г. 68% образцов классифицируются как воды, содержащие базовые уровни загрязняющих веществ, 32% – загрязненные. В 2018 г. 23% образцов классифицируются как воды, содержащие базовые уровни загрязняющих веществ, 76% – загрязненные.

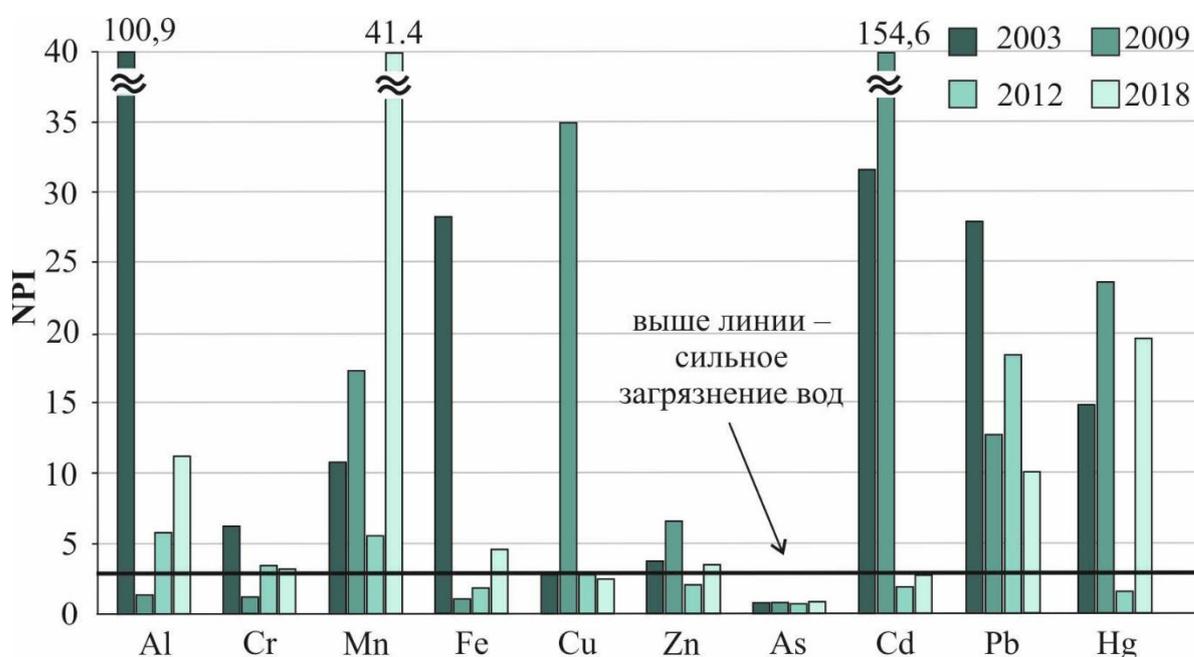


Рисунок 5.2 – Значения индекса NPI для вод Братского водохранилища (2003-2018 гг.)

Оценка качества вод Усть-Илимского водохранилища

Значения индекса CF, рассчитанные с использованием в качестве контрольного материала концентраций микроэлементов в воде истока р. Ангары, показывают, что качество вод по мере течения реки значительно ухудшается. Средние значения CF (рис. 5.3) выделяют низкое и умеренное загрязнение вод на всех участках водохранилища только по концентрациям Zn, Cu, As, а также Hg (за исключением Вихоревского залива). В категорию высокого и очень высокого загрязнения попадают воды русловой части и Вихоревского залива водохранилища по Al, Mn, Cd, Pb. Воды, подверженные антропогенному воздействию от Братской промышленной зоны (I,

II участки и Вихоревский залив), по концентрации Cr значительного и очень высокого загрязнения, воды III и IV участков водохранилища – умеренно загрязненные.

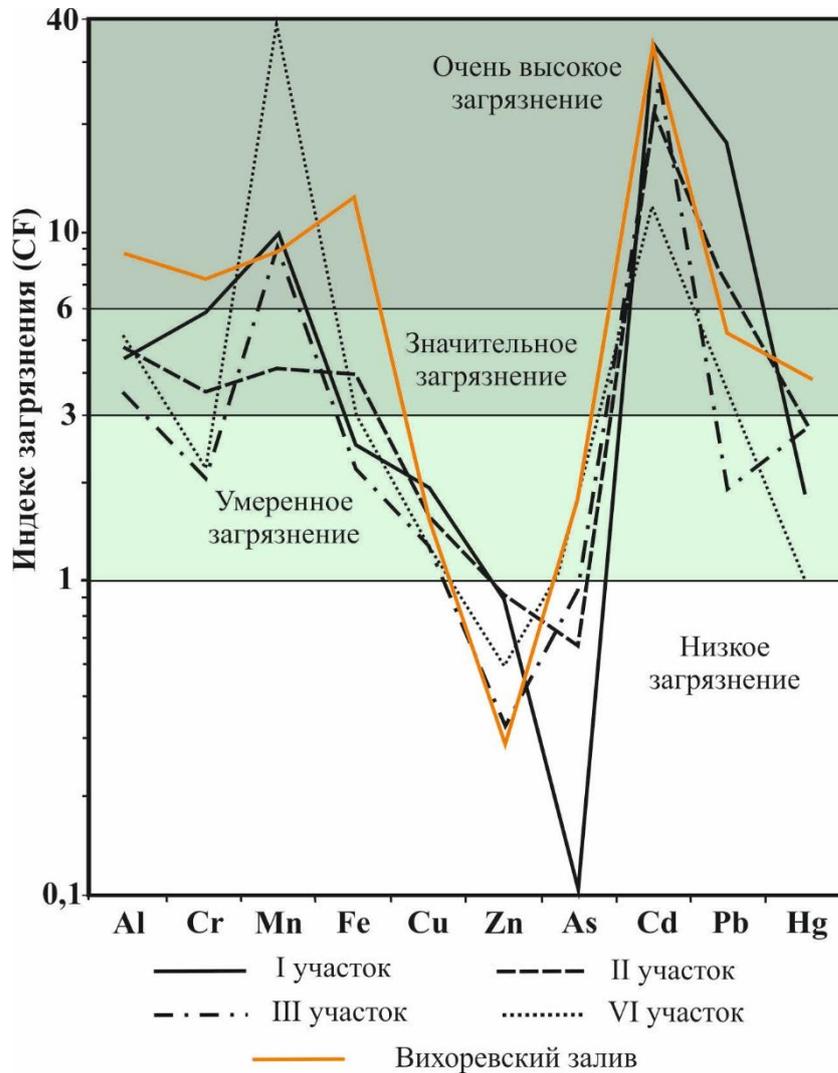


Рисунок 5.3 – Средние значения индекса (CF) для вод Усть-Илимского водохранилища (2004 г.)

Значения индекса NPI показывает, что образцы воды Усть-Илимского водохранилища, также как Братского водохранилища, не загрязненные или слегка загрязненные ($NPI < 2$) только по концентрации в них As. По мере течения улучшается качество воды по полученному значению для Zn и Cu (рис. 5.2, 5.4). Также, как в вышерасположенном водохранилище, сильное загрязнение воды Mn, Cd и Pb отмечено во всех частях Усть-Илимского водохранилища. Необходимо отметить, что через 13 лет после приведенных исследований (2017 г.), концентрации Cd также, как в Братском водохранилище, значительно снизились, а Mn и Pb – в меньшей степени (Долгих и др., 2024). Сильное загрязнение характерно для всех участков водохранилища по Al, для I и II участков и Вихоревскому заливу – по Cr, для I, II и III участков и Вихоревскому заливу – по Hg. Индекс PLI для вод Усть-Илимского водохранилища составил от 0,8 до 4,8. Большинство

образцов воды относится к категории загрязненные. В 4 образцах, отобранных в пределах III и IV участков водохранилища, воды с базовым загрязнением.

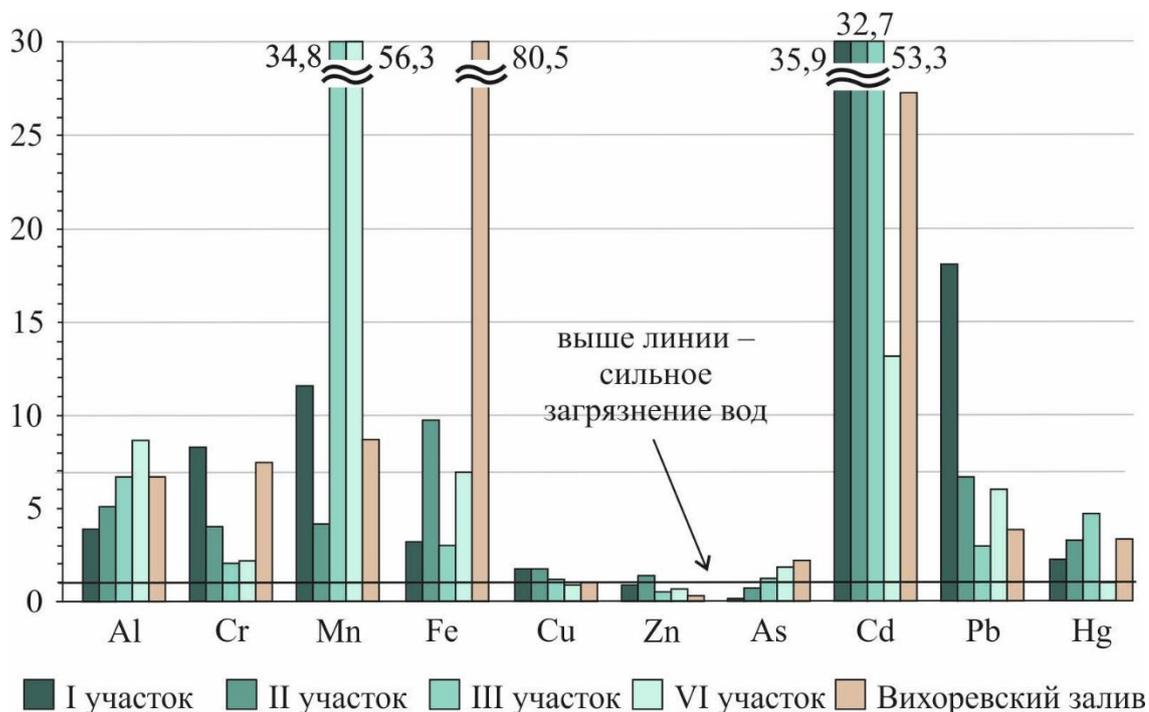


Рисунок 5.4 – Значения индекса NPI для вод Усть-Илимского водохранилища (2004 г.)

Таким образом, результаты оценки качества гидрохимического состава Ангарской водной системы показали, что большинство концентраций микроэлементов в разные по техногенной нагрузке периоды значительно ниже официально установленных нормативов (ПДК_{кв}, WOS). Это определяет, что вода р. Ангары и ее водохранилищ, также как и оз. Байкал, по концентрации исследуемых элементов является водой высокого качества и может быть использована в питьевых целях. В тоже время, показано, что официально установленные нормативы не учитывают индивидуальных особенностей изучаемых пресноводных водоемов. В связи этим, обоснована необходимость применения избирательного подхода, направленного на правильный выбор контрольного материала, используемого в качестве геохимической фоновой концентрации элементов. В качестве фонового значения рекомендовано использовать медианные концентрации микроэлементов в воде истока р. Ангары, по которым накоплена необходимая для репрезентативной оценки долговременная информация. Индексы загрязнения, рассчитанные относительно концентраций элементов в водах истока р. Ангары, показали, что антропогенная нагрузка на водоемы, особенно Братское и Усть-Илимское водохранилища, довольно существенна. Для Братского водохранилища определено улучшение качественных характеристик воды в период снижения антропогенной нагрузки, что подтверждает

правильность использования выбранных нормативов в качестве контрольных показателей. Полученные в настоящем исследовании результаты призваны инициировать работы по совершенствованию нормативно-правового обеспечения в сфере нормирования качества вод и организации геоэкологического мониторинга жизнеобеспечивающих ресурсов на уровне субъектов РФ. В частности, в разработке и утверждении региональных нормативов для р. Ангары и ее водохранилищ, нормативов предельно-допустимых воздействий и перечня вредных веществ, что, несомненно, будет способствовать сохранению экологического благополучия уникальных пресных водных ресурсов Восточной Сибири. Кроме того, реализованный в диссертационной работе методологический подход служит одним из перспективных направлений для формирования научных основ рационального использования и охраны водных ресурсов, в том числе, для решения сложных задач водохозяйственного проектирования и эксплуатации водохранилищ.

Результаты исследования, представленные в главе 5, изложены в следующих основных публикациях:

Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Tirskikh E.N. Dynamics of Trace Element Composition of Bratsk Reservoir Water in Different Periods of Anthropogenic Impact (Baikal Region, Russia) // Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2021. – № 80. – P. 531–545.

Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Dolgikh P.G. Trace Element Compositions and Water Quality Assessment in the Angara River Source (Baikal Region, Russia) // Water, 2022. – №. 14. – P. 3564.

Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Hommatlyyev G.B. Hydrochemical Characteristics and Water Quality Assessment of Irkutsk Reservoir (Baikal Region, Russia) // Water, 2023. – 15. – P. 4142.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Актуальность проведения исследований, направленных на изучение геосферных циклов элементов в водных природно-антропогенных экосистемах, обоснована глобальной трансформацией естественных потоков вещества в период антропогенеза. Теоретическое заключение об изменениях миграционных характеристик элементов, произошедших из-за долговременной антропогенной эмиссии вещества или вследствие антропогенной трансформации самой водной экосистемы, возможно сделать только на основе комплексных натуральных мониторинговых наблюдений. Такие исследования проведены на разных по масштабам антропогенной нагрузки водоемах – Иркутском, Братском, Усть-Илимском и Богучанском водохранилищах, созданных на р. Ангаре. Отдельно рассмотрен исток р. Ангары, в связи с тем, что он является связующим звеном между Ангарской водной системой и оз. Байкал. В зависимости от поставленных задач, исследования были направлены на изучение химического состава водной толщи и донных отложений в разные по антропогенной нагрузке периоды. Важным аспектом при рассмотрении вопросов миграции вещества в новых природно-антропогенных водоемах стало изучение химических характеристик поровых вод, состав которых отражает диагенетические преобразования в донных отложениях. Обобщение многолетних данных по накоплению, распределению и формам нахождения элементов в цепочке «водная толща – поровая вода – донные отложения» Ангарской водной системы позволило сделать следующие выводы:

1. Основным природным источником формирования режима растворенных веществ Ангарской водной системы, как и до зарегулирования р. Ангары, является сток оз. Байкал. По основному ионному составу наиболее близким к оз. Байкал является исток р. Ангары и Иркутское водохранилище. В Братском и Усть-Илимском водохранилищах происходит увеличение концентраций главных ионов, связанное как с влиянием крупных антропогенных источников (для Братского водохранилища – Усольская промышленная зона, для Усть-Илимского – р. Вихорева, катастрофически загрязненная сточными водами Братской промышленной зоны), так и с определенной ранее для вод незарегулированной р. Ангары природной составляющей. Особенностью временной динамики концентраций главных ионов в воде Богучанского водохранилища являются вариации концентраций SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ и Mg^{2+} , которые при его заполнении до проектной отметки и стабилизации уровня не снизились до концентраций в воде этого участка р. Ангары до зарегулирования. Фактором, влияющим на концентрации ионов в воде после создания водохранилища, может являться изменение гидрогеохимической обстановки в бассейне водоема.

Концентрации биогенных компонентов и кислородный режим вод подробно изучен в заливах Братского водохранилища, подверженных влиянию лесозаготовительной деятельности, и Богучанском водохранилище. Основной формой нахождения азота в изученных водоемах является NO_3^- . Небольшие концентрации NH_4^+ и NO_2^- связаны с высокой скоростью процессов нитрификации, протекающих в благоприятной окислительной обстановке. В придонных водах заливов Братского водохранилища процессы деструкции органического вещества определяются увеличением концентраций NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} . В период заполнения Богучанского водохранилища определено снижение концентраций NO_3^- и, напротив, увеличение NH_4^+ и PO_4^{3-} . Вместе с этим, значительных преобразований, связанных с взаимодействием водных масс с затопленными почвогрунтами и изменением биологической продуктивности, в концентрации биогенных компонентов не определено, кислородный режим остается благоприятным для гидробионтов.

Основные черты байкальских вод отражает и микроэлементный состав вод Ангарской системы. Отличительной особенностью для вод истока р. Ангары является высокая степень постоянства его микроэлементного состава. В водохранилищах вариации концентраций микроэлементов, по сравнению с главными ионами, в пространственно-временном аспекте более значительны. Геохимические аномалии микроэлементов в воде Братского и Усть-Илимского водохранилищ определены вблизи техногенных источников их поступления. Общим для большинства элементов является уменьшение концентраций по мере удаления от источника загрязнения, что отражает вклад одного из главных процессов, участвующих в самоочищении водных экосистем – разбавления (или перемешивания высокозагрязненных сточных вод с большим объемом маломинерализованных вод водохранилищ). В качестве природных источников рассматривается поступление микроэлементов в водную толщу с подземными водами. Однако, в отличие от антропогенных источников, влияние их локально и отражается, в основном, на составе придонных вод.

2. Результаты исследований в разные по антропогенной нагрузке периоды выявили в воде Братского водохранилища горизонтальную и вертикальную дифференциацию концентраций элементов, на основании которых выделены основные особенности их миграции в сопряженных средах «вода – донные отложения», а также еще один главный процесс, с помощью которого водные экосистемы пытаются восстановить свой естественный гидрохимический состав – накопление элементов антропогенного происхождения в донных отложениях. На примере ртути, поступающей в Братское водохранилище от предприятия «Усольехимпром», показано, что благодаря сорбции на взвешенных частицах и их последующего выведения в донные отложения происходит уменьшение концентраций токсиканта в водной среде. В донных отложениях верхней, наиболее техногенно нагруженной части Братского водохранилища, помимо ртути,

содержатся высокие концентрации Pb и As, также обуславливающие специфику техногенного загрязнения района исследования. Распределение элементов по глубине донных отложений и затопленных почв верхней части водохранилища показало, что основной закономерностью накопления Cu, Zn, Pb, As, также как Hg, является приуроченность их высоких концентраций к периодам интенсивной работы химических предприятий. Присутствие в донных отложениях потенциально токсичных элементов в подвижных и потенциально подвижных формах определяет, что донные отложения являются потенциальными источниками вторичного загрязнения водной среды.

3. Создание на р. Ангаре каскада водохранилищ, изменившее условия осадконакопления, привело к образованию седиментационных геохимических барьеров, на которых происходит осаждение взвешенного материала, поступающего с промышленных территорий в составе стока. По результатам исследования выделено два наиболее значимых для Ангарской водной системы барьера:

– основной седиментационный геохимический барьер (южная оконечность о. Конный), образованный после создания Братского водохранилища, приурочен к вхождению водного потока из области переменного подпора в область постоянного подпора. Особенностью барьера, отражающей процессы самоочищения водоема, является аккумуляция значительных количеств загрязняющих веществ в донных отложениях. Уменьшение концентраций элементов в верхних слоях донных отложений, по сравнению с нижележащими слоями, позволяют говорить о «захоронении» вещества антропогенного происхождения. Значительная доля потенциально токсичных элементов во фракции легкоразрушающихся силикатов и нерастворимом остатке показывает, что большая их часть надежно закреплена в донных отложениях барьера. Несмотря на это, увеличение концентраций микроэлементов в придонной воде в период снижения антропогенной нагрузки является показателем вымывания уже отложенного материала. Присутствие элементов в потенциально подвижных и подвижных формах в донных отложениях определяет роль барьера, как вторичного источника загрязнения водной среды;

– седиментационный геохимический барьер «приток–залив водохранилища», образованный после создания Усть-Илимского водохранилища, сформирован с участием долговременной неконтролируемой эмиссии взвешенных веществ, поступающих со сточными водами Братской промышленной зоны в р. Вихорева и далее в Вихоревский залив. Выделенный барьер является основным фактором, определяющим миграцию элементов антропогенного происхождения. Образование барьера препятствует распространению большей части загрязняющих веществ в русловую часть Усть-Илимского водохранилища за счет их аккумуляции в донных отложениях. Однако, изучение распределения, накопления и форм нахождения элементов в сопряженных средах «водная толща – поровые воды – донные

отложения» показали, что в настоящее время барьерная зона в Вихоревском заливе является самостоятельным источником загрязнения Усть-Илимского водохранилища.

4. Геохимические преобразования в системе «водная толща – донные отложения» новых природно-антропогенных водоемов рассмотрены при изучении основного ионного состава поровой воды Братского водохранилища. В донных отложениях водохранилища формируются поровые воды различного гидрохимического состава: $\text{SO}_4\text{-HCO}_3$, $\text{HCO}_3\text{-SO}_4$, SO_4 или $\text{HCO}_3\text{-Cl-SO}_4$ с переменными катионами, в основном Ca. Сопоставление концентраций главных ионов в водной толще водохранилища и поровой воде, а также их распределение в поровой воде по глубине донных отложений позволили установить, что основным фактором, влияющим на изменение исходного состава поровой воды, является растворение осадочного материала. Дополнительными источниками главных ионов в поровых водах могут быть субаквальная разгрузка грунтовых вод и антропогенный привнос элементов. Признаком раннедиагенетических изменений в донных отложениях является смена окислительно-восстановительных условий. Отрицательные значения E_h в поровых водах и цветовая характеристика донных осадков показывают, что в геохимических условиях водоема идет восстановительный диагенез.

5. Оценка антропогенного воздействия, проведенная с использованием концентраций микроэлементов в воде истока р. Ангары, выявила негативные изменения качества вод Ангарской системы, особенно Братского и Усть-Илимского водохранилищ. В тоже время, несмотря на значительный антропогенный пресс, анализ пространственно-временной динамики химического состава вод и донных отложений водохранилищ р. Ангары показал, что водоемы используют свои ресурсы для самоочищения. Несомненно, возврат геохимического состава антропогенно трансформированного водоема к первоначальному состоянию невозможен. Однако, снижение антропогенного пресса на Ангарскую водную систему является реальной задачей. В связи с этим, представленные в диссертационной работе методические рекомендации по нормированию антропогенной нагрузки (в том числе, по принятию региональных геохимических стандартов) могут быть использованы, как инструмент, для совершенствования существующей системы природоохранных мероприятий, что несомненно будет способствовать сохранению уникальных водных ресурсов Восточной Сибири.

ЛИТЕРАТУРА

1. Абдрахманов Р.Ф., Шкундина Ф. Б., Полева А. О. Особенности гидрохимического и гидробиологического режимов павловского водохранилища // Водные ресурсы. – 2014. – Т. 41. – № 1. – С. 83-93.
2. Абукова Л.А., Абрамова О.П. Влияние поровых вод тонкодисперсных отложений на экологическое состояние гидросферы в условиях нефтегазового техногенеза // Водные ресурсы. – 2016. – Т. 43. – № 4. – С. 668–676.
3. Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водоохранилища. – М.: Мысль, 1987. – 327 с.
4. Азовский М.Г., Пастухов М.В., Гребенщикова В.И. Уровень накопления ртути в водных растениях как показатель загрязнения водоемов // Вода: химия и экология. – 2010. – № 8. – С. 20-24.
5. Акимова В.В. Некоторые особенности гидрохимического режима Братского водохранилища в период его наполнения (1962-1966) // Сборник работ Братской гидрометеорологической обсерватории. – 1969. – № 1. – С. 135-161.
6. Алекин О.А. Общая гидрохимия. – Л.: Изд-во Гидрометеиздат, 1948. – 208 с.
7. Алексеенко В.А. Эколого-геохимические изменения в биосфере. Развитие, оценка. – М.: Логос, 2006. – 518 с.
8. Алексеенко В.А., Алексеенко Л.П. Геохимические барьеры. – Москва: Логос, 2003. – 144 с.
9. Алиева В.И., Бутаков Е.В., Пастухов М.В., Андрулайтис Л.Д. Особенности техногенного загрязнения и формы переноса ртути в Братском водохранилище // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2011. – № 5. – С. 431-438.
10. Алиева В.И., Пастухов М.В. Гидрохимическая характеристика реки Ангары в районе влияния Усольского промышленного узла // География и природные ресурсы. – 2012. - № 1. – С. 68-73.
11. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб.: Наука, 2000. – 147 с.
12. Андрулайтис Л.Д. Применение кремний-органического сорбента ПСТМ-3Т для определения ртути в природных водах атомно-абсорбционным методом // Тезисы IV Объединенного междунар. симпозиума по проблемам прикладной геохимии, посвящ. памяти акад. Л.В. Таусона. – Иркутск, 1994. – Т.2. – С. 146.

13. Арасланова В.А. Антропогенная трансформация геосистем Приангарья: автореф. дисс. ... канд. геогр. наук. – Улан-Удэ, 2006. – 20 с.
14. Атлас Иркутской области. – Иркутск. 1962. – 182 с.
15. Баенгуев Б.А., Белоголова Г.А, Чупарина Е.В., Просекин С.Н., Долгих П.Г., Пастухов М.В. Распределение содержания свинца и формы его соединений в техногенной почве г. Свирска (Южное Прибайкалье) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333. – № 8. – С. 205–214.
16. Белкина Н.А. Закономерности осадконакопления и раннего диагенеза донных отложений в водоемах юго-восточной части фенноскандинавского кристаллического щита: автореф. дис. ... докт. географ. наук. – Санкт-Петербург, 2021. – 48 с.
17. Белоголова Г.А., Гордеева О.Н., Коваль П.В., Джао К.Х., Гао Г.Л. Закономерности распределения и формы нахождения тяжелых металлов в техногенно трансформированных черноземах Южного Приангарья и Северо-Восточного Китая // Почвоведение. – 2009. – № 4. – С. 1–12.
18. Белозерцева И.А., Воробьева И.Б., Власова Н.В., Лопатина Д.Н., Янчук М. С. Загрязнение снега на акватории оз. Байкал и прилегающей территории // Водные ресурсы. – 2017. – Т. 44. – № 3. – С. 340-353.
19. Беспалова Е.В. Инвентаризация антропогенных источников загрязнения Воронежского водохранилища // Водное хозяйство России. – 2019. – № 1. – С. 77-84.
20. Биология Иркутского водохранилища. Труды Лимнологического института. Том 11(31). – М.: Наука, 1964. – 203 с.
21. Бобров В.А., Леонова Г.А., Маликов Ю.И. Геохимические особенности илистого осадка Новосибирского водохранилища // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36. – № 5. – С. 551-563.
22. Богучанское водохранилище. Подземные воды и инженерная геология. / Отв. ред. Одинцов М.М. – Новосибирск: Наука Сибирское отделение, 1979. – 158 с.
23. Бочкарев П.Ф. Гидрохимия рек восточной Сибири. – Иркутск: Вост. Сиб. изд-во, 1959. – 156 с.
24. Братское водохранилище. Инженерная геология территории. – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1963. – 275 с.
25. Брезгунов В.С., Ферронский В.И. Макро- и микроэлементы в поровых водах глубинных областей Южного и Среднего каспия // Водные ресурсы. – 2010. –Т. 37. – № 6. – Р. 700–708.
26. Бутаков Е.В., Зарипов Р.Х. Ртуть в почвах устьевой части Ангаро-Бельского междуречья (Иркутская область) // Сибирский экологический журнал. – 2012. – Т. 19. – № 6. – С. 793-802.

27. Варданян М.А., Яблокова И.А. Результаты гидрохимического мониторинга вод р. Вихоревой за 2010-2013 гг. // Труды БрГУ. Серия: Естественные и инженерные науки. – 2014. – Т. 1. – С. 362-366.
28. Верболова Н.В. Формирование гидрохимического режима Братского водохранилища // Формирование планктона и гидрохимия Братского водохранилища. – Новосибирск: Наука Сиб. отд-ние, 1973. – С.78-119.
29. Ветров В.А., Кузнецова А.И. Микроэлементы в природных средах региона оз. Байкал. – М.: Изд-во СО РАН НИЦ ОИГГМ, 1997. – 234 с.
30. Ветров В.А., Кузнецова А.И., Склярова О.А. Базовые уровни химических элементов в воде озера Байкал // География и природные ресурсы. – 2013. – № 3. – С. 41-51.
31. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры // Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555—571.
32. Воробьева И.Б., Напрасникова Е.В., Власова Н.В. Эколого-геохимические особенности снега, льда, подледной воды южной части озера Байкал // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2009. – № 1. – С. 54–60.
33. Воробьева С.С. Фитопланктон водоемов Ангары. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1995. – 127 с.
34. Вотинцев К. К. Гидрохимия озера Байкал. – М.: Изд-во АН СССР, 1961. – 311 с.
35. Галазий Г.И. Байкал в вопросах и ответах. – Иркутск: Вост.-Сиб. кн. изд-во, 1987. – 383 с.
36. Гаррелс Р.М., Крайс Ч.Л. Растворы, минералы, равновесия. – М.: Мир, 1968. – 368 с.
37. Геохимические барьеры в зоне гипергенеза / Под ред. чл.-корр. РАН И. С Касимова и проф А Е Воробьёва. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. – 395 с.
38. Геохимия диагенеза осадков Тихого океана (трансокеанский профиль) / Под ред. Остроумов Э.А. – М.: Наука, 1980. – 288 с.
39. Глазковская М.А. Теория геохимии ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеяния и анализу природных систем к самоочищению / Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. – М., 1981. – С. 7-41.
40. Глазунов И.В. Гидрохимический режим и химический сток реки Ангары / Гидрохимические исследования озера Байкал. Под ред. Вотинцева К.К. – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1963. – Т. 3. – № 23. – С. 57-94.
41. Глебова И.В., Максимов В.В., Щетинина Е.В. Характеристика вод Усть-Илимского водохранилища и залива реки Вихорева по микробиологическим показателям // Журнал Сибирского Федерального Университета. Биология. – 2012. – № 2. – С. 203–209.

42. Гордеев В.В. Система река-море и ее роль в геохимии океана: автореф. дис. ... докт. геол.-мин. наук. – Москва, 2009. – 35 с.
43. Горшков А.Г., Маринайте И.И., Земская Т.И., Ходжер Т.В. Современный уровень нефтепродуктов в воде оз. Байкал и его притоков // Химия в интересах устойчивого развития. – 2010. – № 18. – С. 711-718.
44. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2000 году». – Иркутск: Изд-во «Облмашинформ», 2001. – 383 с.
45. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2009 году». – Иркутск: Изд-во Форвард, 2010. – 585 с.
46. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2013 году». – Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2014. – 389 с.
47. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2016 году». – Иркутск: ООО «Мегапринт», 2017. – 274 с.
48. Гребенщикова В.И., Загорулько Н.А., Пастухов М.В. Мониторинговые исследования ионного состава воды истока р. Ангары (озеро Байкал) // Вода: химия и экология. – 2011. – №4. – С. 2-8.
49. Гурский Ю.Н. Выявление и оценка уровня антропогенных загрязнений на основе геохимического изучения иловых вод морских и пресноводных отложений // Вестник Московского университета. Серия 4. Геология. – 2017. – № 5. – С. 49–58.
50. Даувальтер В.А. Геоэкология донных отложений озер. – Мурманск: Изд-во МГТУ. – 2012. – 242 с.
51. Дворецкая М.И., Жданова А.П., Лушников О.Г., Слива И.В. Возобновляемая энергия. Гидроэлектростанции России. Справочник. – СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2018. – 224 с.
52. Долгих П.Г., Полетаева В.И., Пастухов М.В. Условия формирования гидрохимического режима р. Вихорева и Усть-Вихоревского залива (Усть-Илимское водохранилище) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2024. – Т. 335. – № 3. – С. 92-107.
53. Домышева В.М., Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н., Онищук Н.А., Сакирко М.В., Томберг И.В., Жученко Н.А., Голобокова Л.П., Ходжер Т.В. Ионный состав воды озера Байкал, его притоков и истока реки Ангара в современный период // Метеорология и гидрология. – 2019. – № 10. – С. 77-86.
54. Драчев С. М. Борьба с загрязнением рек, озер, водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. – М.: Наука, 1964. – 275 с.

55. Емельянов Е.М. Барьерные зоны в океане: Осадко и рудообразование, геоэкология. – Калининград: Янтар. сказ, 1998. – 410 с.
56. Завальцева О.А., Коновалова Л.В., Светухин В.В., Ильин К.И. Физико-химическое состояние и оценка техногенных геохимических аномалий донных отложений Куйбышевского водохранилища в районе г. Ульяновска // Водные ресурсы. – 2016. – Т. 43. – № 5. – С. 528–534.
57. Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии. – М: Наука, 2004. – 348 с.
58. Загорулько Н.А., Полетаева В.И. Динамика гидрохимического состава малых притоков верхней части Братского водохранилища // Известия Сибирского отделения Секции наук о Земле Российской академии естественных наук. Геология, поиски и разведка рудных месторождений. –2016. – № 3(56). – С. 112-124.
59. Законнов В.В., Поддубный С.А., Законнова А.В., Касьянова В.В.Осадкообразование в зонах переменного подпора водохранилищ Волжского каскада // Водные ресурсы. – 2010. – Т. 37. - № 4. – С. 425-433
60. Закруткин В.Е., Гибков Е.В., Решетняк О.С., Решетняк В.Н. Донные отложения как индикатор первичного и источник вторичного загрязнения речных вод углепромышленных территорий восточного Донбасса // Известия российской академии наук. Серия географическая. – 2020. – № 2. – С. 259-271.
61. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 240 с.
62. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: В 6 кн. – М.: Недра, 1994.
63. Иванов И.Н. Гидроэнергетика Ангары и природная среда. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1991. – 128 с.
64. Игнатенко О.В. Оценка антропогенной нагрузки на водные объекты в результате сброса хозяйственно-бытовых сточных вод г. Братска // Труды БрГУ. Серия: Естественные и инженерные науки. – 2014. – Т. 1. – С. 371-374.
65. Игнатенко О.В., Сенченко М.В., Мещерова Н.А. Зонирование селитебной территории г. Братска по уровню загрязнения снежного покрова // Системы. Методы. Технологии. – 2012. – № 3 (15). – С. 138-149.
66. Игнатьева Л.П., Воробьева Л.В., Погорелова И.Г., Золотаев Д.А., Потапова М.О. Гигиеническая оценка канцерогенного и неканцерогенного рисков опасности химических веществ атмосферного воздуха г. Братска // Профилактическая и клиническая медицина. – 2005. – № 2. – С. 73-76.

67. Ильенко С.С., Арбузов С.И. Металлоносные угли Азейского месторождения Иркутского угольного бассейна // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2018. – Т. 329. – № 8. – С. 132-144.
68. Иркутское водохранилище. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1980. – 140 с.
69. Карнаухова Г.А. Влияние природно-техногенных факторов на состав вод Братского водохранилища // Геоэкология. – 1996. – № 4. – С. 41-49.
70. Карнаухова Г.А. Фосфорная нагрузка и эвтрофирование Братского водохранилища // Инженерная экология. – 1998. – № 6. – С. 25-32.
71. Карнаухова Г.А. Гидрохимия Ангары и водохранилищ Ангарского каскада // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35. – № 1. – С. 72-80.
72. Карнаухова Г.А. Процессы осадкообразования в водохранилищах Ангарского каскада: автореф. дис. ... докт. геогр. наук. – Иркутск, 2009. – 43 с.
73. Карнаухова Г.А. Поясность осадконакопления в водохранилищах Ангарского каскада // Геохимия. – 2011. – № 6. – С. 605–617.
74. Карнаухова Г.А. Минералогическая зональность донных отложений Иркутского водохранилища в условиях регулируемого уровня режима // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2019. – № 16. – С. 250–254.
75. Карнаухова Г.А. Скорость осадконакопления и физические свойства донных осадков в Ангарских водохранилищах в условиях цикличности уровня режима // Литосфера. – 2020. – Т. 20. – № 2. – С. 271–279.
76. Карнаухова Г.А. Литолого-геохимический состав донных осадков в барьерных зонах Ангарских водохранилищ в условиях регулируемого уровня режима // Экологическая химия. – 2021. – № 30(1). – С. 30–38.
77. Карнаухова Г.А., Александрова Н.Ю., Ломоносов И.С., Арсентьева А.Г. Микроэлементы в воде Братского водохранилища // География и природные ресурсы. – 1996. – № 1. – С. 50-55.
78. Карнаухова Г.А., Сквитина Т.М. Обстановки формирования минерального состава донных отложений в барьерной зоне реки Ангары // Литология и полезные ископаемые. – 2014. – № 2. – С. 165–177.
79. Карнаухова Г.А., Штельмах С.И. Геохимический состав донных отложений Ангарских водохранилищ // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2022. – № 19. – С. 154–158.

80. Карпенко Л.В. Характеристика затопленной торфяной залежи и оценка ее влияния на качество воды в Богучанском водохранилище // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2012. – № 2. – С. 80–90.
81. Касимов Н.С., Борисенко Е.Н. Становление и развитие учения о геохимических барьерах. Геохимические барьеры в зоне гипергенеза / Под ред. чл.-корр. РАН Н.С. Касимова и проф. А.Е. Воробьева. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. – 395 с.
82. Касимов Н.С., Лычагин М.Ю., Чалов С.Р., Шинкарева Г.Л., Пашкина М.П., Романченко А.О., Промахова Е.В. Бассейновый анализ потоков вещества в системе Селенга-Байкал // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2016. – № 3. – С. 67–81.
83. Коваль П.В., Калмычков Г.В., Лавров С.М., Удодов Ю.Н., Бутаков Е.В., Файфилд Ф.В., Алиева В.И. Антропогенная компонента и баланс ртути в экосистеме Братского водохранилища // ДАН. – 2003. – Т. 388. – № 2. – С. 225–227.
84. Коваль П.В., Пастухов М.В., Бутаков Е.В., Азовский М.Г., Удодов Ю.Н. Ртуть в биогеохимическом цикле Братского водохранилища и экологические последствия ртутного загрязнения // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический. – 2008. – Т. 113. – № 4. – С. 74–81.
85. Коваль П.В., Руш Е.А., Удодов Ю.Н., Королева Г.П., Андрулайтис Л.Д., Зарипов Р.Х. Геоэкология: воздействие сосредоточенного источника ртутного загрязнения на компоненты природной среды Приангарья // Инженерная экология. – 2004. – № 4. – С. 18–45.
86. Коваль П.В., Удодов Ю.Н., Андрулайтис Л.Д., Гапон А.Е., Склярова О.А., Чернигова С.Е. Гидрохимические характеристики поверхностного стока озера Байкал (1997-2003 гг.) // Докл. РАН. – 2005. – Т. 401. – № 5. – С. 663–665.
87. Коваль П.В., Удодов Ю. Н., Андрулайтис Л. Д., Саньков В. А., Гапон А.Е. Ртуть в воде истока р. Ангары: пятилетний тренд концентрации и возможные причины его вариаций // Докл. РАН. – 2003. – Т. 389. – № 2. – С. 293–298.
88. Кожова О. М., Мельник Н. Г. Инструкция по обработке проб планктона счетным методом. – Иркутск: Изд-во Иркут. ун-та, 1978. – 51 с.
89. Кокрятская Н.М., Шевченко В.П., Титова К.В., Вахрамеева Е.А., Алиев Р.А., Григорьев В.А., Савельева Л.А., Максимов Ф.Е., Кузнецов В.Ю. Ранний диагенез донных осадков пресноводных озер острова Вайгач // Проблемы арктики и антарктики. – 2020. – № 66 (4). – С. 534–554.
90. Контроль химических и биологических параметров окружающей среды. / Под ред. Исаева Л.К. – СПб.: Эколого-аналитический информационный центр “Союз”, 1998. – 896 с.

91. Коробушкина Е.Д. Растворенное органическое вещество воды Братского водохранилища // Тезисы докладов Всесоюзной конф. “Проблемы экологии”. – 1982. – № 2. – С. 39.
92. Корпачев В.П., Пережилин А.И., Андрияс А.А., Рябоконт Ю.И. Загрязнение и засорение водохранилищ ГЭС древесно-кустарниковой растительностью, органическими веществами и влияние их на качество воды. – М.: Академия Естествознания, 2010. – 127 с.
93. Корпачев В.П., Пережилин А.И., Андрияс А.А. Водоохранилища ГЭС Сибири. Проблемы проектирования, создания и эксплуатации: монография. – Красноярск: СибГТУ, 2015. – 209 с.
94. Кремлева Т.А., Моисеенко Т.И., Хорошавин В.Ю., Шавнин А.А. Геохимические особенности природных вод Западной Сибири: микроэлементный состав // Вестник Тюменского государственного университета. – 2012. – № 12. – С. 80–89.
95. Кузнецов В.А., Шимко Г.А. Метод постадийных вытяжек при геохимических исследованиях. – Минск: Наука и техника, 1990. – 88 с.
96. Кузнецов В.А., Оношко М.П., Генералова В.А. О поведении природных и техногенных радиоизотопов на погребенных геохимических барьерах // Вестник АН Белоруссии. Серия химических наук. – 1997. – № 4. – С. 114–118.
97. Кузьмин М.И., Тарасова Е. Н., Мамонтова Е. А., Мамонтов А. А., Кербер Е. В. Особенности сезонной и межгодовой изменчивости химического состава истока реки Ангары (Байкал) с 1950 по 2010 гг. // Геохимия. – 2014. – № 7. – С. 579–589.
98. Лапина Е.Е., Чекмарева Е.А. Оценка современного состояния подземных вод в береговой зоне Иваньковского водохранилища и его притоков в зимний период // Вестник Тверского государственного университета. Серия: География и геоэкология. – 2018. – № 4. – С. 45–60.
99. Левитан М.А., Сыромятников К.В., Рощина И.А., Штайн Р. Соотношение цвета и химического состава четвертичных донных осадков из южной части поднятия Менделеева и континентального склона Восточно-Сибирского моря // Геохимия. – 2014. – № 3. – С. 233.
100. Леин А.Ю., Миллер Ю.М., Намсараев Б.Б., Павлова Г.А., Пименов Н.В., Русанов И.И., Саввичев А.С., Иванов М.В. Биогеохимические процессы цикла серы на ранних стадиях диагенеза осадков на профиле река Енисей – Карское море // Океанология. – 1994. – Т. 34. – № 5. – С. 681–692.
101. Леонова Г.А., Бобров В.А. Геохимическая роль планктона континентальных водоемов Сибири в концентрировании и биоседиментации микроэлементов. – Новосибирск: Академическое изд-во «Гео». – 2012. – 314 с.

102. Леонова Г.А., Богущ А. А., Бобров В. А., Булычева Т.М., Маликов Ю.И., Аношин Г.Н., Бадмаева Ж.О., Палесский С.В., Андросова Н.В., Трофимова Л.Б., Ильина В.Н. Химические формы переноса тяжелых металлов в воде Новосибирского водохранилища: оценка их биодоступности и потенциальной экологической опасности для планктона // *Химия в интересах устойчивого развития*. – 2006. – Т.13. – № 5. – С. 453–465.

103. Леонова Г.А., Бычинский В.А. Моделирование физико-химических процессов очистки сточных вод целлюлозных предприятий // *Геоэкология*. – 1997. – № 3. – С. 79–86.

104. Леонова Г.А., Мальцев А.Е., Меленевский В.Н., Мирошниченко Л.В., Кондратьева Л.М., Бобров В.А. Геохимия диагенеза органогенных осадков на примере малых озер юга Западной Сибири и Прибайкалья // *Геохимия*. – 2018. – № 4. – С. 363–382.

105. Линник Л.И. Химия воды и микробиология: конспект лекций для студентов специальности 1–70 04 03 «Водоснабжение, водоотведение и охрана водных ресурсов»; специализация 1–70 04 03 02 «Техническая эксплуатация и реконструкция систем водоснабжения и водоотведения». – Новополюк: ПГУ, 2015. – 235 с.

106. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. – Л.: Гидрометеоздат, 1986. – 270 с.

107. Линник Р.П., Линник П.Н., Запорожец О.А. Методы исследования сосуществующих форм металлов в природных водах (Обзор) // *Методы и объекты химического анализа*. – 2006. – Т. 1. – № 1. – С. 4–26.

108. Липатникова О.А., Гричук Д.В., Григорьева И.Л., Хасанова А.И., Шестакова Т.В., Бычков А.Ю., Ильина С.М., Пухов В.В. Формы нахождения микроэлементов в донных отложениях Иваньковского водохранилища // *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология*. – 2014. – № 1. – С. 37–48.

109. Лисицын А.П. Седиментосистемы океана: новый подход к изучению глобальных и региональных загрязнений // *Проблемы экологии*. – 1989. – №4. – С.57–67.

110. Лисицын А.П. Маргинальный фильтр океанов // *Морская геология*. – 1994. – Т. 34. – № 5. – С. 735–747.

111. Магомедов М.М. Природа Усть-Илимского района. – Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2003. – 143 с.

112. Мазухина С.И., Максимова В.В., Чудненко К.В., Маслобоев В.А., Сандимиров С.С., Дрогобужская С.В., Терещенко П.С., Пожиленко В.И., Гудков А.В. Качество вод Арктической зоны Российской Федерации: физико-химическое моделирование формирования вод, формы миграции элементов, влияние на организм человека: монография. – Апатиты: Издательство ФИЦ КНЦ РАН, 2020. – 158 с.

113. Мазухина С.И., Маслобоев В.А., Чудненко К.В., Бычинский В.А., Сандимиров С.С. Исследование состояния вод оз. Большой Вудъявр после экологической катастрофы 1930-х гг. методами физико-химического моделирования // Химия в интересах устойчивого развития. – 2009. – № 17. – С. 51–59.
114. Макарова И. В., Пичкилы Л. О. К некоторым вопросам методики вычисления биомассы фитопланктона // Ботанический журнал. – 1970. – Т. 55. – № 10. – С. 1488–1494.
115. Максимович Н.Г., Хайрулина Е.А. Геохимические барьеры и охрана окружающей среды: учеб. пособие. – Пермь: Перм. гос. ун-т., 2011. – 248с.
116. Мартынова М.В. О причинах периодического появления высоких концентраций марганца в Москворецких водохранилищах // Водные ресурсы. – 2011. – Т. 38. – № 5. – С. 631–632.
117. Мартынова М.В. О содержании марганца в илах Можайского водохранилища // Водные ресурсы. – 2012. – Т. 39. – № 2. – С. 212–217.
118. Мизандронцев И.Б., Томберг И.В., Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н. О влиянии подземного стока на химический состав вод авандельты р. Селенги (оз. Байкал) // Геохимия. – 2014. – № 10. – С. 946–953.
119. Моисеенко Т.И., Гашев С.Н., Шалабодов А.Д. Качество вод и устойчивость экосистем: теоретические и прикладные аспекты исследований // Вестник Тюменского государственного университета. – 2012. – № 12. – 6–16.
120. Моисеенко Т.И. Методология и методы определения критических нагрузок (применительно к поверхностным водам Кольской Субарктики) // Известия РАН. Серия географическая. – 1999. – № 5. – С. 68–78.
121. Моисеенко Т.И. Оценка качества вод и «Здоровья» экосистем с позиций экологической парадигмы // Водное хозяйство России. – 2017. – № 3. – С. 104–124.
122. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А. Распределение микроэлементов в поверхностных водах суши и особенности их водной миграции // Вод. ресурсы. – 2007. – Т. 34. – № 4. – С. 454–468.
123. Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Родюшкин И.В. Геохимическая миграция элементов в субарктическом водоеме (на примере озера Имандра). – Апатиты. Изд. Кольск. науч. центра, 1997. – 129 с.
124. Муллинс Т. Химия загрязнения воды / В кн.: Химия окружающей среды. – М.: Химия, 1982. – С. 276–346.
125. Николаева М.Д. Гидрохимия реки Ангара и Иркутского водохранилища: автореф. дис. ... канд. хим. наук. – Иркутск, 1968. – 29 с.

126. Николаева М.Д. К гидрохимии Иркутского водохранилища // Биология Иркутского водохранилища / Под ред. Г.И. Галазия. Труды Лимнологического института. – М.: Изд-во «Наука», 1964. – Том II (31). – С. 17–40.
127. Николаева М.Д., Бочкарев П.Ф., Мироманов В.Ф. Биохимическое потребление кислорода в воде р. Ангары (БПК₅) // Труды Ирк. Госуд. ун-та. – 1970. – Т. 50. – № 3. – С. 26-32.
128. Нохрин Д.Ю., Грибовский Ю.Г., Давыдова Н.А. Химический состав воды ряда водохранилищ Южного Урала // Вода: химия и экология. – 2011. - № 2(32). – С. 2–8.
129. Объяснительная записка к Государственная геологическая карта РФ. Серия Ангарская. Лист N-48-XXXIII / Составители Рыбаков В.Г., Хоботова И.И. – Москва, 1999. – 206 с.
130. Овчинников Г.И., Карнаухова Г.А. Прибрежные наносы и донные отложения Братского водохранилища. – Новосибирск: Изд-во Наука, 1985. – 67 с.
131. Овчинников Г.И., Павлов С.Х., Тржицинский Ю.Б. Изменение геологической среды в зоне влияния Ангаро-Енисейских водохранилищ. – Новосибирск: Наука. Сибирская издательская фирма РАН, 1999. – 254 с.
132. Павлов С.Х. Гидродинамические и гидрохимические особенности зоны подпора на верхнем участке Братского водохранилища. Региональная гидрогеология и инженерная геология Восточной Сибири. – Новосибирск: Изд-во «Наука» Сибирское отделение, 1978. – С. 97–104.
133. Папина Т.С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода - взвешенное вещество - донные отложения речных экосистем: Аналит. обзор. Серия Экология. Вып. 62. – Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2001. – 58 с.
134. Пастухов М.В. Экологические аспекты аккумуляции ртути гидробионтами Байкало-Ангарской водной системы: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Иркутск, 2009. – 20 с.
135. Пастухов М.В., Полетаева В.И. Аккумуляция техногенной ртути в донных отложениях седиментационного барьера Братского водохранилища // Тезисы Всеросс. науч. конф. и школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов «Ртуть и другие тяжелые металлы в экосистемах. Современные методы исследования содержания тяжелых металлов в окружающей среде» (Череповец, 14-16 мая 2018 г.). Череповецкий гос. ун-т. – 2018. – С. 49–50.
136. Пастухов М.В., Полетаева В.И. Пространственно-временная динамика концентраций ртути в рыбах Братского водохранилища, экологическая опасность ртутного загрязнения // Сборник докладов третьего Международного симпозиума «Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты» (Иркутск, 22-27 августа 2022 г.). – 2022. – С. 143–146.
137. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М.: Высш. школа, 1966. – 392 с.
138. Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. – М.: Наука, 1972. – 288 с.
139. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. – М.: Астрей, 1999. – 768 с.

140. Перельман, А.И. Геохимия. М.: Высш. школа, 1989. – 528 с.
141. Пиннекер Е.В. Проблемы региональной гидрогеологии. –М.: Наука, 1977. – С. 57.
142. Пиннекер Е.В. Рассолы Ангаро-Ленского артезианского бассейна. – М.: Наука, 1966. – 322 с.
143. Погодаева Т.В., Земская Т.И., Голобокова Л.П., Хлыстов О.М., Минами Х., Сакагами Х. Особенности химического состава поровых вод донных отложений различных районов озера Байкал // Геология и геофизика. – 2007. – Т. 48. – № 11. – С. 1144–1160.
144. Полева А.О. Комплексная оценка экосистемы Павловского водохранилища (Республика Башкортостан): автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Уфа: ВПО «Башкирский государственный университет», 2009. – 19 с .
145. Полетаева В.И. Гидрохимическая изменчивость реки Ангары при создании Богучанского водохранилища (Россия) // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333. – № 10. – С.146–158.
146. Полетаева В.И., Пастухов М.В. Оценка заливов Братского водохранилища по микробиологическим и гидрохимическим показателям // Вода: химия и экология. – 2015. – № 6. – С. 86–91.
147. Полетаева В.И., Пастухов М.В., Бычинский В.А., Долгих П.Г. Биогенные элементы и кислородный режим Богучанского водохранилища в период его заполнения // Проблемы региональной экологии. – 2016. – № 5. – С. 64–69.
148. Приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения»
149. Пройдакова О.А. Васильева И.Е. Способ совершенствования схем пробоподготовки и атомно-абсорбционного анализа геохимических проб // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. – 2009. – Т. 75. – № 4. – С. 6–15.
150. Пройдакова О.А. Совершенствование схем анализа горных пород, почв и донных отложений с использованием атомно-абсорбционной спектрометрии: диссертация ... кандидата химических наук. – Иркутск, 2009. – 175 с.
151. Путинцев Л. А. Факторы формирования, модели и расчетные оценки бокового притока в Богучанское водохранилище: автореф. дис. ... канд. географ. наук. – Красноярск, 2023. – 23 с.
152. РД 52.24.643-2002 Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям.

153. Ресурсы поверхностных вод СССР. Ангаро-Енисейский район. – Л.: Гидрометеиздат, 1972. – 594 с.
154. Розанов А.Г. Редокс-система донных отложений западной части Карского моря // Геохимия. – 2015. – № 11. – С. 1015–1031.
155. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. – Киев: Изд-во Генеза, 2004. - 668 с.
156. Рунова Е.М., Чжан С.А., Пузанова О.А. Воздействие загрязняющих веществ на почву в районе города Братска // Лесной вестник. – 2008. – № 1. – С. 148–150.
157. Руш Е.А., Коваль П.В., Удодов Ю.Н., Королева Г.П., Гапон А.Е., Андрулайтис Л.Д. Разработка технологии очистки поверхностного стока предприятия «Усольехимпром» (Южное Прибайкалье) // Инженерная экология. – 2007. – № 5. – С. 3–15.
158. Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Кондакова О.В. Влияние Новосибирского водохранилища на формирование гидролого-гидрохимического режима Верхней Оби на зарегулированном участке // Вода и экология: проблемы и решения. – 2020. – № 1 (81). – С. 51–62.
159. Сакевич А.И., Усенко О.М. Фенольные соединения в воде Днепровских водохранилищ // Гидробиологический журнал. – 2002. Т. 38. № 4. С. 103–112.
160. СанПиН 2.1.3685-21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания.
161. Сейсмическое районирование Восточной Сибири и его геолого-геофизические основы / Под ред. В.П. Солоненко. – Новосибирск: Наука, 1997. – 306 с.
162. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод. – Минск: Изд-во «Орех», 2004. – 125 с.
163. Серышев В.А. Субаквальный диагенез почв и классификация аквалитоземов. – Иркутск: Изд-во ИГУ, 2017. – 247 с.
164. Синельников В.Е. Механизм самоочищения водоемов. – М.: Стройиздат, 1980. – 111 с.
165. Синюкович В.Н., Курбатова Н.Н., Чернявская И.А. Водный режим Усть-илимского водохранилища в период нормальной эксплуатации // География и природные ресурсы. – 2011. – С. 85–92.
166. СклЯрова О.А. Распределение микроэлементов в водной толще Среднего Байкала // География и природные ресурсы. – 2011. – № 1. – С. 53–59.
167. Солнцева Н.П. Геохимические барьеры и устойчивость природных и природно-техногенных систем / География, общество, окружающая среда: Природно-антропогенные процессы и экологический риск. – М.: Издательский Дом «Городец», 2004. – Т. IV. – С. 16 – 27.

168. Солпина Н.Г., Черкашина А. А. Эрозионные процессы на берегах Иркутского водохранилища и их последствия // Известия Иркутского государственного университета. Серия Науки о Земле. – 2020. – Т. 33. – С. 124–136.
169. Страхов Н.М. Основы теории литогенеза. – М.: Изд-во Акад. наук СССР, 1962. - 2 т.
170. Стрижова Т.А. Оценка трофического типа ангарских водохранилищ методом «кислородного гистерезиса» / В кн.: Круговорот вещества и энергии в водоемах. – Новосибирск: Наука Сиб. отд-ние, 1985. – С.74–75.
171. Стрижова Т.А. Условия и особенности формирования гидрохимического режима, состава и качества вод искусственных водоемов Восточной Сибири (на примере Усть-Илимского водохранилища): автореф. дис. ... канд. географ. наук. – Иркутск, 1985. – 19 с.
172. Сурсякова В. В., Бондарева Л. Г., Бурмакина Г. В., Рубайло А. И. Новые подходы к выявлению источников поступления фенолов в поверхностные водоемы // ДАН. – 2011. – Т. 441. – № 6. – С. 767–770.
173. Сутурин А.Н., Чебыкин Е.П., Мальник В.В., Ханаев И.В., Минаев А.В., Минаев В.В. Роль антропогенных факторов в развитии экологического стресса в литорали оз. Байкал (акватория пос. Листвянка) // География и природные ресурсы. – 2016. – № 6. – С. 43–53.
174. Тарасова Е.Н., Мамонтов А.А., Мамонтова Е.А. Факторы, определяющие современный гидрохимический режим Иркутского водохранилища // Вода: химия и экология. – 2015. – № 7 (85). – С. 10–17.
175. Тарасова Е.Н., Мещерякова А.И. Современное состояние гидрохимического режима озера Байкал. – Новосибирск: Наука, 1992. – 144 с.
176. Таскин А.П., Митрофанов Г.Л., Никольский Ф.В. Тектоника юга Восточной Сибири (объяснительная записка к тектонической карте юга Восточной Сибири масштаба 1:1 500 000). – Иркутск, 1987.
177. Таусон В.Л., Гелетий В.Ф., Меньшиков В.И. Уровни содержания, характер распределения и формы нахождения ртути как индикаторы источников ртутного загрязнения природной среды // Химия в интересах устойчивого развития. – 1995. – № 3. – С.151–159.
178. Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.
179. Усть-Илимское водохранилище. Подземные воды и инженерная геология / Под. ред. Одинцов М.М. – Новосибирск: Наука Сибирское отделение, 1975. – 218 с.
180. Фенгел Д., Вегенер Г. Древесина. Химия, ультраструктура, реакции. – М.: Лесная промышленность, 1988. – 512 с.
181. Фоминцев М.Н., Кулешова Т.В., Бородин Ю.В. Лесосплав и экология: обзор. Информ. – М.: ВНИПИЭИлеспром, 1989. – 32 с.

182. Фрог Д.Б. Экологическая безопасность и обеспечение нормированного сброса сточных вод Усть-Илимского лесопромышленного комплекса в р. Ангара: автореф. дис. ... канд. тех. наук. – Москва, 2011. – 27 с.
183. Хаустов А.П. Геохимические барьеры как форма самоорганизации естественных геосистем // Вестник РУДН. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2017. – Т. 25. – № 3. – С. 396–413.
184. Хендерсон–Селлерс Б., Маркленд Х. Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 279 с.
185. Холодова М.С., Пастухов М.В., Полетаева В.И. Особенности минерально-вещественного состава твердофазных выпадений снегового покрова территории г. Свирска // Известия Сибирского отделения Секции наук о Земле Российской академии естественных наук. Геология, поиски и разведка рудных месторождений. Изд-во ИРНИТУ. – 2016. – № 4 (57). – С. 121–130.
186. Чарушин Г.В. Тектоническая трещиноватость слабо дислоцированных осадочных пород юго-востока Иркутского амфитеатра // Бюл. МОИП. Отд. геол. – 1957. – Т. 32. – Вып. 3. – С. 117–135.
187. Чеботарев Г.Н., Моисеенко Т.И., Бородач М.В., Гладун Е.Ф., Кремлева Т.А. Эколого-правовые аспекты природопользования // Вестник Тюменского государственного университета. – 2012. – № 12. – С. 227–237.
188. Чудненко К.В. Теория и программное обеспечение метода минимизации термодинамических потенциалов для решения геохимических задач: автореф. дис. ... докт. геол. мин. наук. – Иркутск, 2007. – 54 с.
189. Шевелева Н.Г., Пастухов М.В., Зайцева Е.П., Полетаева В.И. Сообщество зоопланктона верхнего участка Богучанского водохранилища в период его заполнения // География и природные ресурсы. – 2016. – № 6. – С. 81–85.
190. Шевелева Н.Г., Поповская Г.И., Пастухов М.В., Алиева (Полетаева) В.И. Оценка современного состояния зоопланктона заливов Братского водохранилища // Бюллетень МОИП, Отд. биол. – 2012. – Т. 117. – № 4. – С. 37–47.
191. Шенькман Б.В. Изменение гидрогеологической ситуации в долине р. Ангара в связи с регулированием стока / Проблемы охраны геологической среды на примере Восточной Сибири. – Новосибирск: ВО «Наука», 1993. – С. 103–117.
192. Шишкина О.В. Геохимия морских и океанических иловых вод. – М.: Наука, 1972. – 228 с.
193. Шпейзер Г.М., Дедова Л.И., Дюберг В.М. и др. Водноэкологический мониторинг и качество вод реки Ангара // Материалы 1-го научно-методического семинара «Состояние р.

Ангары и пути управления использованием ресурсов и их качеством». Второе издание. Московский общественный научный фонд. – 2000. – С. 49–64.

194. Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. – М.: ГЕОС, 1998. – 277 с.

195. Эпов В.Н., Эпова Е.Н., Сутурин А.Н. Семенов А.Р. Метод масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой в применении к элементному анализу байкальской воды. часть 2. глубинное распределение элементов // Аналитика и контроль. – 2000. – Т. 4. – С. 347–351.

196. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Геохимические индикаторы литогенеза (литологическая геохимия). – Сыктывкар: Геопринт, 2011. – 742 с.

197. Янченко Н.А., Яскина О.Л. Особенности химического состава снежного покрова и атмосферных осадков в городе Братске // Известия Томского политехнического университета. – 2014. – Т. 324. – № 3. – С. 27–35.

198. Янченко Н.И., Королёва Г.П., Ланько А.В., Акимова М.С. Поступление тяжелых металлов, сульфат-ионов и ионов фтора со снеговой водой в Братское водохранилище // ВЕСТНИК ИрГТУ. – 2010. – №7 (47). – С. 57–62.

199. Янчук М.С., Воробьева И.Б., Власова Н.В. Геоэкологическая оценка состояния снега и льда на южном побережье озера Байкал // Вестник ВГУ. Серия: География. Геоэкология. – 2021. – № 3. – С. 59–68.

200. Adimalla N., Li P., Venkatayogi S. Hydrogeochemical Evaluation of Groundwater Quality for Drinking and Irrigation Purposes and Integrated Interpretation with Water Quality Index Studies // Environmental Processes. – 2018. – V. 5. – P. 363–383.

201. Aleksander-Kwaterczak U., Zdechlik R. Hydrogeochemical characteristics of interstitial water and overlying water in the lacustrine environment // Environmental Earth Sciences. – 2016. – V. 75. – P. 1352.

202. Alonso Castillo M.L., Sánchez Trujillo I., Vereda Alonso E., García de Torres A., Cano Pavón J.M. Bioaccessibility of heavy metals in water and sediments from a typical Mediterranean Bay (Málaga Bay, Region of Andalucía, Southern Spain) // Mar. Pollut. Bull. – 2013. – V.76. – P. 427–434.

203. Ammar R., Kazpard V., Wazne M., Samrani A.G., Nabil A., Saad Z., Chou L. Reservoir sediments: a sink or source of chemicals at the surface water-groundwater interface // Environ. Monit. Assess. – 2015. – V. 187. – P. 579.

204. An Q., Wu Y., Wang J., Li Z. Assessment of dissolved heavy metal in the Yangtze River estuary and its adjacent sea, China // Environ. Monit. Assess. – 2010. – V. 164(1-4). – P. 173–187.

205. Arimoro F.O., Ikomi R.B., Osalor E.C. The Impact of Sawmill Wood Wastes on the Water Quality and Fish Communities of Benin River, Niger Delta Area, Nigeria // World Journal of Zoology. – 2006. – V. 1 (2). P. 94–102.

206. Assessment of heavy metals in the Arctic. – AMAP, Oslo, 2005. – 265 pp.
207. Bahir M., Ouazar D., Ouhamdouch S. Dam effect on groundwater characteristics from area under semi-arid climate: case of the Zerrar dam within Essaouira basin (Morocco) // *Carbonates Evaporites*. – 2019. – V. 34. – P. 709–720.
208. Bai H., Jiang Z., He M., Ye B., Wei S. Relating Cd²⁺ binding by humic acids to molecular weight: A modeling and spectroscopic study // *Journal of Environmental Sciences (China)*. – 2018. – V. 70. – P. 154–165.
209. Baran A., Mierzwa-Hersztek M., Gondek K., Tarnawski M., Szara M., Gorczyca O., Koniarz T. The influence of the quantity and quality of sediment organic matter on the potential mobility and toxicity of trace elements in bottom sediment // *Environ. Geochem. Health*. – 2019. – V. 41. – P. 2893–2910.
210. Baran A., Tarnawski M. Assessment of heavy metals mobility and toxicity in contaminated sediments by sequential extraction and a battery of bioassays // *Ecotoxicology*. – 2015. – V. 24(6). – P. 1279–1293.
211. Barbour M.T., Gerritsen J., Griffith G.E., Frydenborg R., McCarron E., White, J.S., Bastian M.L. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates // *Journal of the North American Benthological Society*. – 1996. – V. 15. – P. 185–211.
212. Belogolova G.A., Baenguev B.A., Gordeeva O.N., Sokolova M.G., Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Vaishlya O.B. Rhizobacteria effect on bioaccumulation and biotransformation of arsenic and heavy metal compounds in the technogenous soils // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. – 2019. – V. 381. – P. 012007.
213. Benhaddya M.L., Halis Y., Lahcini A. Concentration, Distribution, and Potential Aquatic Risk Assessment of Metals in Water from Chott Merouane (Ramsar Site), Algeria // *Archives Environmental Contamination and Toxicology*. – 2019. – V. 77. – P. 127–143.
214. Berner E.K., Berner R.A. *Global Environmental: Water, Air and Geochemical Cycles*. – Prentice-Hall, 1996. – 376 p.
215. Berner R.A. *Early Diagenesis: A theoretical approach*. – Princeton University Press, Princeton, 1980. – 241 p.
216. Bode R.W., Novak M.A., Abele L.E. *Biological Stream Testing*. – NYS Department of Environmental Conservation, 1997. – 11 p.
217. Boening D.W. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review // *Chemosphere*. – 2000. – V. 40. – P. 1335–1351.
218. Bryant L.D., Hsu-Kim H., Gantzer P.A., Little J.C. Solving the problem at the source: controlling Mn release at the sediment-water interface via hypolimnetic oxygenation // *Water Resource*. – 2011. – Vol. 45. – № 19. – P. 6381–6392.

219. Burdige B.J. The biogeochemistry of manganese and iron reduction in marine sediments // *Earth Science Review*. – 1993. – Vol. 35. – P. 249–284.
220. Caballero-Gallardo K., Alcalá-Orozco M., Barraza-Quiroz D., De la Rosa J., Olivero-Verbel J. Environmental risks associated with trace elements in sediments from Cartagena Bay, an industrialized site at the Caribbean // *Chemosphere*. – 2020. – V. 242. – P. 125173.
221. Chalov S., Thorslund J., Kasimov N.S., Nittrouer J., Iliyecheva E., Pietron J., Shinkareva G., Lychagin M., Aybullatov D., Kositsky A., Tarasov M., Akhtman Y., Garmaev E., Karthe D., Jarsjö J. The Selenga River delta: a geochemical barrier protecting Lake Baikal waters // *Regional Environmental Change*. – 2016. – V. 17. – Is. 7. – P. 2039–2053.
222. Chang L.W., Magos L., Suzuki T. *Toxicology of metals*. – Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. – 1198 pp.
223. Chen J., Wang F., Xia X., Zhang L. Major element chemistry of the Changjiang (Yangtze River) // *Chemical Geology*. – 2002. – V. 187. – P. 231–255.
224. Chuparina, E. V., Poletaeva, V. I., Pastukhov, M. V. Metals Ti, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn and Pb in Aquatic Plants of Man-made Water Reservoir, Eastern Siberia, Russia: Tracking of Environment Pollution // *Pollution*. – 2023. – V. 9. – № 1. – P. 23-38.
225. Ciesielski T.M., Pastukhov M.V., Leeves S.A., Farkas J., Lierhagen S., Poletaeva V.I., Jenssen B.M. Differential bioaccumulation of potentially toxic elements in benthic and pelagic food chains in Lake Baikal // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2016. – V. 23. – P. 15593–15604.
226. Dams and development. A new framework for decision-making. The report of World Commission on Dams. – London: Earthscan Publications Ltd, 2000. – 448 pp.
227. Das B.K., Kaur P. Major ion chemistry of Renuka lake and weathering processes, Sirmour district, Himachal Pradesh, India // *Journal of Environmental Geology*. – 2001. – V. 40. – P. 908–917.
228. Demina L.L., Budko D.F., Novigatsky A.N., Alexceeva T.N., Kochenkova A.I. Occurrence Forms of Heavy Metals in the Bottom Sediments of the White Sea. / In: *Sedimentation Processes in the White Sea. The Handbook of Environmental Chemistry*. – Springer, Cham, 2018. – V. 82. – p. 246–270.
229. Dević, G. *Environmental Impacts of Reservoirs* / Armon R., Hänninen O. *Environmental Indicators*. – Springer, Dordrecht, 2015. – P. 561–575.
230. Dippong T., Mihali C., Hoaghia M.-A., Cical E., Cosma A. Chemical modeling of groundwater quality in the aquifer of seini town – someș plain, northwestern Romania // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2019. – V. 168. – P. 88–101.

231. Dung T.T.T., Cappuyns V., Swennen R., Phung N. From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils // *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* – 2013. – V. 12. – P. 335–353.
232. Fiket Ž., Fiket T., Ivanić M., Mikac N., Kniewald G. Pore water geochemistry and diagenesis of estuary sediments—an example of the Zrmanja River estuary (Adriatic coast, Croatia) // *Journal of Soils and Sediments.* – 2019. – V. 19. – P. 2048–2060.
233. Fisher R.S., Mullican W.F. Hydrochemical evolution of sodium–sulfate and sodium–chloride groundwater beneath the Northern Chihuahuan Desert, Trans-Pecos, Texas, USA // *Hydrogeology Journal.* – 1997. – V. 5. – P. 4–16.
234. Förstner U., Wittmann G.T.V. *Metal pollution in the aquatic environment*, 2nd edn. – Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg, New York, 1983. – 486 pp.
235. Fytianos K., Laurantou A. Speciation of elements in sediment samples collected at lakes Volvi and Koronia, N. Greece // *Environ. Int.* – 2004. – V. 30. – P.11–17.
236. Gaillardet J., Viers J., Dupré B. Trace Elements in River Waters. In: *Treatise on Geochemistry.* – Pergamon: Elsevier, 2003. – p. 225-272.
237. Garnero P.L., Bistoni M.A., Monferrán M.V. Trace element concentrations in six fish species from freshwater lentic environments and evaluation of possible health risks according to international standards of consumption // *Environmental Science and Pollution Research.* – 2020. – V. 27. – P. 27598–27608.
238. Garrett C.G., Vulava V.M., Callahan T.J., Jones M.L. Groundwater-surface water interactions in a lowland watershed source contribution to stream flow // *Hydrol. Process.* – 2012. – V. 26. – P. 3195–3206.
239. Gaury P.K., Meena N.K., Mahajan A.K. Hydrochemistry and water quality of Rewalsar Lake of Lesser Himalaya, Himachal Pradesh, India // *Environmental Monitoring and Assessment.* – 2018. – V. 190. – P. 1–22.
240. Ghosh S., Guchhait S.K. Hydrogeomorphic variability due to dam constructions and emerging problems: a case study of Damodar River, West Bengal, India // *Environ. Dev. Sustain.* – 2014. – V. 16. – № 3. – P. 769–796.
241. Gibbs R. J. *Mechanisms Controlling World Water Chemistry* // *Science.* – 1970. – V. 170. – № 3962. – P. 1088–1090.
242. Giri S., Singh A.K. Assessment of Surface Water Quality Using Heavy Metal Pollution Index in Subarnarekha River, India // *Water Qual. Expo. Health.* – 2014. – V. 5. – P. 173–182.
243. Godson P.S., Magesh N.S., Peter T.S., Chandrasekar N., Krishnakumar S., Vincent S.G.T. A baseline study on the concentration of trace elements in the surface sediments off Southwest coast of Tamil Nadu, India // *Marine Pollution Bulletin.* – 2018. – V. 126. – P. 381–388.

244. Gorme J.B., Maniquiz M.C., Song P., Kim L.-H. The water quality of the Pasig River in the City of Manila, Philippines: current status, management and future recovery // *Environ. Eng. Res.* – 2010. – V. 15. – № 3. – P. 173–179.
245. Guea A., Grasby S.E., Mayera B. Influence of saline groundwater discharge on river water chemistry in the Athabasca oil sands region – A chloride stable isotope and mass balance approach // *Applied Geochemistry.* – 2018. – V. 89. – P. 75–85.
246. Gunawardana C., Goonetilleke A., Egodawatta P., Dawes L., Kokot S. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition // *Chemosphere.* – 2012. – V. 87. – № 2. – P. 163–170.
247. Gutareva O.S., Kozyreva E.A., Trzhtsinsky Y.B. Karst under natural and technogenically modified conditions in southern East Siberia // *Geography and natural resources.* – 2009. – V. 30. – № 1. – P. 40–46.
248. Hahn J. Impacts of dam draining on the mobility of heavy metals and arsenic in water and basin bottom sediments of three studied dams in Germany // *Science of the Total Environment.* – 2018. – V. 640. – P. 1072–1081.
249. Håkanson L. Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control – A Sedimentological Approach // *Water Research.* – 1980. – V. 14. – №8. – P. 975–1001.
250. Haque M.M., Niloy N.M., Nayna O.K., Fatema K.J., Quraishi S.B., Park J.-H., Kim K.-W., Tareq S.M. Variability of water quality and metal pollution index in the Ganges River, Bangladesh // *Environmental Science and Pollution Research.* – 2020. – V. 27. – Is. 34. – P. 42582–42599.
251. Helgeson H.C., Kirkham D.H., Flowers G.C. Theoretical prediction of the thermodynamic behaviour of aqueous electrolytes at high pressures and temperatures: IV. Calculation of activity coefficients, osmotic coefficients, and apparent molal and standard and relative partial molal properties to 600 C and 5 kb // *American Journal of Science* – 1981. – V.281. – P. 1249-1516.
252. Huang Z., Liu C., Zhao X., Dong J., Zheng B. Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China // *Environmental Sciences Europe.* – 2020. – V. 32. – Is. 1. – № 23.
253. Hussain J., Dubey A., Hussain I., Arif M., Shankar A. Surface water quality assessment with reference to trace metals in River Mahanadi and its tributaries, India // *Applied Water Science.* – 2020. – V. 10. – P. 193.
254. Hutton M., Symon C. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U.K. environment from human activities // *Science of The Total Environment.* – 1986. – V. 57. – P. 129–150.
255. Ingri J., Widerlund A., Suteerasak T., Bauer S., Sten-Åke Elming. Changes in trace metal sedimentation during freshening of a coastal basin // *Marine Chemistry.* – 2014. – V. 167. – P. 2–12.

256. Jaguś A., Khak V.A., Rzetala M.A., Mariusz R. Trace Elements in the Bottom Sediments of the Irkutsk Reservoir // *Ecological Chemistry and Engineering A.* – 2012. – V. 19. – P. 939–950.
257. Jaguś A., Rzetala M.A., Rzetala M. Water storage possibilities in Lake Baikal and in reservoirs impounded by the dams of the Angara River cascade // *Environ. Earth Sci.* – 2015. – V. 73. – P. 621–628.
258. Jain C.K. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India // *Water Research.* – 2004. – V. 38. – Is. 3. – P. 569–578.
259. Jeong H., Choi J.Y., Lim J., Shim W.J., Kim Y.O., Ra K. Characterization of the contribution of road deposited sediments to the contamination of the close marine environment with trace metals: Case of the port city of Busan (South Korea) // *Marine Pollution Bulletin.* – 2020. – V. 161(Pt A). – P. 111717.
260. Jewett S.C., Zhang X., Sathy Naidu A., Kelley J.J., Dasher D., Duffy L.K. Comparison of mercury and methylmercury in northern pike and Arctic grayling from western Alaska rivers // *Chemosphere.* – 2003. – V. 50. – № 3. – P. 383–392.
261. Jiang Z., Liu B., Liu H., Yang J. Trace metals in Daihai Lake sediments, Inner Mongolia, China // *Environ. Earth Sci.* – 2014. – V. 71. – P. 255–266.
262. Kaczmarek H., Mazaeva O.A., Kozyreva E.A., Babicheva V.A., Tyszkowski S., Rybchenko A.A., Brykała D., Bartczak A., Słowiński M. Impact of large water level fluctuations on geomorphological processes and their interactions in the shore zone of a dam reservoir // *Journal of Great Lakes Research.* – 2016. – V. 42. – № 5. – P. 926–941.
263. Kalaivani T.R., Dheenadayalan M.S. Seasonal fluctuation of Heavy Metal Pollution in Surface water // *International Research Journal of Environment Sciences.* – 2013. – V. 2. – № 12. – P. 66–73.
264. Kamani H., Hosseini A., Mohebi S. Evaluation of water quality of Chahnimeh as natural reservoirs from Sistan region in southwestern Iran: A Monte Carlo simulation and Sobol sensitivity assessment // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2023. – V. 30. – P. 65618–65630.
265. Karnaukhova G.A., Shtel'makh S.I. Geochemical heterogeneities of lithosphere and hydrosphere in the Irkutsk Reservoir as the indicator of the geo-ecological state // *Limnology and Freshwater Biology.* – 2020. – № 4. – P. 849–850.
266. Khadka U.R., Ramanathan A.L. Major ion composition and seasonal variation in the Lesser Himalayan lake: Case of Begnas Lake of the Pokhara Valley, Nepal // *Arabian Journal of Geosciences.* – 2013. – V. 6. – Is. 11. – P. 4191–4206.
267. Khodzher T.V., Domysheva V.M., Sorokovikova L.M., Sakirko M.V., Tomberg I.V. Current chemical composition of Lake Baikal water // *Inland Waters.* – 2017. – V. 7. – P. 250–258.

268. Kholodova M.S., Poletaeva V.I., Pastukhov M.V. Features of the microelement composition of the liquid phase in snow cover from the towns of Usolye-Sibirskoe and Svirsk // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. – 2019. – V. 381. – P. 012041.
269. Kowalska J.B., Mazurek R., Gasiorek M., Zaleski T. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review // *Environ. Geochem. Health*. – 2018. – V. 40. – P. 2395–2420.
270. Krivtsov V., Sigeo D.C. Importance of biological and abiotic factors for geochemical cycling in a freshwater eutrophic lake // *Biogeochemistry*. – 2005. – V. 74. – № 2. – P. 205–230.
271. Kumar P., Kumar P. Removal of cadmium (Cd-II) from aqueous solution using gas industry-based adsorbent // *SN Appl Sci*. – 2019. – V. 1. – № 365. – P. 1–8.
272. Kumar P., Meena N.K., Diwate P., Mahajan A.K., Bhushan R. The heavy metal contamination history during ca 1839–2003 AD from Renuka Lake of Lesser Himalaya, Himachal Pradesh, India // *Environ. Earth Sci*. – 2019. – V. 78. – P. 549.
273. Leleyter L., Probst J.-L. A New Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Elements in River Sediments // *Int. J. Environ. Anal. Chem*. – 1999. – V. 73. – P. 109–128.
274. Lesven L., Lourino-Cabana B., Billon G., Recourt P., Ouddane B., Mikkelsen O., Boughriet A. On metal diagenesis in contaminated sediments of the Deûle river (northern France) // *Applied Geochemistry*. – 2010. – V. 25. – P. 1361–1373.
275. Li N., Huang T., Mao X., Zhang H., Li K., Wen G., Lv X., Deng L. Controlling reduced iron and manganese in a drinking water reservoir by hypolimnetic aeration and artificial destratification. // *Science Total Environmental*. – 2019. – V. 685. – P. 497–507.
276. Li S., Xu Z., Cheng X., Zhang Q. Dissolved trace elements and heavy metals in the Danjiangkou Reservoir, China // *Environ Geol*. – 2008. – V. 55. – P. 977–983.
277. Li S., Ye C., Zhang Q. 11-Year change in water chemistry of large freshwater Reservoir Danjiangkou, China // *Journal of Hydrology*. – 2017. – V. 551. – P. 508–517.
278. Ligon F. K., Dietrich W. E., Trush W. J. Downstream ecological effects of dams // *Bioscience*. – 1995. – V. 45. – № 3. – P. 183–192.
279. Martínez-García J., Jaramillo-Colorado B. E., Fernández-Maestre R. Water quality of five rural Caribbean towns in Colombia // *Environmental Earth Sciences*. – 2019. – V. 78. – P. 575.
280. Matsuyama A., Yano S., Taninaka T., Kindaichi M., Sonoda I., Tada A., Akagi H. Chemical characteristics of dissolved mercury in the pore water of Minamata Bay sediments // *Marine Pollution Bulletin*. – 2018. – V. 129. – P. 503–511.

281. McCorkle D.C., Klinkhammer G.P. Porewater cadmium geochemistry and the porewater cadmium d13C relation // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 1991. – V. 55. – P. 161–168.
282. Meena N.K., Prakasam M., Bhushan R., Sarkar S., Diwate P., Banerji U. Last-five-decade heavy metal pollution records from the Rewalsar Lake, Himachal Pradesh, India // *Environ. Earth Sci.* – 2017. – V. 76. – P. 39.
283. Meybeck M. Global occurrence of major elements in rivers // *Surf. Ground Water, Weather. Soils.* – 2005. – V. 5. – P. 207–223.
284. Monferrán M.V., Garnero P., De Los Angeles Bistoni M., Anbar A.A., Gordon G.W., Wunderlin D.A. From water to edible fish. Transfer of metals and metalloids in the San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). Implications associated with fish consumption // *Ecological Indicators.* – 2016. – V. 63. – P. 48–60.
285. Moore W.S. The effect of submarine groundwater discharge on the ocean // *Annual Review of Marine Science.* – 2010. – V. 2. – P. 59–88.
286. Morse J.W. Interactions of trace metals with authigenic sulfide minerals: implications for their bioavailability // *Mar. Chem.* – 1994. – V. 46. – P. 1–6.
287. Moyo N.A.G., Rapatsa M.M. Trace Metal Contamination and Risk Assessment of an Urban River in Limpopo Province, South Africa // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 2019. – V. 102. – P. 492–497.
288. Mucci A., Richard L.-F., Lucotte M., Guignard C. The differential geochemical behaviour of arsenic and phosphorus in the water column and the sediments of the Saguenay Fjord Estuary, Canada // *Aquat. Geochem.* – 2000. – V. 6. – P. 293–324.
289. Muhammad S., Ullah I. Spatial and seasonal variation of water quality indices in Gomal Zam Dam and its tributaries of south Waziristan District, Pakistan // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2022. – V. 29. – P. 29141–29151.
290. N'Guessan Y., Probst J., Bur T., Probst A. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? // *Sci. Total Environ.* – 2009. – V. 407. – P. 2939–2952.
291. Nakayama K., Wagatsuma K. Glass Bead Sample Preparation for XRF / Mayers R.A., Ed. John Wiley and Sons. *Encyclopedia of Analytical Chemistry.* – Hoboken, NJ, USA, 2017. – P. 1–19.
292. Ngo H.T.T., Tran L.A.T., Nguyen D.Q., Nguyen T.T.H., Le T.T., Gao Y. Metal Pollution and Bioaccumulation in the Nhue-Day River Basin, Vietnam: Potential Ecological and Human Health Risks // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* – 2021. – V. 18. – № 24. – P. 13425.
293. Obhodaš J., Valković V. Contamination of the coastal sea sediments by heavy metals // *Applied Radiation and Isotopes.* – 2010. – V. 68(4–5). – P. 807–811.

294. Ochoa-Contreras R., Jara-Marini M.E., Sanchez-Cabeza J.A., Meza-Figueroa D.M., Pérez-Bernal L.H., Ruiz-Fernández A.C. Anthropogenic and climate induced trace element contamination in a water reservoir in northwestern Mexico // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* – 2021. V. 28. – № 13. – P. 16895–16912.
295. Okogwu O.I., Godwin N.N., Okoh F.A. Evaluating Heavy Metals Pollution and Exposure Risk Through the Consumption of Four Commercially Important Fish Species and Water from Cross River Ecosystem, Nigeria // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* – 2019. – V. 102. – P. 867–872.
296. Ongley E.D., Zhang X., Yu T. Current status of agricultural and rural non-point source Pollution assessment in China // *Environmental Pollution.* – 2010. – V. 158. – P. 1159-1168.
297. Pastukhov M.V., Poletaeva V.I., Tirsikh E.N. Long-term dynamics of mercury pollution of the Bratsk reservoir bottom sediments, Baikal region, Russia // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science.* – 2019. – V. 321. – P. 012041.
298. Pavoni E., Crosera M., Petranich E., Faganeli J., Klun K., Oliveri P., Covelli S., Adami G. Distribution, Mobility and Fate of Trace Elements in an Estuarine System Under Anthropogenic Pressure: the Case of the Karstic Timavo River (Northern Adriatic Sea, Italy) // *Estuaries and Coasts.* – 2021. – V. 44. – P. 1831–1847.
299. Pierrot D., Millero F.J. The Speciation of Metals in Natural Waters // *Aquatic Geochemistry.* – 2017. – V. 23. – P. 1–20.
300. Plant J.A., Raiswell R. Principles of environmental geochemistry. Applied environmental geochemistry / Ed. I. Thornton. – London: Academic Press, 1983. – P. 1–39.
301. Pogodaeva T.V., Lopatina I.N., Khlystov O.M., Egorov A.V., Zemskaya, T.I. Background composition of pore waters in Lake Baikal bottom sediments // *Journal of Great Lakes Research.* – 2017. – V. 43. – P. 1030–1043.
302. Pokrovsky O.S., Schott J., Dupre B. Trace element fractionation and transport in boreal rivers and soil porewaters of permafrost-dominated basaltic terrain in Central Siberia // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 2006. – V. 70. – P. 3239–3260.
303. Poletaeva V.I., Pastukhov M.V., Dolgikh P.G. Geochemical characteristics of microelement distribution in surface sediments of Ust-Ilimsk Reservoir // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science.* – 2019. – V. 321. – P. 012042.
304. Prygiel E., Billon G., François A., Dumoulin D., Chaumot A., Geffard O., Criquet J., Prygiel J. Active biomonitoring for assessing effects of metal polluted sediment resuspension on gammarid amphipods during fluvial traffic // *Environmental Pollution.* – 2016. – V. 218. – P. 129–139.

305. Przybylska J., Kaleta J., Kozłowski R. Impact of Cedzyna Reservoir on Selected Physicochemical Parameters of River Water Quality (Swietokrzyskie Mountains, Poland) // *Chem. Didact. Ecol. Metrol.* – 2019. – V. 24. – P. 117–125.
306. Rahman M.S., Akther S., Ahmed A.S., Saha N., Rahman L.S., Ahmed Md.K., Arai T., Idris A. M. Distribution and source apportionment of toxic and trace elements in some benthic and pelagic coastal fish species in Karnaphuli River Estuary, Bangladesh: Risk to human health // *Marine Pollution Bulletin.* – 2022. – V. 183. – P. 114044.
307. Rajaei G., Mansouri B., Jahantigh H., Hamidian A.H. Metal concentrations in the water of Chah Nimeh reservoirs in Zabol, Iran // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 2012. – V. 89. – P. 495–500.
308. Rashid I., Romshoo S.A. Impact of anthropogenic activities on water quality of Lidder River in Kashmir Himalayas // *Environmental Monitoring and Assessment.* – 2013. – V. 185. – P. 4705–4719.
309. Reid R.C., Prausnitz J.M., Sherwood T.K. *The properties of gases and liquids.* – McGraw-Hill, New York, 1977.
310. Richard L., Helgeson H.C. Calculation of the thermodynamic properties at elevated temperatures and pressures of saturated and aromatic high molecular weight solid and liquid hydrocarbons in kerogen, bitumen, petroleum, and other organic matter of biogeochemical interest // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* – 1988. – V. 62. – P. 3591–3636.
311. Rolón E., Avigliano E., Rosso J.J., Tripodi P., Bavio M., Bidone C., Volpedo A.V. Metals and metalloids in a first order stream of the Atlantic rainforest: abiotic matrices, bioaccumulation in fishes and human health risk assessment // *J. Trace Elem. Med. Biol.* – 2021. – V. 68. – P. 126866.
312. Rosenthal Y., Lam P., A Boyle E., Thomson J. Authigenic cadmium enrichments in suboxic sediments: Precipitation and postdepositional mobility // *Earth and Planetary Science Letters.* – 1995. – V. 132. – Is. 1–4. – P. 99–111.
313. Rozanov A.G., Chechko V.A., Kokryatskaya N.M. The redox profile of the bottom sediments in the Ob River's mouth area // *Oceanology.* – 2010. – V. 50. – № 5. – P. 806–8017.
314. Rzetala M., Babicheva V.A., Rzetala, M.A. Composition and physico-chemical properties of bottom sediments in the southern part of the Bratsk Reservoir (Russia) // *Scientific Reports.* – 2019. – V. 9. – P. 12790.
315. Sacdal R., Montano Ma. P., Espino M.P. Heavy metals in surface waters of Laguna de Bay, Philippines: current levels and trends // *Limnology.* – 2022. – V. 23. – P. 253–264.
316. Samiullah Yu. *Prediction of the environmental fate of chemicals.* – London: Elsevier Science Publishers LTD, 1990. – 271 pp.

317. Savichev O.G., Matveenko I.A. Evaluation of chemical composition changes of surface water in Boguchan Reservoir (Siberia, Russia) // *Hydrological Sciences Journal*. – 2013. – V. 58. – № 3. – P. 706–715.
318. Schulz H.D. Quantification of early diagenesis: Dissolved constituents in marine pore water in *Marine Geochemistry* / Eds. Schulz H.D., Zabel M. – Springer, Berlin, 2006. – P. 73–124.
319. Sethurajan M., Huguenot D., Lens P.N.L., Horn H.A., Figueiredo L.H.A., van Hullebusch E.D. Fractionation and leachability of heavy metals from aged and recent Zn metallurgical leach residues from the Três Marias zinc plant (Minas Gerais, Brazil) // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2016. – V. 23. – P. 7504–7516.
320. Silow E.A. Lake Baikal: Current Environmental Problems. / *Encyclopedia of Environmental Management*. – Taylor and Francis, New York, 2014. – P. 1–9.
321. Singh S., Kumar M. Heavy metal load of soil, water and vegetables in peri-urban Delhi // *Environ. Monit. Assess.* – 2006. – V. 120. – P. 79–91.
322. Sippula O., Hokkinen J., Puustinen H., Yli-Pirilä P., Jokiniemi J. Comparison of particle emissions from small heavy fuel oil and wood-fired boilers // *Atmospheric Environment*. – 2009. – V. 43. – № 32. – P. 4855–4864.
323. Sklyarov E.V., Sklyarova O.A., Lavrenchuk A.V., Menshagin Y. Natural pollutants of Northern Lake Baikal // *Environmental Earth Sciences*. – 2015. – V. 74. – P. 2143–2155.
324. Smith V.H., Joye S.B., Howarth R.W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems // *Limnology and Oceanography*. – 2006. – V. 51. – P. 351–355.
325. Soltero R.A., Wright J.C., Horpestad A.A. Effects of impoundment on the water quality of the Bighorn river // *Water Research*. – 1973. – V. 7. – № 3. – P. 343–354.
326. Soroldoni S., Castro Í.B., Abreu F., Duarte F.A., Choueri R.B., Möller O.O.Jr., Fillmann G., Pinho G.L.L. Antifouling paint particles: Sources, occurrence, composition and dynamics // *Water Research*. – 2018. – V. 137. – P. 47–56.
327. Subramani T., Rajmohan N., Elango L. Groundwater geochemistry and identification of hydrogeochemical processes in a hard rock region, Southern India // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2010. – V. 162. – P. 123–137.
328. Sverjensky D.A., Shock E.L., Helgeson H.C. Prediction of the thermodynamic properties of aqueous metal complexes up to 1000°C and 5 kb // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1997. – V. 61. – P. 1359–1412.
329. Swan A.R.H., Sandilands M. *Introduction to Geological Data Analysis* // Blackwell Sci. – 1996. – 446 pp.

330. Świercz A., Tomczyk-Wydrych I., Bąk Ł. Quality of Bottom Sediments of Sołtmany Lake (Masurian Lake District, Poland) in the Light of Geochemical and Ecotoxicological Criteria—Case Study // *Water*. – 2022. – V. 14. – P. 2045.
331. Taylor K.G., Boulton S. The role of grain dissolution and diagenetic mineral precipitation in the cycling of metals and phosphorus: A study of a contaminated urban freshwater sediment // *Applied Geochemistry*. – 2007. – V. 22. – P. 1344–1358.
332. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals // *Analytical Chemistry*. – 1979. – V. 51. – P. 844–851.
333. Tian Y., Wen Z., Cheng M., Xu M. Evaluating the water quality characteristics and tracing the pollutant sources in the Yellow River Basin, China // *Science of The Total Environment*. – 2022. – V. 846. – P. 157389.
334. Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R., Jeffrey D.W. Problem in the assessment of heavy metals level in estuaries and the formation of a pollution index // *Helgoländer Meeresunters.* – 1980. – V. 33. – P. 566–575.
335. Tretyakova E.I. Features of the distribution of heavy metals in components of water of varying salinity // *Chemistry for Sustainable Development*. – 2000. – № 8. – P. 429–438.
336. Ure A.M., Davidson C.M. *Chemical Speciation in the Environment*. – Blackie, Glasgow, 2001.
337. Valero A., Umbría-Salinas K., Wallner-Kersanach M., de Andrade C.F., Yabe M.J.S., Contreira-Pereira L., Wasserman J.C., Kuroshima K.N., Zhang H. Potential availability of trace metals in sediments in southeastern and southern Brazilian shipyard areas using the DGT technique and chemical extraction methods // *Sci. Total. Environ.* – 2020. – V. 710. – P. 136216.
338. Varol M. Arsenic and trace metals in a large reservoir: Seasonal and spatial variations, source identification and risk assessment for both residential and recreational users // *Chemosphere*. – 2019. – V. 228. – P. 1–8.
339. Varol M. Dissolved heavy metal concentrations of the Kralkızı, Dicle and Batman dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey // *Chemosphere*. – 2013. – V. 93. – P. 954–962.
340. Viers J., Carretier S., Auda Y., Pokrovsky O. S., Seyler P., Chabaux F., Regard V., Tolorza V., Herail G. Geochemistry of Chilean rivers within the central zone: distinguishing the impact of mining, lithology and physical weathering // *Aquatic Geochemistry*. – 2019. – V. 25. – P. 27–48.
341. Vosough A., Saedi M., Lak R. Metal fractionation and pollution risk assessment of different sediment sizes in three major southwestern rivers of Caspian Sea // *Environ. Earth Sciences*. – 2017. – V. 76. – P. 292.
342. Wang J., Feng X., Anderson C.W.N., Xing Y., Shang L. Remediation of mercury-contaminated sites – A review // *J. Hazard Mater.* – 2012. – V. 221-222. – P. 1–18

343. Wang Q., Zhang Q., Wu Y., Wang X.C. Physicochemical conditions and properties of particles in urban runoff and rivers: Implications for runoff pollution // *Chemosphere*. – 2017. – V. 173. – P. 318–325.
344. Wang S.F., Jia Y.F., Wang S.Y., Wang X., Wang H., Zhao Z.X., Liu B.Z. Fractionation of trace metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China. // *J. Environ. Sci.* – 2010. – V. 22. – № 1. – P. 23–31.
345. Wang X., Liu Lu., Zhao L., Xu H., Zhang X. Assessment of dissolved heavy metals in the Laoshan Bay, China // *Marine Pollution Bulletin*. – 2019. – V. 149. – P. 110608.
346. Wetzel R.G. *Limnology*. – Saunders College Publishing, Philadelphia, 1975. – 743 pp.
347. Wetzel R.G. *Limnology: Lakes and River Ecosystems*. – San Diego: Academic Press., 2001. – 1006 pp.
348. WHO Guidelines for drinking-water quality. – World Health Organization, Geneva, 2011.
349. Wiejaczka Ł., Prokop P., Kozłowski R., Sarkar S. Reservoir's impact on the water chemistry of the Teesta river mountain course (Darjeeling Himalaya) // *Ecological Chemistry and Engineering S.* – 2018. – V. 25. – № 1. – P. 73–88.
350. Wildi W. Environmental hazards of dams and reservoirs // *NEAR curriculum in Natural Environmental Science, Terre & Environment*. – 2010. – V. 88. – P. 187–197.
351. Wu J., Lu J., Zhang C., Zhang Y., Lin Y., Xu J. Pollution, sources, and risks of heavy metals in coastal waters of China // *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. – 2019. – V. 26. – P. 2011–2026.
352. Xia X., Chen X., Liu R., Liu H. Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China // *Journal of Hazardous Materials*. – 2011. – V. 186(2-3). – P. 2043–2050.
353. Yokokawa H. Tables of Thermodynamic Functions for Inorganic Compounds // *Journal National Chemical Laboratory for Industry*. – 1988. – V. 83. – P. 27–121.
354. Yu L., Rozemeijer J.C., van der Velde Y., van Breukelen B.M., Ouboter M., Broers H.P. Urban hydrogeology: Transport routes and mixing of water and solutes in a groundwater influenced urban lowland catchment // *Sci. Total Environ.* – 2019. – V. 678. – P. 288–300.
355. Zhang W., Ma L., Abuduwaili J., Ge Y., Issanova G., Saparov G. Hydrochemical characteristics and irrigation suitability of surface water in the Syr Darya River, Kazakhstan // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2019. – V. 191. – P. 572.
356. Zhaoyong Z., Xiaodong Y., Shengtian Y. Heavy metal pollution assessment, source identification, and health risk evaluation in Aibi Lake of northwest China // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2018. – V. 190. – № 2. – P. 69.

357. Zhou Z., Xu H., Li M. The Hydrochemical and Isotopic Evolution of the Surface Water and Groundwater for Impoundment in the Xiluodu Reservoir, Jinsha River, China // *Sustainability*. – 2020. – V. 12. – № 14. – P. 5805.

358. Zwolak A., Sarzyńska M., Szpyrka E., Stawarczyk K. Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in Vegetables: a Review // *Water Air Soil Pollut.* – 2019. – V. 230. – P. 164.

Список сокращений

БПЗ – Братская промышленная зона

БПК – биохимическое потребление кислорода

БЦБК – Байкальский целлюлозно-бумажный комбинат

ПДК – предельно-допустимая концентрация

ППП – потери при прокаливании

Сорг – органическое вещество

УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды

ХПК – химическое потребление кислорода

CF – однофакторный индекс загрязнения

NPI – комплексный индекс загрязнения Немерова

PLI – индекс нагрузки загрязнения

SD – стандартное отклонение

TDS – величина минерализации

Методы химического анализа вод и донных отложений

Измеряемый показатель	Методика	Метод, оборудование (производитель)	Диапазон измерений
Вода			
HCO ₃ ⁻	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Титриметрический	от 1 мг/л
	ГОСТ 31957-2012 (А.2) «Вода. «Методика определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов»	Титриметрический	20-50 мг/л
SO ₄ ²⁻	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Гравиметрический	от 1 мг/л
	ПНД Ф 14.1:2. 159-2000 «Методика выполнения измерений массовой концентрации сульфат-ионов в пробах природных и сточных вод турбидиметрическим методом»	Турбидиметрический, спектрофотометр СФ-46 (Ломо, Россия)	10-1000 мг/л
Cl ⁻	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Меркурометрический	от 1 мг/л
	РД 52.24.402-2011 «Методика измерений массовой концентрации хлорид-ионов в водах меркуриметрическим методом»	Меркуметрический	1-50 мг/л
	ПНД Ф 14.1:2.111-97 «Методика выполнения измерений массовой концентрации хлорид-ионов в пробах природных и очищенных сточных вод меркуриметрическим методом»	Меркуметрический	10-100 мг/л
Mg, Ca	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Mg, расчетный Ca, комплексометрический	Mg, от 0,02 мг/л Ca, от 0,4 мг/л
	ПНД Ф 14.1:2.4.137-98 «Методика выполнения измерений массовых концентраций магния, кальция и стронция в питьевых, природных и сточных водах методом атомно-абсорбционной спектроскопии»	Атомно-абсорбционный Атомно-абсорбционный, спектрометр моделей 403 (Перкин Элмер, США)	Mg, 0,04-200 мг/л Ca, 0,2-500 мг/л
Na, K	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Пламенно-фотометрический	Na, от 0,01 мг/л K, от 0,01 мг/л

Измеряемый показатель	Методика	Метод, оборудование (производитель)	Диапазон измерений
	ПНД Ф 14.1:2:4.138-98 «Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовых концентраций натрия, калия, лития, стронция в пробах питьевых, природных и сточных вод методом пламенно-эмиссионной спектрометрии»	Пламенно-эмиссионный, спектрометр ДФС-12 (Россия)	Na, 1-20000 мг/л К, 1-5000 мг/л
NO ₃ ⁻	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Колориметрический	от 0,2 мг/л
	ПНДФ 14.1:2:4.4-95 «Методика измерений массовой концентрации нитрат-ионов в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с салициловой кислотой»	Фотометрический	0,1-100 мг/л
NO ₂ ⁻	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Колориметрический	от 0,005 мг/л
	НДП 10.1:2:3.91-06 Методика измерений массовой концентрации нитрит-ионов в питьевых, природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Грисса	Фотометрический	NO ₂ ⁻ , 0,002-5,0 мг/л
NH ₄ ⁺	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Колориметрический	от 0,05 мг/л
	ПНД Ф 14:1:2.1-95 «Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера»	Фотометрический, Спектрофотометр СФ-46 (Ломо, Россия)	0,05-4,0 мг/л
Робщ (суммарная концентрация минерального и органического фосфора)	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Фотоколориметрический	от 0,01 мг/л
	ПНД Ф 14.1:2.106-97 «Методика выполнения измерений массовой концентрации фосфора общего в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом после окисления персульфатом»	Фотометрический, спектрофотометр СФ-46 (Ломо, Россия)	0,040-0,40 мг/л
Si (суммарные растворенные)	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Колориметрический	1-20 мг/л

Измеряемый показатель	Методика	Метод, оборудование (производитель)	Диапазон измерений
формы кремния – силикаты и кремниевая кислота)	НДП 10.1:2:3.100-08 «Методика выполнения измерений массовой концентрации растворенных форм кремния в питьевых, природных и сточных водах фотометрическим методом в виде синей формы молибдокремниевой кислоты	Фотометрический, спектрофотометр СФ-46 (Ломо, Россия)	0,05-50 мг/л
О ₂ , БПК	Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Изд-во «Химия», 1971. – 376 с.	Йодометрическое определение по Винклеру	от 0,05 мг/л
	ПНД Ф 14.1:3:3.101-97 «Методика измерений массовой концентрации растворенного кислорода в пробах природных и сточных вод йодометрическим методом»	Йодометрический	1-15 мг/л
ХПК	ГОСТ 31859-2012 «Метод определения химического потребления кислорода»	Фотометрический	10-800 мгО/л
Фенолы	ПНД Ф 14.1:2:4.182-02 «Методика выполнения измерений массовой концентрации фенолов (общих и летучих) в пробах питьевых, природных и сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02»»	Флуориметрический, Флюорат-02 (Россия)	0,0005-25 мг/л
Нефте-продукты	ПНД Ф 14.1:2:4.128-98 «Методика измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах природных, питьевых, сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02»»	Флуориметрический, Флюорат-02 (Россия)	0,005-50 мг/л
Донные отложения			
Cu Zn Ni Fe Mn	НСАМ №155-ХС «Методика количественного химического анализа часть 1. Определением меди, цинка кадмия, висмута, сурьмы, свинца, кобальта, никеля, железа и марганца в горных породах, рудном и не рудном минеральном сырье, продуктах его переработки, отходах, объектах окружающей среды, атомно-абсорбционным методом»	Атомно-абсорбционный, атомно-абсорбционные спектрометры моделей 403, 503 (Перкин Элмер, США)	0,00050-0,020 % 0,0005-20,0 % 0,005-10,0% 2,00-5,00% 0,05-0,20%

Измеряемый показатель	Методика	Метод, оборудование (производитель)	Диапазон измерений
Pb Cd Cr	НСАМ №450-С «Методика определения макроколичеств бериллия, талия, свинца, висмута, кадмия, меди, марганца, кобальта, никеля, хрома атомно-абсорбционным методом с электротермической авторизации пробы в природных объектах»	Атомно-абсорбционный, атомно-абсорбционные спектрометры моделей 403, 503 (Перкин Элмер, США)	0,0010-0,0049 % 0,000010-0,00049 % 0,0050-0,0099 %
Al	НСАМ №172-С "Методика количественного химического анализа. Определение кремния, титана, алюминия, железа, кальция, магния, марганца в горных породах, рудном и не рудном минеральном сырье, объектах окружающей среды, пламенно-абсорбционным методом"	Атомно-абсорбционный, атомно-абсорбционные спектрометры моделей 403, 503 (Перкин Элмер, США)	5,0-10,0 %
As	ПНД Ф 16.1:2.2:3.17-98 «Методика выполнения измерений массовой доли (валового содержания) мышьяка и сурьмы в твердых сыпучих материалах атомно-абсорбционным методом с предварительной генерацией гидридов»	Атомно-абсорбционный, атомно-абсорбционный спектрометр Analyst 800	0,2-20 %
Na ₂ O MgO Al ₂ O ₃ SiO ₂ K ₂ O CaO TiO ₂ MnO Fe ₂ O ₃ P ₂ O ₅ S Sr Zr Ba	ФР.1.34.2010.07097 (СТП ИГХ-003 -97) «Методика выполнения измерений массовой доли серы, бария, стронция, циркония и оксидов натрия, магния, алюминия, кремния, фосфора, калия, кальция, титана, марганца, железа рентгенофлуоресцентным методом»	Рентгено-флуоресцентный, сканирующий рентгено-флуоресцентный спектрометр S4 Pioneer (Bruker AXS)	0,5-5,0 % 0,1-20,0 % 0,1-20,0 % 15,0-90,0 % 0,5-5,0 % 0,1-40,0% 0,2-2,5 % 0,1-2,0 % 0,1-20,0% 0,01-0,5% 0,02-0,5% 0,005-0,15% 0,002-0,05% 0,015-0,5%
V	ФР.1.31.2010.07761 (СТП ИГХ-022-2010). "Методика определения массовой доли ванадия, хрома, никеля, кобальта, меди, цинка, свинца в горных породах, почвах, илах и донных отложениях рентгено-флуоресцентным методом"	Рентгено-флуоресцентный, сканирующий рентгено-флуоресцентный спектрометр S4 Pioneer (Bruker AXS)	0,0010-0,027%
Сорг	ГОСТ 26213 «Почвы. Методы определения органического вещества»	Гравиметрический метод	

ПРИЛОЖЕНИЕ 2

Концентрации микроэлементов (мкг/л) и их статистические параметры на опорных станциях верхней части Братского водохранилища

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана
		по верхней части													
Mn															
Г. Свирск*	п	6,7	1,1	10,3	5,8	18,2	6,2	5,6	1,1	18,2	7,7	12,7	30,2	6,7	4,8
	д	-	1,0	-	4,4	48,1	4,9	-	1,0	48,1	14,6				
О. Конный	п	11,5	0,8	-	4,4	17,7	14,5	184,9	0,8	184,9	39,0				
	д	-	0,6	-	3,5	59,9	13,5	193,0	0,6	193,0	54,1				
Д. Середкино	п	8,8	0,9	-	4,6	14,6	2,9	3,1	0,9	14,6	5,8				
	д	-	0,9	-	-	-	3,8	-	0,9	3,8	2,4				
Д. Быково	п	0,8	1,4	10,9	2,8	13,8	1,0	5,5	0,8	13,8	5,2				
	д	6,5	7,1	-	5,9	30,8	3,8	-	3,8	30,8	10,8				
Вход в зал. Оса	п	-	0,8	-	4,4	6,7	2,6	2,0	0,8	6,7	3,3				
	д	-	1,9	-	6,7	40,4	1,84	-	1,8	40,4	12,7				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,4	7,6	1,8	-	2,1	4,0	0,4	7,6	3,2				
	д	-	-	-	11,5	-	3,3	-	3,3	11,5	7,4				
Вход в зал. Унга	п	-	1,2	-	2,1	5,8	1,5	1,5	1,2	5,8	2,4				
	д	-	2,6	-	13,2	16,2	-	-	2,6	16,2	10,7				
д. Молька	п	-	2,8	7,1	1,6	6,2	2,42	1,9	1,6	7,1	3,7				
	д	-	13,2	-	7,2	13,3	-	-	7,2	13,3	11,2				
Пос. Балаганск	п	10,2	-	-	2,3	7,7	-	0,9	0,9	10,2	5,3				
	д	18,6	-	-	2,3	51,3	-	-	2,3	51,3	24,1				
Co															
Г. Свирск	п	0,09	0,22	0,42	0,05	0,24	0,82	0,04	0,04	0,82	0,27	0,30	0,38	0,03	0,17
	д		0,21	-	0,04	0,56	1,29	-	0,04	1,29	0,53				
О. Конный	п	0,12	0,21	-	0,04	0,24	0,77	0,03	0,03	0,77	0,24				
	д		0,23	-	0,04	0,78	1,06	0,03	0,03	1,06	0,43				
Д. Середкино	п	0,11	0,23	-	0,05	0,17	0,66	0,03	0,03	0,66	0,21				
	д		0,21	-	-	-	0,66	-	0,21	0,66	0,44				
Д. Быково	п	0,07	0,2	0,37	0,06	0,11	0,8	0,02	0,02	0,80	0,23				
	д	-	0,2	-	0,05	0,22	1,22	-	0,05	1,22	0,42				
Вход в залив Оса	п	-	0,2	-	0,08	0,08	1,22	0,03	0,03	1,22	0,32				

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана				
												по верхней части							
	д	-	0,21		0,05	0,25	1,04	-	0,05	1,04	0,39	5,82	6,03	5,20	4,60				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,22		0,05	-	0,62	0,03	0,03	0,62	0,23								
	д	-	-	-	0,04	-	0,7	-	0,04	0,70	0,37								
Вход в залив Унга	п	-	0,21	-	0,09	0,12	1,62	0,03	0,03	1,62	0,41								
	д	-	0,22	-	0,07	0,15	-	-	0,07	0,22	0,15								
д. Молька	п	-	0,22	0,38	0,06	0,11	1,64	0,02	0,02	1,64	0,41								
	д	-	0,23	-	0,07	0,14	-	-	0,07	0,23	0,15								
Пос. Балаганск	п	0,09	-	-	0,06	0,11	-	0,02	0,02	0,11	0,07								
	д	0,17	-	-	0,06	0,20	-	-	0,06	0,20	0,14								
Zn																			
Г. Свирск	п	4,23	6,3	5,4	1,4	11,8	9,2	1,5	1,4	11,8	5,7	5,82	6,03	5,20	4,60				
	д	-	2,7	-	2,1	-	17,1	-	2,1	17,1	7,3								
О. Конный	п	5,27	6,3	-	6,0	4,0	2,1	1,2	1,2	6,3	4,1								
	д	-	4,5	-	1,3	3,0	3,7	1,6	1,3	4,5	2,8								
Д. Середкино	п	6,32	5,7	-	1,2	0,7	10,2	0,7	0,7	10,2	4,1								
	д	-	3,9	-	-	-	12,3	-	3,9	12,3	8,1								
Д. Быково	п	2,87	8,1	24,8	14,9	0,6	6,1	0,4	0,4	24,8	8,3								
	д	6,77	5,1	-	2,3	1,5	8,7	-	1,5	8,7	4,9								
Вход в зал. Оса	п	-	6,8	-	19,5	1,9	6,9	0,4	0,4	19,5	7,1								
	д	-	3,8	-	2,3	3,6	5,2	-	2,3	5,2	3,7								
м/д зал. Унга и Оса	п	-	4,6	4,8	9,3	-	5,1	0,3	0,3	9,3	4,8								
	д	-	-	-	1,3	-	5,2	-	1,3	5,2	3,3								
Вход в зал. Унга	п	-	5,2	-	6,9	0,5	13,8	0,1	0,1	13,8	5,3								
	д	-	8,8	-	1,9	3,3	-	-	1,9	8,8	4,7								
д. Молька	п	-	6,0	5,2	14,7	0,7	12,9	0,3	0,3	14,7	6,6								
	д	-	6,0	-	2,4	2,2	-	-	2,2	6,0	3,5								
Пос. Балаганск	п	2,51	-	-	12,4	6,1	-	0,1	0,1	12,4	5,3								
	д	38,28	-	-	12,9	3,4	-	-	3,4	38,3	18,2								
Cu																			
Г. Свирск	п	1,6	3,0	1,7	1,0	0,8	0,8	0,8	0,8	3,0	1,4					1,42	1,15	2,00	1,24
	д		2,0	-	1,2	2,2	1,3	-	1,2	2,2	1,7								
О. Конный	п	1,9	1,8	-	1,6	1,2	0,8	0,8	0,8	1,9	1,3								

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана
												по верхней части			
	д	-	1,8	-	1,5	3,3	1,1	0,5	0,5	3,3	1,6	0,36	0,30	0,08	0,29
Д. Середкино	п	1,9	2,0	-	1,4	0,7	0,7	0,5	0,5	2,0	1,2				
	д	-	2,1	-	-	-	0,7	-	0,7	2,1	1,4				
Д. Быково	п	1,8	2,0	2,4	1,1	0,4	0,8	0,4	0,4	2,4	1,3				
	д	2,7	2,1	-	0,9	1,3	1,2	-	0,9	2,7	1,6				
Вход в залив Оса	п	-	2,0	-	1,5	0,5	1,2	0,5	0,5	2,0	1,1				
	д	-	2,0	-	1,1	0,9	1,0	-	0,9	2,0	1,2				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	2,1	1,4	1,5	-	0,6	0,5	0,5	2,1	1,2				
	д	-	-	-	1,2	-	0,7	-	0,7	1,2	0,9				
Вход в залив Унга	п	-	1,6	-	1,7	0,6	1,6	0,7	0,6	1,7	1,2				
	д	-	2,0	-	1,1	0,5	-	-	0,5	2,0	1,2				
д. Молька	п	-	2,0	1,8	1,9	0,4	1,6	1,3	0,4	2,0	1,5				
	д	-	2,3	-	1,6	0,6	-	-	0,6	2,3	1,5				
Пос. Балаганск	п	1,7	-	-	0,9	0,6	-	0,6	0,6	1,7	0,9				
	д	9,9	-	-	0,9	0,4	-	-	0,4	9,9	3,8				
Pb															
Г. Свирск	п	0,23	0,40	0,41	0,26	0,30	0,27	0,08	0,08	0,41	0,28	0,36	0,30	0,08	0,29
	д	-	0,29	-	0,46	0,51	0,27	-	0,27	0,51	0,38				
О. Конный	п	0,52	0,39	-	0,90	0,26	0,22	0,08	0,08	0,90	0,40				
	д	-	0,27	-	1,12	0,93	0,26	0,08	0,08	1,12	0,53				
Д. Середкино	п	0,38	0,36	-	0,62	0,11	0,29	0,04	0,04	0,62	0,30				
	д	-	0,29	-	-	-	0,44	-	0,29	0,44	0,37				
Д. Быково	п	0,08	0,30	0,63	0,38	0,29	0,75	0,03	0,03	0,75	0,35				
	д	0,37	0,42	-	0,55	0,24	1,22	-	0,24	1,22	0,56				
Вход в зал. Оса	п	-	0,34	-	0,23	0,09	0,41	0,02	0,02	0,41	0,22				
	д	-	0,27	-	0,20	0,37	0,25	-	0,20	0,37	0,27				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,31	0,25	0,25	-	0,18	0,02	0,02	0,31	0,20				
	д	-	-	-	0,40	-	0,13	-	0,13	0,40	0,27				
Вход в зал. Унга	п	-	0,47	-	0,35	0,08	1,72	0,01	0,01	1,72	0,53				
	д	-	0,55	-	0,25	0,17	-	-	0,17	0,55	0,32				
д. Молька	п	-	0,56	0,4	0,64	0,09	0,34	0,05	0,05	0,64	0,35				
	д	-	1,06	-	0,50	0,15	-	-	0,15	1,06	0,57				

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана
												по верхней части			
Пос. Балаганск	п	0,13	-	-	0,17	0,36	-	0,02	0,02	0,36	0,17				
	д	1,04	-	-	0,18	0,26	-	-	0,18	1,04	0,49				
Ti															
Г. Свирск	п	3,98	2,9	10,0	1,2	7,9	0,41	1,6	0,4	10,0	4,0	3,60	5,06	1,60	2,15
	д	-	1,6	-	1,4	24,9	0,29	-	0,3	24,9	7,0				
О. Конный	п	5,84	1,9	-	1,3	11,0	3,89	7,7	1,3	11,0	5,3				
	д	-	1,5	-	1,6	33,8	6,35	1,1	1,1	33,8	8,9				
Д. Середкино	п	4,64	3,4	-	1,1	6,8	0,17	3,5	0,2	6,8	3,3				
	д	-	2	-	-	-	0,16	-	0,2	2,0	1,1				
Д. Быково	п	2,68	3,1	3,45	1,2	3,0	0,07	2,2	0,1	3,5	2,2				
	д	4,63	2,7	-	0,9	8,6	0,17	-	0,2	8,6	3,4				
Вход в залив Оса	п	-	2,3	-	1,9	0,8	0,18	3,2	0,2	3,2	1,7				
	д	-	2,2	-	1,1	9,8	0,15	-	0,2	9,8	3,3				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	2,3	1,45	1,5	-	0,14	2,7	0,1	2,7	1,6				
	д	-	-	-	1,3	-	0,24	-	0,2	1,3	0,8				
Вход в залив Унга	п	-	2,1	-	1,8	0,6	0,1	8,9	0,1	8,9	2,7				
	д	-	2,4	-	1,6	3,5	-	-	1,6	3,5	2,5				
д. Молька	п	-	2,8	3,19	1,3	0,7	0,34	14,4	0,3	14,4	3,8				
	д	-	3,3	-	1,6	2,8	-	-	1,6	3,3	2,6				
Пос. Балаганск	п	3,05	-	-	1,3	0,6	-	9,8	0,6	9,8	3,7				
	д	5,23	-	-	1,3	4,2	-	-	1,3	5,2	3,6				
As															
Г. Свирск	п	0,16	0,05	0,50	0,17	0,37	0,22	0,40	0,05	0,50	0,27	0,28	0,14	0,27	0,27
	д	-	0,05	-	0,26	0,46	0,20	-	0,05	0,46	0,24				
О. Конный	п	0,19	0,07	-	0,27	0,34	-	0,18	0,07	0,34	0,21				
	д	-	0,06	-	0,25	0,50	-	0,33	0,06	0,50	0,29				
Д. Середкино	п	0,19	0,10	-	0,24	0,33	0,24	0,48	0,10	0,48	0,26				
	д	-	0,08	-	-	-	0,21	-	0,08	0,21	0,15				
Д. Быково	п	0,21	0,09	0,27	0,31	0,40	0,26	0,52	0,09	0,52	0,29				
	д	0,22	0,08	-	0,33	0,37	0,23	-	0,08	0,37	0,25				
Вход в зал. Оса	п	-	0,09	-	0,36	0,47	0,27	0,56	0,09	0,56	0,35				

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана
												по верхней части			
	д	-	0,07	-	0,25	0,60	0,29	-	0,07	0,60	0,30	0,80	0,35	0,80	0,80
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,15	0,14	0,26	-	0,27	0,50	0,14	0,50	0,26				
	д	-	-	-	0,28	-	0,27	-	0,27	0,28	0,28				
Вход в зал. Унга	п	-	0,10	-	0,27	0,43	0,29	0,53	0,10	0,53	0,32				
	д	-	0,07	-	0,32	0,51	-	-	0,07	0,51	0,30				
д. Молька	п	-	0,11	0,22	0,28	0,48	0,28	0,50	0,11	0,50	0,31				
	д	-	0,11	-	0,35	0,46	-	-	0,11	0,46	0,31				
Пос. Балаганск	п	0,21	-	-	0,23	0,43	-	0,47	0,21	0,47	0,34				
	д	0,24	-	-	0,27	0,54	-	-	0,24	0,54	0,35				
V															
Г. Свирск	п	0,50	0,80	2,1	0,66	0,99	0,52	0,75	0,50	2,10	0,90	0,80	0,35	0,80	0,80
	д	-	0,80	-	0,63	2,23	0,48	-	0,48	2,23	1,04				
О. Конный	п	0,82	0,70	-	0,60	1,11	0,72	0,68	0,60	1,11	0,77				
	д	-	0,70	-	0,62	2,54	0,89	0,62	0,62	2,54	1,07				
Д. Середкино	п	0,68	0,80	-	0,69	0,85	0,49	0,75	0,49	0,85	0,71				
	д	-	0,70	-	-	-	0,48	-	0,48	0,70	0,59				
Д. Быково	п	0,70	0,70	1,62	0,99	0,67	0,77	0,73	0,67	1,62	0,88				
	д	0,77	0,70	-	0,74	1,01	0,52	-	0,52	1,01	0,75				
Вход в залив Оса	п	-	0,80	-	1,45	0,66	0,78	0,95	0,66	1,45	0,93				
	д	-	0,80	-	0,69	1,16	0,76	-	0,69	1,16	0,85				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,70	1,14	0,96	-	0,8	0,96	0,70	1,14	0,91				
	д	-	-	-	0,73	-	0,65	-	0,65	0,73	0,69				
Вход в залив Унга	п	-	0,80	-	0,99	0,84	0,71	1,06	0,71	1,06	0,88				
	д	-	0,70	-	0,97	1,08	-	-	0,70	1,08	0,92				
д. Молька	п	-	0,80	1,46	0,89	0,84	0,71	0,98	0,71	1,46	0,95				
	д	-	0,80	-	0,82	1,04	-	-	0,80	1,04	0,89				
Пос. Балаганск	п	1,01	-	-	0,93	0,74	-	0,89	0,74	1,01	0,89				
	д	1,09	-	-	0,96	1,13	-	-	0,96	1,13	1,06				
Cd															
Г. Свирск	п	0,721	0,020	0,050	0,001	0,054	0,320	0,100	0,001	0,721	0,181	0,255	1,085	0,020	0,030
	д	-	0,040	-	0,008	0,240	0,270	-	0,008	0,270	0,140				
О. Конный	п	0,156	0,040	-	0,017	0,256	0,170	0,060	0,017	0,256	0,117				

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана
												по верхней части			
	д	-	0,030	-	0,009	0,691	0,110	0,130	0,009	0,691	0,194	0,55	0,51	0,50	0,50
Д. Середкино	п	0,113	0,030	-	0,016	0,030	0,480	0,030	0,016	0,480	0,117				
	д	-	0,020	-	-	-	0,430	-	0,020	0,430	0,225				
Д. Быково	п	0,064	0,010	0,030	0,020	0,107	0,610	0,030	0,010	0,610	0,124				
	д	0,223	0,040	-	0,004	0,173	0,530	-	0,004	0,530	0,194				
Вход в зал. Оса	п	-	0,020	-	<ПО	0,017	1,730	0,020	0,017	1,730	0,447				
	д	-	0,040	-	0,009	0,022	0,370	-	0,009	0,370	0,110				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,030	0,000	0,007	-	9,640	0,020	0,000	9,640	1,939				
	д	-	-	-	0,010	-	0,800	-	0,010	0,800	0,405				
Вход в зал. Унга	п	-	0,030	-	0,005	0,018	0,170	0,050	0,005	0,170	0,055				
	д	-	0,020	-	0,006	0,028	-	-	0,006	0,028	0,018				
д. Молька	п	-	0,020	0,030	0,019	0,026	0,200	0,040	0,019	0,200	0,056				
	д	-	0,020	-	0,014	0,039	-	-	0,014	0,039	0,024				
Пос. Балаганск	п	0,098	-	-	0,012	0,234	-	0,020	0,012	0,234	0,091				
	д	0,259	-	-	0,021	0,075	-	-	0,021	0,259	0,118				
Cr															
Г. Свирск	п	0,68	0,50	1,23	0,64	0,56	0,20	0,24	0,20	1,23	0,58	0,55	0,51	0,50	0,50
	д		0,70	-	0,55	1,40	0,17	-	0,17	1,40	0,71				
О. Конный	п	0,83	0,70	-	0,61	0,37	0,52	0,19	0,19	0,83	0,54				
	д		0,40	-	0,57	1,38	0,66	0,22	0,22	1,38	0,65				
Д. Середкино	п	0,72	0,60	-	0,59	0,26	0,14	0,32	0,14	0,72	0,44				
	д		0,50	-	-	-	0,19	-	0,19	0,50	0,35				
Д. Быково	п	0,76	0,70	3,24	0,50	0,13	0,11	0,14	0,11	3,24	0,80				
	д	0,74	0,70	-	0,54	0,30	0,15	-	0,15	0,74	0,49				
Вход в залив Оса	п	-	0,50	-	0,57	0,13	0,17	0,10	0,10	0,57	0,29				
	д	-	0,60	-	0,53	0,76	0,12	-	0,12	0,76	0,50				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,50	1,91	0,58	-	0,11	0,12	0,11	1,91	0,64				
	д	-		-	0,49	-	0,21	-	0,21	0,49	0,35				
Вход в залив Унга	п	-	0,70	-	0,60	0,13	0,40	0,13	0,13	0,70	0,39				
	д	-	0,50	-	0,69	0,31		-	0,31	0,69	0,50				
д. Молька	п	-	0,50	2,87	0,47	0,12	0,16	0,14	0,12	2,87	0,71				
	д	-	0,60	-	0,60	0,25	-	-	0,25	0,60	0,48				

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана
												по верхней части			
Пос. Балаганск	п	0,75	-	-	0,54	0,16	-	0,11	0,11	0,75	0,39				
	д	0,96	-	-	0,62	0,44	-	-	0,44	0,96	0,67				
Fe															
Г. Свирск	п	132,0	120,0	16,2	31,5	61,5	-	56,0	16,2	132,0	69,5	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	-	106,0	-	32,1	764,5	-	-	32,1	764,5	300,9				
О. Конный	п	181,2	107,0	11	29,1	276,4	-	27,5	11,0	276,4	105,4	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	-	106,0	-	30,0	1052,4	-	25,3	25,3	1052,4	303,4				
Д. Середкино	п	141,4	103,0	10,9	32,3	152,6	-	8,6	8,6	152,6	74,8	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	-	108,0	-	-	-	-	-	108,0	108,0	108,0				
Д. Быково	п	78,4	131,0	10,9	29,2	88,0	-	11,3	10,9	131,0	58,1	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	131,1	111,0	-	30,8	249,8	-	-	30,8	249,8	130,7				
Вход в зал. Оса	п	-	117,0	10,4	32,0	4,8	-	7,6	4,8	117,0	34,4	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	-	119,0	-	28,7	47,7	-	-	28,7	119,0	65,1				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	99,0	7,6	29,4	-	-	6,1	6,1	99,0	35,5	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	-	-	-	30,5	-	-	-	30,5	30,5	30,5				
Вход в зал. Унга	п	-	135,0	10	28,9	7,3	-	6,1	6,1	135,0	37,5	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	-	143,0	-	39,3	23,9	-	-	23,9	143,0	68,7				
д. Молька	п	-	130,0	7,1	23,4	7,9	-	5,4	5,4	130,0	34,8	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	-	214,0	-	29,0	19,9	-	-	19,9	214,0	87,6				
Пос. Балаганск	п	128,8	-	-	27,4	7,6	-	4,7	4,7	128,8	42,1	89,6	155,9	7,6	31,8
	д	250,9	-	-	26,9	40,9	-	-	26,9	250,9	106,2				
Al															
Г. Свирск	п	68,1	35,0	<ПО	13,0	17,0	10,6	27,0	<ПО	68,1	28,5	49,3	116,7	25,0	16,85
	д	-	25,0	-	12,6	669,5	7,7	-	7,7	669,5	178,7				
О. Конный	п	110,4	21,0	-	10,3	227,1	60,0	16,7	10,3	227,1	74,3	49,3	116,7	25,0	16,85
	д	-	19,0	-	11,8	781,1	89,0	10,7	10,7	781,1	182,3				
Д. Середкино	п	72,8	20,0	-	11,0	157,2	5,2	8,5	5,2	157,2	45,8	49,3	116,7	25,0	16,85
	д	-	26,0	-	-	-	4,8	-	4,8	26,0	15,4				
Д. Быково	п	9,4	44,0	71,4	14,6	53,0	3,1	7,0	3,1	71,4	28,9	49,3	116,7	25,0	16,85
	д	57,5	25,0	-	9,6	188,6	5,5	-	5,5	188,6	57,2				
Вход в залив Оса	п	-	25,0	-	29,1	3,9	4,6	10,1	3,9	29,1	14,5	49,3	116,7	25,0	16,85
	д	-	28,0	-	11,1	35,8	3,2	-	3,2	35,8	19,5				

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана				
												по верхней части							
м/д зал. Унга и Оса	п	-	17,0	<ПО	12,2	-	2,9	8,4	<ПО	17,0	10,1	0,98	1,01	0,69	0,69				
	д	-		-	19,7	-	3,2	-	3,2	19,7	11,5								
Вход в залив Унга	п	-	37,0	-	23,8	2,7	3,3	12,0	2,7	37,0	15,8								
	д	-	45,0	-	38,4	12,0	-	-	12,0	45,0	31,8								
д. Молька	п	-	45,0	78,2	10,2	3,5	5,8	18,0	3,5	78,2	26,8								
	д	-	99,0	-	19,4	7,4	-	-	7,4	99,0	41,9								
Пос. Балаганск	п	65,8	-	-	16,5	2,4	-	9,3	2,4	65,8	23,5								
	д	108,7	-	-	16,2	13,8	-	-	13,8	108,7	46,2								
Ni																			
Г. Свирск	п	0,68	0,20	-	0,80	0,84	2,41	0,64	0,2	2,4	0,9					0,98	1,01	0,69	0,69
	д	-	0,14	-	0,71	2,87	2,41	-	0,1	2,9	1,5								
О. Конный	п	0,85	0,29	-	0,69	0,93	0,94	0,50	0,3	0,9	0,7								
	д	-	0,10	-	0,69	2,71	2,22	0,47	0,1	2,7	1,2								
Д. Середкино	п	0,78	0,10	-	0,68	0,54	2,26	0,42	0,1	2,3	0,8								
	д	-	0,24	-	-	-	3,20	-	0,2	3,2	1,7								
Д. Быково	п	0,71	0,18	-	0,76	0,34	2,60	0,34	0,2	2,6	0,8								
	д	0,82	0,24	-	0,69	0,75	2,06	-	0,2	2,1	0,9								
Вход в зал. Оса	п	-	0,13	-	0,80	0,30	5,06	0,34	0,1	5,1	1,3								
	д	-	0,42	-	0,69	0,98	3,09	-	0,4	3,1	1,3								
м/д зал. Унга и Оса	п	-	0,34	-	0,69	-	2,27	0,38	0,3	2,3	0,9								
	д	-		-	0,64	-	1,19	-	0,6	1,2	0,9								
Вход в зал. Унга	п	-	0,20	-	0,74	0,29	2,77	0,37	0,2	2,8	0,9								
	д	-	0,38	-	1,06	0,47		-	0,4	1,1	0,6								
д. Молька	п	-	0,30	-	0,65	0,35	4,76	0,42	0,3	4,8	1,3								
	д	-	0,53	-	0,85	0,57	-	-	0,5	0,9	0,7								
Пос. Балаганск	п	0,87	-	-	0,63	0,38	-	0,41	0,4	0,9	0,6								
	д	1,22	-	-	0,70	0,70	-	-	0,7	1,2	0,9								
Hg																			
Г. Свирск	п	0,031	0,044	0,005	0,004	0,005	0,004	0,006	0,004	0,044	0,014	0,020	0,032	0,002	0,005				
	д		0,030	-	0,011	0,008	0,002	-	0,002	0,011	0,007								
О. Конный	п	0,045	0,044	-	0,023	0,004	0,002	0,003	0,002	0,045	0,020								
	д	0,070	0,050	-	0,006	0,004	0,004	0,004	0,004	0,070	0,023								

Станции наблюдений		1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Min	Max	Среднее по станции	Среднее	SV	Мода	Медиана
												по верхней части			
Д. Середкино	п	0,025	0,027	-	0,007	0,044	0,002	0,002	0,002	0,044	0,018				
	д	0,025	0,039	-	0,005		0,003	-	0,003	0,039	0,018				
Д. Быково	п	0,050	0,039	0,004	0,001	0,033	0,002	0,002	0,001	0,050	0,019				
	д	0,025	0,045	-	0,006	0,004	0,003	-	0,003	0,045	0,017				
Вход в залив Оса	п	-	0,030	-	0,004	0,250	0,003	0,002	0,002	0,250	0,058				
	д	-	0,024	-	0,009	0,051	0,003	-	0,003	0,051	0,022				
м/д зал. Унга и Оса	п	-	-	0,004	0,021	-	0,005	0,002	0,002	0,021	0,008				
	д	-	-	-	0,052	-	0,020	-	0,020	0,052	0,036				
Вход в залив Унга	п	-	0,039	-	0,003	0,002	0,002	0,001	0,001	0,039	0,009				
	д	-	0,040	-	0,005	0,004	0,003	-	0,003	0,040	0,013				
д. Молька	п	-	0,038	0,004	0,08	0,005	0,002	0,002	0,002	0,080	0,022				
	д	-	0,050	-	0,011	0,030	0,003	-	0,003	0,050	0,024				
Пос. Балаганск	п	0,025	-	-	0,005	0,001	-	0,002	0,001	0,025	0,008				
	д	0,025	-	-	0,046	0,003	-	-	0,003	0,046	0,025				

Примечание: п – поверхностная вода, д - придонная.