

**КРАТКИЕ СВЕДЕНИЯ
О НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОЙ РАБОТЕ
за 2025 год**

по теме: «ЭКОСИСТЕМНАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ И УСТОЙЧИВОСТИ ВОДНОЙ
СРЕДЫ БУКТЫРМИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА С ПРИМЕНЕНИЕМ
ИННОВАЦИОННЫХ МЕТОДОВ И РАЗРАБОТКОЙ РЕКОМЕНДАЦИЙ ПО
СОХРАНЕНИЮ КАЧЕСТВА ВОДЫ»

Выполненный в рамках грантового финансирования № AP26103691

Объектом исследования является Буктырминское водохранилище.

Цель работы – Экосистемная оценка состояния водной среды Буктырминского водохранилища с использованием инновационных методов анализа токсичных элементов и микропластика, с целью разработки научно-обоснованных рекомендаций по улучшению качества воды и повышению экологической устойчивости водохранилища.

Методы исследования: в процессе исследования применялись расчетные и статистические методы, системный и сравнительный анализ.

Согласно разделу 1 Календарного плана в текущем 2025 г. проведен обзор мирового опыта и современных научных подходов к оценке загрязнения водных экосистем токсичными элементами и микропластиком. Проведен критический анализ используемых в международной практике методик, а также отобраны оптимальные методы для количественно-качественного определения загрязняющих веществ водной среде.

1.1 Обзор мирового опыта и научных подходов

Оценка загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами. Анализ современных данных свидетельствует о том, что загрязнение водных экосистем тяжелыми металлами (ТМ) представляет собой одну из наиболее устойчивых и опасных форм антропогенного воздействия. Водная безопасность, закрепленная в Целях устойчивого развития ООН (ЦУР 6), напрямую зависит от эффективности контроля над качеством водных ресурсов и предотвращения накопления токсичных элементов в биосфере [1,2]. Тяжелые металлы отличаются высокой токсичностью, химической стойкостью и способностью к биоаккумуляции, что определяет их ключевую роль в нарушении природных биогеохимических циклов и деградации водных экосистем [3]. Несмотря на то, что в естественных условиях их концентрации в водных системах незначительны, активное развитие промышленности, урбанизация, сельское хозяйство и бытовая деятельность человека значительно повышают содержание металлов в воде и донных отложениях (ДО) [4-7]. Тем самым нарушается баланс водных экосистем, что в долгосрочной перспективе ставит под угрозу устойчивое водопользование и приводит к проблемам качества воды. Для корректной оценки такого воздействия необходима одновременная характеристика водной фазы и накопления металлов в ДО как наиболее чувствительном индикаторе загрязнения, постоянно контактирующем с водной толщей [8]. Донные отложения аккумулируют ТМ и, в зависимости от условий взаимодействия и степени насыщения, способны к обратному высвобождению, ухудшая качество воды [9-11].

Накопление ТМ в водных средах (озерах, прудах и реках) и ДО может иметь как природное (геогенное), так и антропогенное происхождение. Ключевыми процессами фиксации являются адсорбция на взвешенных веществах и осаждение, выводящие ТМ из толщи воды [12]. Однако изменение параметров среды (pH, температура и др.), особенно в мелководных озерах, способствует переходу металлов во взвешенное/растворенное состояние и формирует вторичное загрязнение [13,14]. Следовательно, ДО выполняют двойственную функцию: с одной стороны, депонируют ТМ, а с другой – при изменении условий становятся их вторичным источником, поддерживая циркуляцию металлов между отложениями и водной толщей.

Многокомпонентный характер антропогенной нагрузки усиливает экологические риски. В водные объекты поступают десятки тысяч синтезированных человеком соединений, ежегодно пополняющих перечень поллютантов. Многие из них обладают мутагенными и канцерогенными свойствами, нарушают структурно-функциональную организацию клетки и воздействуют на мембранные, ферментативные и генетические системы; одновременно меняются физико-химические свойства воды, что отрицательно влияет на водные сообщества. Поэтому регулярный мониторинг ТМ и сопоставление их уровней с установленными нормативами приобретают ключевое значение для оценки качества воды и рисков для здоровья животных и человека [15,16]. По оценке [17], около 40 % озер и рек мира загрязнены металлами. Обобщение данных по 168 рекам и 71 озеру за 1972-2017 гг. показало, что средние концентрации ТМ и частота превышений нормативов ВОЗ и USEPA в 1970-1980 гг. в целом были ниже, чем в последующие десятилетия (1990-2010 гг.), что фиксирует долговременный рост нагрузки.

Дальнейший анализ указывает на эволюцию характера загрязнения: от единичного металлического к смешанному полиметалльному, и выраженную пространственную неоднородность. Более высокие концентрации и частота превышений нормативов отмечены в развивающихся странах Африки, Азии и Южной Америки по сравнению с Европой и Северной Америкой. Источники ТМ существенно различались по континентам: для Африки характерны удобрения и пестициды, а также выветривание горных пород; для Азии и Европы – добыча полезных ископаемых, производство и выветривание; для Северной Америки – добыча и производство, а также вклад удобрений и пестицидов; для Южной Америки проявляются сразу все четыре категории источников. Одновременно показано, что внедрение строгих стандартов на выбросы и переработка металлов из сточных вод являются эффективными мерами контроля загрязнения [18-23]. До сих пор значительная часть исследований сосредоточена на реках [18-20] или озерах [21-23], тогда как систематическое изучение геохимии, источников, качества воды и рисков для здоровья, связанных с растворенными ТМ в искусственных водных системах, все еще ограничено, особенно в части пространственной структуры и интегральной опасности.

Такие пробелы могут быть критичны, поскольку водохранилища – в отличие от проточных систем, обладают повышенной способностью к аккумуляции загрязнителей. Замедление течения способствует осаждению взвешенных частиц и формированию слоистых ДО, где фиксируется долговременный запас токсичных элементов. Водохранилища выполняют одновременно инженерные и экосистемные функции, что придает им высокую ресурсную и экологическую ценность, но также и комплексные риски [24,25]. На фоне более чем 58 000 крупных водохранилищ в мире [26] загрязнение металлами становится приоритетной проблемой из-за токсичности ТМ, их способности к биоаккумуляции и устойчивости в среде [27-29]. Дополнительную сложность вносит изменчивость гидрологии и климата: специфичные для водохранилищ гидродинамические режимы определяют процессы на границе «вода-отложения», контролирующие видоизменение и биодоступность металлов [30,31].

Эмпирические оценки указывают, что ДО в водохранилищах накапливаются обычно со скоростью ≥ 2 см/год [32,33], в результате чего их емкость сокращается примерно на 0,5-1,0 % ежегодно [34]. Данный факт не только физически уменьшает полезный объем, но и обостряет экологические и природоохранные проблемы, снижая совокупные преимущества водохранилищ [35,36]. Кроме того, при определенных обстоятельствах (биотурбация [37], повторное взвешивание при дноуглублении [38], наводнения, температурная стратификация, колебания уровня, обусловленные режимом запруды) меняются pH, содержание растворенного кислорода и окислительно-восстановительные условия на границе «вода-отложения» [39,40]. Тяжелые металлы из ДО повторно высвобождаются в воду, вызывая «вторичное загрязнение», что усиливает влияние на экосистемы и здоровье человека через пищевые цепи и биологическое обогащение [41,42]. В связи с этим возникает необходимость регулярной оценки механизмов распределения, анализа

источников и уровней риска ТМ в воде и отложениях водохранилищ как базы для стратегий контроля загрязнения.

Региональные исследования подтверждают как общность процессов, так и локальную специфику: в Азии [36,42], Европе [40] и Южной Америке [43] фиксируется выраженная пространственная вариабельность. Например, исследования на примере водохранилища Нуочжаду (верховья Меконга) показали, что содержание ТМ в зоне колебания уровня воды (WLFZ) заметно выше, чем в контрольной инфралиторальной зоне (IRZ). При этом наблюдается закономерное распределение элементов: концентрации меди, марганца и никеля возрастают с высотой, тогда как хром и цинк снижаются [44]. В целом строительство каскада плотин на Меконге изменило пространственное распределение загрязняющих веществ: при высоком уровне воды концентрации ТМ в основном русле несколько ниже, чем при низком, однако риск для здоровья населения остается повышенным, особенно в зонах между плотинами и водохранилищами. Наиболее выраженные различия отмечены для хрома, тогда как по остальным элементам статистическая значимость невелика [45,46]. По сравнению с отдельными плотинами, каскадные гидротехнические системы оказывают более сложное и многоплановое воздействие на водные экосистемы. Они изменяют режим течения, уровень воды, степень подпора и физико-химические характеристики воды на разных участках реки. В результате под воздействием разнообразных природных условий формируются различные механизмы перераспределения и скорости аккумуляции ТМ вдоль русла [47-49]. Несмотря на активное изучение гидрохимических процессов, влияние каскадного регулирования стока на геохимию ТМ в речных системах засушливых и полусухих регионов остается недостаточно исследованным. Одновременно усиливаются биологические последствия: в ряде водохранилищ концентрации ТМ в тканях рыб превышают предельно допустимые уровни, установленные ВОЗ, что свидетельствует о рисках пищевого воздействия, связанных с эффектом трофического накопления [50-52]. При этом, несмотря на возрастающий интерес к процессам переноса и миграции ТМ [53], представления о механизмах их поведения в экосистемах водохранилищ по-прежнему остаются ограниченными [54]. Распространенная практика рассматривать водохранилища по аналогии с естественными озерами приводит к недооценке их гидрологических особенностей: в верхних участках преобладают речные условия, тогда как вблизи плотины – озерные. Такая контрастность определяет формирование продольных градиентов осаждения и ремобилизации загрязняющих веществ [55].

Прогрессирующая деградация водохранилищ часто связана с избыточным поступлением загрязняющих веществ, включая ТМ. Эколого-токсическое воздействие металлов может приводить к ингибированию фотосинтеза и биodeградации органического вещества, нарушая естественные процессы самоочищения [56]. При этом депонирование части загрязнителей в ДО выступает естественным механизмом защиты, а сами отложения – ценным «архивом» состояния и темпов деградации водных экосистем [57]. В методическом отношении одного физико-химического контроля недостаточно: традиционные подходы (AAS, ICP-MS, XRF) необходимо дополнять биоиндикацией (рыбы, моллюски, бентос), отражающей интегральный эффект и долгосрочное накопление [58]. Морфофизиологические и биохимические показатели рыб служат информативными индикаторами воздействия факторов среды и отражают адаптационные реакции организмов. Современные достижения биохимии и молекулярной биологии позволяют выявлять ранние эффекты загрязнения на клеточном, мембранном и молекулярном уровнях – задолго до проявления необратимых патологических изменений.

В аналитической практике для определения содержания ТМ в гидробионтах широко применяются методы атомно-абсорбционной спектрофотометрии (ААС) и индуктивно-связанной плазменной масс-спектрометрии (ИСП-МС). Так, с использованием ААС исследованы концентрации Cr, Mn, Cu, Zn, As, Cd, Hg и Fe в рыбах и ракообразных Бангладеш [59]; Cd, Pb и Hg – в рыбе и морепродуктах Боснии и Герцеговины [60]; Fe, Mn,

Cu, Zn, Pb, Ni, Cd и Co – в раковинах моллюсков Красного моря (Египет) [61]. Метод ИСП-МС применялся для анализа микроэлементного состава рыб Атлантики и реки Конго [62], а также креветок и моллюсков Южной Кореи [63].

Исследования, проведенные в устье Красной реки (Вьетнам) [64], показали, что содержание микроэлементов в морепродуктах снижалось в ряду: Fe > Zn > Mn > Cu > As > Cd ≈ Hg, при диапазонах 13,13-202,73; 7,63-82,71; 0,48-22,73; 0,72-15,58; 0,18-5,12; 0,001-1,114 и 0,001-0,923 мг/кг соответственно. Хотя средние значения не превышали национальные и европейские пороги безопасности, в отдельных случаях фиксировались локальные превышения, что подчеркивает необходимость комплексного мониторинга воды, ДО и гидробионтов.

Комплексная оценка экологического состояния водоемов требует сочетания биоиндикационных и геохимических подходов. Если биохимические и морфофизиологические показатели гидробионтов отражают биологический отклик экосистемы на загрязнение, то индексные методы позволяют количественно оценить уровень техногенной нагрузки и степень экологического риска. В водной среде наиболее распространены HPI (Heavy Metal Pollution Index), HEI (Heavy Metal Evaluation Index) и Cd (Contamination Degree); для ДО – EF (Enrichment Factor), Igeo (Geoaccumulation Index), CF (Contamination Factor), PLI (Pollution Load Index), ERI (Ecological Risk Index) и PERI (Potential Ecological Risk Index) [65-71].

Индекс HPI основан на расчете средневзвешенного арифметического значения, учитывающего фактические концентрации металлов и их нормативные пределы; весовые коэффициенты задаются в зависимости от экологической опасности и степени загрязнения [72-76]. Индексы HEI и Cd дополняют HPI, позволяя дифференцировать вклад отдельных элементов и оценивать суммарную нагрузку на экосистему [77-80].

Для ДО Igeo характеризует уровень загрязнения пресноводных систем [81-83]; CF и PLI отражают общую токсическую нагрузку и обеспечивают сопоставимость различных участков [84,85]; ERI и PERI учитывают токсикологический вес и биодоступность элементов, позволяя оценивать потенциальный экологический риск [68-71]. Индексный подход обеспечивает перевод концентрационных данных в систему количественной оценки риска и способствует идентификации источников загрязнения – как природных, так и антропогенных.

Так, при анализе содержания Fe, Zn, Pb, Cd и Cu в районах Сангаме, Тема и Дегема наибольшие концентрации в воде и донных отложениях зафиксированы в Сангаме. Индексы Igeo и Ef указывают на благоприятную или умеренную ситуацию в Тема и Дегема, но на высокий уровень загрязнения Cd, Pb и Cu в Сангаме, тогда как PERI и MPLI свидетельствуют о значительных экологических рисках на всех трех станциях [86]. Совокупность накопленных данных [87] подтверждает высокую информативность индексного анализа для количественной характеристики загрязнения и оценки его экологических последствий.

Однако индексные методы отражают преимущественно статическую картину состояния экосистемы. Для перехода от констатации факта загрязнения к его прогнозированию и управлению необходимы динамические модели качества воды.

Обзор [88] выделяет наиболее распространенные в практике ОВОС системы MIKE, EFDC и Delft3D; наряду с ними применяются специализированные численные решения, направленные на моделирование переноса ТМ [89], течений через растительность [90], турбулентных процессов [91], пресноводных шлейфов [92,93], взаимодействия систем река-море [94] и оценки рисков наводнений [95]. В основе управленческих расчетов лежит понятие ассимиляционной способности – допустимой нагрузки загрязнителя, при которой качество воды остается в пределах экологически приемлемых значений [96].

Численное моделирование, рассматриваемое как «третий метод» наряду с теорией и экспериментом, позволяет не только оценивать текущее качество воды, но и прогнозировать уровни, пространственное распределение и риски загрязнителей, выступая

ключевым инструментом для принятия решений в области водоохранной политики [97-99]. С учетом способности ТМ к аккумуляции, сохранности и высокой токсичности даже при низких концентрациях [100], подобные модели особенно актуальны для речных систем.

Практические примеры включают использование коэффициента обогащения и I_{geo} для картирования ДО [101], гидрoэкологические модели для рек [102-104], в том числе прогноз флуктуирующего коэффициента реакции растворенных Pb и Zn на основе показателей pH и EC (Kashefirouh S.M.) и корреляционные зависимости для реакционных коэффициентов растворенных Pb и Cd [104].

На объектном уровне установлено, что загрязнение металлами поверхностных отложений озера Намак (Иран) в целом невелико, однако концентрация Pb в южной части требует повышенного внимания [105]; для водохранилища Саблан (Иран) подтверждена значимость комплексной оценки для систем питьевого водоснабжения [106]. В бассейне реки Мерси (Великобритания) повышение точности прогнозов концентраций ТМ достигнуто за счет использования трехмерного уравнения адвекции-диффузии и динамических коэффициентов распределения [107].

Особое значение имеет учет гидрохимических параметров (температура, pH, растворенный кислород, электропроводность), определяющих трансформацию растворенных форм металлов. Модель Qual2Kw продемонстрировала эффективность при описании переноса Pb, Cd и Zn, а также при разработке методики расчета сорбционно-десорбционных процессов, что существенно повысило точность моделирования [108].

Акцент на растворенной фазе оправдан ее большей экологической значимостью и сложностью диффузионных процессов в твердой фазе. Выбор элементов Pb, Cd и Zn обусловлен их высокой токсичностью и устойчивым присутствием в реках Сароуг (золотодобыча и промышленное воздействие) и Заррин (антропогенные и горнодобывающие источники) [109].

Следующим направлением развития инструментов оценки качества воды становится применение методов искусственного интеллекта (ИИ), т.е. машинного обучения (МО), которые расширяют возможности традиционного моделирования. В отличие от детерминистских численных моделей, основанных на физических уравнениях и калибровке параметров, алгоритмы МО используют большие массивы данных для выявления скрытых закономерностей, прогнозирования и оптимизации процессов управления качеством водных экосистем. Постепенно эти технологии переходят из исследовательской сферы в практику, формируя новый уровень интеграции данных, моделирования и управления. Наконец, МО все активнее внедряется как надстройка над измерительными системами и гидродинамическими моделями. При внедрении необходимо учитывать эксплуатационные риски [110]: конфиденциальность данных в централизованных системах мониторинга; зависимость качества прогнозов от калибровки датчиков (неверные показания искажают выводы); инфраструктурные ограничения (энергоснабжение, связь, обслуживание). Для устойчивого применения МО требуются механизмы защиты данных, автоматической калибровки, контроля качества и автономной периферийной обработки. В совокупности интеграция индексных оценок, численных моделей и алгоритмов МО формирует основу интеллектуального мониторинга, где оценка, прогноз и управление качеством воды объединены в единую систему.

Таким образом, современная оценка загрязнения ТМ требует комплексного подхода, включающего совместный анализ водной фазы, ДО и гидробионтов, применение интегральных индексов и использование динамического моделирования. Принципиальное различие между естественными водными объектами и водохранилищами заключается в характере накопления и перераспределения элементов: если в реках и озерах загрязнение чаще имеет транзитный характер, то водохранилища выступают депонирующей средой с длительным удержанием и возможностью вторичного загрязнения.

Практически это означает, что корректная оценка риска должна объединять геохимический анализ ДО, контроль параметров водной фазы, биоиндикацию и

моделирование (включая методы МО и ИИ). Именно такая интеграция обеспечивает научно обоснованный, структурированный и последовательный анализ, позволяющий перейти от диагностики загрязнения к его прогнозированию и управлению.

Оценка загрязнения водных экосистем частицами микропластика. Микропластик, новый класс загрязнителей, вызывающий глобальную обеспокоенность в последние два десятилетия. В отличие от ТМ, которые имеют природный фон и устойчивую геохимическую привязку, микропластик (МП) является исключительно антропогенным продуктом, поступающим в водоемы из бытовых, промышленных и сельскохозяйственных источников. Его особенность заключается в высокой устойчивости, способности к долговременному сохранению в среде и переносу химических загрязнителей, включая ТМ и органические токсины [111,112]. Мировые исследования показывают, что МП фиксируется во всех компонентах водных экосистем: в воде, ДО и тканях гидробионтов. Наиболее рельефно особенности накопления частиц МП проявляются в водохранилищах, которые функционируют как ключевые звенья в цепи переноса загрязняющих веществ от континентов к океанам. В водной толще рек, основных транспортерах МП, наблюдается высокая пространственная и временная изменчивость концентраций; при этом паводковые события способны на порядки увеличивать содержание частиц, вымывая их из почв и городских территорий [113]. На этом фоне загрязнение океанов МП признано одной из наиболее актуальных глобальных экологических проблем, однако наземные источники этого загрязнения остаются изученными недостаточно из-за сложности количественной оценки источников, накоплений и потоков.

Вклад пресноводных систем в глобальный объем МП иллюстрируют результаты серии исследований. В водосборном бассейне северо-запада Англии было выполнено картирование МП в ДО по 40 участкам городских, пригородных и сельских рек: загрязнение оказалось повсеместным, с максимальной концентрацией около 517 000 частиц/м² в отдельных городских очагах. Повторный отбор проб после зимнего наводнения 2015 и 2016 гг. показал снижение концентраций на 28 участках, причем на 18 из них на несколько порядков. Расчеты свидетельствуют, что паводок вынес около 70 % накопленного в руслах МП ($0,85 \pm 0,27$ т или 43 ± 14 млрд частиц), а на 7 участках микрочастицы исчезли полностью. Полученные данные демонстрируют эффективность паводковых событий как механизма вымывания МП из речных бассейнов и подчеркивают преобладание в реках частиц низкой плотности (PE и PP), длительно мигрирующих в поверхностном слое воды [113].

На значительно большей пространственной шкале сходные выводы получены при систематизации опубликованных данных по бассейну Янцзы [114]. В данном исследовании сопоставлялись методы обнаружения, концентрации и характеристики МП по 624 точкам отбора проб в водах и ДО рек, озер и водохранилищ. Пространственная сеть точек носила фрактальный характер с концентрацией вдоль основного русла и озерных систем. Разнообразие методологий потребовало применения непараметрических критериев и корреляционного анализа Пирсона, который выявил связи между содержанием МП и социально-экономическими факторами. Показано, что распределение МП в водной толще рек и озер/водохранилищ существенно зависит от методов отбора проб, а плотность населения и уровень урбанизации определяют пространственную неоднородность загрязнения водной среды, но не ДО. При объемном отборе проб концентрации МП в озерах и водохранилищах превышали речные, тогда как в ДО значимых различий не выявлено. Преобладающими характеристиками МП в объемных пробах воды и ДО были доля частиц <1 мм (65,1 %), волокон (67,8 %), прозрачных частиц (31,8 %) и полипропилена (29,7 %). Характеристики МП в озерах и водохранилищах в целом сходны и отличаются от речных образцов, тем самым впервые была получена комплексная характеристика загрязнения МП различных сред бассейна Янцзы в масштабе всей водосборной территории.

В исследовании [115], проведенном в бассейне реки Оронт, оценивались содержание и состав МП в поверхностных водах и ДО ручья Карасу, озера Гельбаши и реки Оронт.

ключевых местообитаний для многих исчезающих видов. Средние концентрации МП составили $3,2 \pm 4,0$ частиц/л в поверхностных водах и 456 ± 318 частиц/кг в ДО. Пространственно-временные колебания содержания МП оказались невыраженными на фоне схожей антропогенной нагрузки, но в периоды паводков, связанных с интенсивными осадками, наблюдалось резкое увеличение содержания МП в поверхностных водах. Корреляция между содержанием МП в воде и ДО не была установлена из-за недостатка данных, учитывающих гидродинамические особенности региона. Морфологический анализ выявил преобладание волокнистых частиц (89 %) над фрагментами (9 %), преимущественно <1 мм, что усиливает риск воздействия на широкий круг видов; по цвету доминировали черные (44 %), синие (21 %) и красные (18 %) частицы. Данные результаты одновременно указывали на повсеместность МП и на необходимость учета экстремальных гидрологических событий при планировании природоохранных мер. Переходя от бассейновой картины к масштабу городских систем, показателем пример реки Цзиньцзян [116], главного притока Миньцзяна, где в ДО зафиксированы 21-924 частиц/кг сухого вещества. Полимерный состав был представлен преимущественно PP, PE, PET, PS и искусственным шелком, при этом доля PP и PE была наибольшей. По морфологии отмечалось преобладание зеленых фрагментированных частиц 1000-5000 мкм. Источники загрязнения определены как бытовые отходы и сточные воды из прачечных. По оценке риска верховья и низовья реки соответствуют умеренному уровню, среднее течение – низкому. Однако в водохранилищах, в отличие от рек, иная гидродинамика формирует другой вертикальный и горизонтальный рисунок распределения. Исследование МП в слоях воды водохранилища Яхэкоу [117], показало значительное содержание в водохранилище (2,07-14,28 нг/л) и на реке (3,0-7,02 нг/л), также в ДО водохранилища – 350-714 нг/кг и рек – 299-1360 нг/кг. Средние значения составили 6,83 нг/л (поверхность), 6,30 нг/л (средний слой) и 6,91 нг/л (придонный слой) с преобладанием прозрачных волокон <0,5 мм и PP, PE. Индексная оценка нагрузок и токсикологических рисков показала умеренный риск для поверхностных вод и повышенный для средних и придонных слоев из-за более высокой доли полимеров с существенными индексами токсичности. Полученные результаты раскрывают механизм внутренней трансформации: частицы, особенно плотные или агрегированные с органическим детритом, переходят в ДО, а затем частично вовлекаются обратно в водную толщу. Тем самым ДО водохранилищ и озер являются как конечный резервуар накопления МП, где его концентрации могут на 2-3 порядка превышать водные [118]. Седиментационные процессы МП характеризуются выраженной пространственной неоднородностью, обусловленной гидродинамикой и гранулометрическим составом ДО; аккумуляция концентрируется в илистых зонах, глубоководных участках и заводях с низкой скоростью течения. Дополнительной особенностью является продолжающаяся фрагментация частиц в ДО под воздействием механического трения и турбулентных потоков, формирующая вторичный МП и затрудняющая его учет.

Необходимо отметить, что источники поступления МП сводятся не только к стоку. Например, для водохранилища Бурратор (юго-запад Англии) установлено, что основным источником антропогенных микроволокон (AMB) и МП является атмосферное осаждение. В поверхностных слоях ДО (0-5 см) и почв были зафиксированы высокие концентрации МП от 1150 до 30 000 частиц/кг, при этом значимых различий между почвами и осадками, а также между поверхностным и более глубоким слоем не обнаружено. Концентрации микроволокон не зависели от содержания органического вещества, кальция, железа и цинка. Зато выявлены обратные зависимости между длиной волокон и содержанием глинистой фракции (определяемой по уровню рубидия), а также с показателями атмосферного осаждения (например, свинца). Такие результаты указывают на то, что частицы в первую очередь попадают в водоем с атмосферой, как напрямую на акваторию, так и через водосборную площадь, откуда они переносятся дренажными потоками [119].

Пространственная вариабельность и хронология накопления МП подтверждены и для карпатских водохранилищ. В системе Сириу (бассейн реки Буззу, Румыния) [120]

содержание МП составило 5,3 частиц/м³ в воде и 315,5 частиц/кг в ДО у плотины, тогда как в точке ниже по течению – 1,3 частиц/м³ и 132,5 частиц/кг. По 50 см колонке ДО, проанализированной с шагом 5 см, восстановлена многолетняя динамика: пики концентраций приурочены к паводковым событиям, зафиксированным по слоям повышенного твердого стока. Полимеры, в основном РР (28 %), РЕ (26 %) и РЕТ (19 %); морфологически преобладали волокна и фрагменты. Дополняет картину оценка Жешувского водохранилища (Польша) [121], где выявлена значительная вариабельность загрязнения ДО от 7 500 до 120 000 частиц/кг сухой массы; по данным лазерной ИК-спектроскопии идентифицировано 9 типов полимеров с доминированием полиуретана, а индексы опасности указывают на очень высокий эколого-токсикологический риск (категория V) во всех точках, а максимальный зарегистрирован у устья притока.

Рассмотренные геохимические и седиментационные процессы обуславливают биологические последствия. Двустворчатые моллюски являются индикаторами состояния водной среды, так как повсеместно контактируют с МП, что подтверждается глобальными обзорами: МП обнаруживается у большинства исследованных видов, хотя уровни варьируют по таксонам, местам отбора проб и сезонам [122-126]. Лабораторные исследования выявляют высокую вариабельность в соотношении проглатывания и отторжения (псевдофекалии) в зависимости от размера и формы частиц, таксона и физиологического состояния [125,127]. При этом пресноводные двустворчатые моллюски изучены значительно меньше, чем морские, несмотря на их ключевую экологическую роль. Они играют важную роль в процессах фильтрации воды, круговороте питательных веществ и обладают высоким потенциалом накопления МП, который может передаваться по пищевым цепям. В частности, инвазивные виды, такие как представители рода *Dreissena*, способны существенно изменять структуру пищевых сетей, прозрачность воды и биогеохимические процессы водных экосистем. Так, в системе Великих озер (североамериканская система пяти крупнейших пресноводных озер: Верхнее (Superior), Гурон (Huron), Мичиган (Michigan), Эри (Erie), Онтарио (Ontario)) концентрации МП в воде достигают значений, сопоставимых с океаническими [128], и экспериментальные данные подтверждают способность дрейссенид активно поглощать МП [129,130], однако пространственно-временные полевые исследования, отражающие масштабы и динамику этого процесса, пока не проведены.

Таким образом, пути вовлечения микропластика в пищевые цепи различаются по трофическим уровням гидробионтов. У фильтраторов (*Dreissena*) основным механизмом поступления является прямое поглощение частиц из воды, тогда как у рыб источники МП определяются их типом питания. Бентофаги, питающиеся донными организмами и частицами осадков, получают МП из придонного слоя, где он аккумулируется в результате осаждения. Планктоноядные виды усваивают МП через зоопланктон, способный накапливать мелкие частицы из водной толщи, а хищные рыбы получают его косвенно, через трофическую передачу при поедании зараженной добычи [131-135]. Исследования, проведенные в трех основных притоках озера Мичиган, показали наличие МП во всех пробах воды и у всех изученных видов рыб. При этом прямая корреляция между концентрациями МП в воде и его содержанием в желудочно-кишечном тракте рыб не установлена. Концентрации МП определяются трофической нишей: наибольшие значения зарегистрированы у донного бентосоядного вида *Neogobius melanostomus* (в среднем 19 частиц на особь), при этом наблюдается положительная зависимость между размером тела и количеством частиц. Водные концентрации МП варьировали по ландшафтам, минимальные значения отмечены в северных лесных водосборах, а максимальные, в южных агроландшафтах. Морфологический анализ показал, что в желудочно-кишечном тракте рыб преобладают волокна, которые из-за своей формы труднее выводятся из организма [136,137]. В совокупности полученные данные подтверждают, что в водохранилищах формируется устойчивая система перераспределения МП: от поверхностного переноса в речных участках к активной седиментации и накоплению в ДО,

с последующим вовлечением частиц в бентосные пищевые цепи [138]. Следовательно, водохранилища являются критически важными объектами не только транзитного, но и долгосрочного мониторинга экологических рисков.

Для дальнейшего анализа свойств и поведения МП в водной среде необходимо рассмотреть его классификацию по размерным и полимерным характеристикам, определяющим механизмы переноса, седиментации и биодоступности частиц. В соответствии с современными представлениями пластик подразделяется по размеру на нанопластики (<100 нм), субмикронные частицы (100 нм – 1 мкм) и микропластики (1 мкм – 5 мм) [139,140]. По типу полимеров, встречающихся в окружающей среде, наиболее распространены PE, PP, PS, PET, PVC, PA и др. [139,141]. Разнообразие химического состава, размеров и морфотипов предопределяет сложность их надежной идентификации в природных матрицах.

Идентификация и количественная оценка МП требуют применения комплекса методов, поскольку один подход не обеспечивает полной достоверности [142]. Современная практика основана на сочетании физической и химической характеристики. В целом анализ включает два этапа. На первом этапе выполняется физическая идентификация частиц визуальными методами: оптической, электронной или сканирующей микроскопией (СЭМ, ПЭМ), что позволяет установить форму, размеры, окраску и морфотип. Поскольку около 70 % частиц прозрачные, для повышения точности оптическую микроскопию часто комбинируют с СЭМ (разрешение до 0,1 мкм); высокодетализированные изображения поверхности помогают отличить пластики от органических включений, а ЭДС, применяемая совместно с СЭМ, уточняет элементный состав и подтверждает углеродную природу материала [142-144]. При этом СЭМ-ЭДС трудоемок и ресурсоемок и не учитывает цветовые признаки.

На втором этапе проводится химическая идентификация: ИК-Фурье (в том числе ТГА-ИК) и ЯМР, для функционально-группового и структурного анализа [145,146]; ТГА и ДСК, для фиксации термодеструкции и фазовых переходов; ТГА-ГХ-МС, для идентификации летучих продуктов разложения и однозначного установления типа полимера [145,147,148]; хроматографические подходы (например, ГПХ-ФЛД) для полуколичественной оценки отдельных классов МП в сложных матрицах, включая ДО [149]; микроскопические и дифракционные методы (СЭМ-ЭДС, РД) для дополнения химической атрибуции морфологическими и структурными характеристиками [150,151]. Учитывая трудоемкость и нередко деструктивный характер ряда процедур, в последние годы акцент смещается к неразрушающим колебательным методам, ИК-Фурье и Рамановской спектроскопии, как к универсальным инструментам точной идентификации полимеров [152-155].

Рамановская спектроскопия, основанная на неупругом рассеянии лазерного излучения, формирует для каждого полимера уникальный спектральный «отпечаток пальца» и позволяет определять химическую природу частиц без разрушения образца. Колебания связей C–C, C=C и ароматических колец изменяют поляризуемость, что лежит в основе распознавания. На рисунке 1, представлены типичные Рамановские спектры наиболее часто обнаруживаемых полимеров: ПЭ, ПП, ПВХ, ПЭТ, ПК, ПС, силикон, ПЛА, ПММА [141].

Микро-Раман-спектроскопия обеспечивает анализ частиц до 1 мкм и широко применяется для идентификации МП в воде, ДО и биоте [140,156-160]; ее комбинирование с оптической микроскопией позволяет точно выбирать область анализа, не требуя дегидратации образцов и сохраняя материал для последующих исследований. Вместе с тем метод ограничен флуоресценцией пигментов/добавок, перекрытием спектров в загрязненных пробах и длительностью ручных измерений.

В ответ на эти ограничения стремительно развивается интеграция классических физико-химических методов с интеллектуальными алгоритмами обработки данных. Визуальная идентификация и морфотипирование автоматизируются алгоритмами

компьютерного зрения: сверточные сети семейства YOLO, обученные на изображениях проб (например, воды р. Сены), обеспечивают точность >95 % и сокращают время обработки на порядки [161-163]. Для спектральной классификации достигаются сопоставимые метрики: CNN-Transformer – 95,77 %, EfficientNet_b7, Inception_v3, ResNet_v2_50/101, MobileNet_v3 до 98 %, включая мобильные реализации (Android) для анализа в реальном времени [164,165]. В анализе μ FTIR-данных SVM дает >99 % точности для эталонов и 85 % для реальных проб; автоматизированные межплатформенные пайплайны гармонизируют данные разных приборов и разрешений, что критично для межлабораторной сопоставимости [166]. Для Рамана созданы базы спектров восьми распространенных пластиков; CNN-классификация достигает 97 % [167,168]. Быстро развивается гиперспектральная визуализация частиц <100 мкм в сочетании с хемометрией и глубоким обучением: сравнение девяти архитектур (NN/CNN, VGG16, ResNet50/50 V2, MobileNet) на библиотеке 11 042 частиц из семи типов сред показало устойчивую идентификацию полимеров (с μ FTIR-верификацией) и форм МП, в том числе в сложных матрицах без трудоемкой пробоподготовки [169,170]. Методы машинного обучения успешно автоматизируют интерпретацию пиролиз-ГХ-МС, обеспечивая количественную оценку смесей полимеров и снижая субъективность трактовки хроматограмм [171].

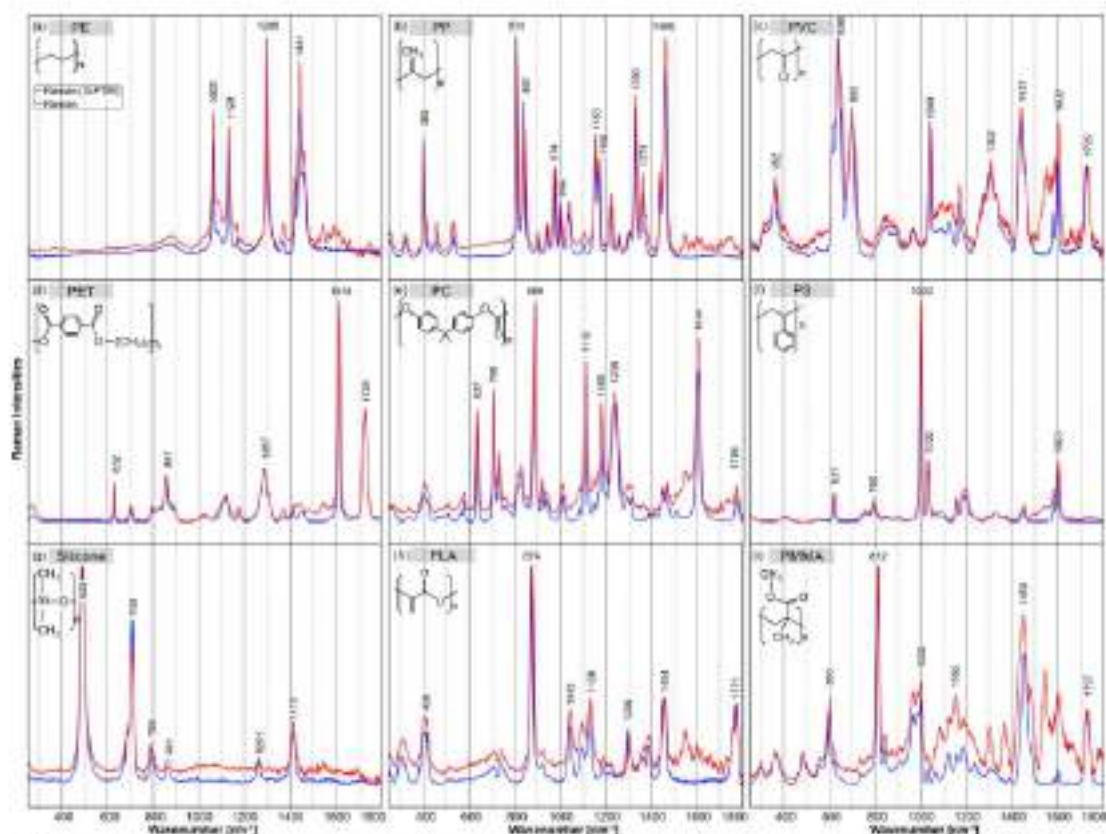


Рисунок 1 – Нормализованные спектры Рамана в диапазоне от 250 до 1800 cm^{-1} различных пластиков: полиэтилена (PE) (a), полипропилена (PP) (b), поливинилхлорида (PVC) (c), полиэтилентерефталата (PET) (d), поликарбоната (PC) (e), полистирола (PS) (f), силикона (g), полилактида (PLA) (h) и полиметилметакрилата (PMMA) (i)

Совокупность приведенных данных демонстрирует переход к новой парадигме анализа МП, в основе которой лежит интеграция классических физико-химических методов и интеллектуальных алгоритмов обработки данных. Такой подход обеспечивает не только

повышение точности идентификации, но и создание единого стандартизированного аналитического контура, пригодного для автоматизированного мониторинга. В отличие от ТМ, МП не имеет природного фона и характеризуется высокой морфологической и химической вариабельностью. Данная особенность требует строгой унификации методик отбора, пробоподготовки и аналитики, а также широкого внедрения автоматизированных технологий обработки изображений и спектров. Для водохранилищ, как ключевых депонирующих систем, особое значение приобретает исследование процессов накопления, фрагментации и повторного вовлечения частиц в водную толщу. Все это делает данные объекты приоритетными для долговременного мониторинга, оценки экологических рисков и разработки стратегий управления качеством водных экосистем в условиях глобального роста пластикового загрязнения.

1.2 Методы количественно-качественного определения загрязняющих веществ, микропластика в воде, донных отложениях и гидробионтах

Комплексная оценка современного экологического состояния водных экосистем, в частности Буктырминского водохранилища, требует применения целостного методологического подхода, учитывающего всю совокупность абиотических и биотических компонентов в их взаимосвязи. Согласно фундаментальной экосистемной парадигме [172,173], загрязняющие вещества участвуют в непрерывном круговороте между водой, ДО и гидробионтами. В ходе этого процесса формируется динамическое равновесие, при котором отдельные компоненты экосистемы (такие как водная толща) обеспечивают транспортировку поллютантов, тогда как другие (донные отложения, биота) выполняют функцию долговременного депонирования, обуславливая персистенцию загрязняющих веществ в экосистеме.

Методологический подход, направлен на изучение путей миграции, механизмов аккумуляции и биодоступности ключевых загрязняющих веществ, ТМ и МП, в системе «вода – донные отложения – гидробионты». Такой комплексный анализ позволяет количественно оценить процессы перераспределения поллютантов и прогнозировать связанные с ними экологические риски. Для реализации этой задачи применяется комбинация классических гидрохимических методов и современных инструментальных подходов, соответствующих международным стандартам [111,174].

Отбор проб и подготовка исходного материала. Важной составной частью исследования является отбор проб, который требует тщательного соблюдения и контроля. Наш подход будет включать отбор проб в различных слоях воды (поверхностных и придонных) и ДО, что очень важно для получения репрезентативных результатов. Предполевые работы будут включать:

- выбор места и точки отбора проб, при котором будут учтены площадь водной поверхности, с учетом влияния основных притоков, а также воздействия промышленности, сельского и коммунального хозяйства (рисунок 2).

- выбор видового состава промысловых рыб (мышечных тканей, печени и жабр). Для изучения накопления ТМТ, будут выбраны наиболее массовые в водохранилище промысловые виды рыб, рассматриваемые как биоиндикаторы водохранилища: лещ (лат. *Abramis brama*), сазан (лат. *Cyprinus carpio*) – бентофаги, судак (лат. *Sander lucioperca*) – хищник, т.е. виды рыб различных экологических групп.

В отношении методологии проводимых исследований можно отметить, что выделенные по всей акватории точки отбора проб воды и ДО, а также траления, в целом характеризуют эколого-токсикологические особенности отдельных частей водохранилища, находящихся под влиянием различных природных и антропогенных факторов.



Рисунок 2 – Точки отбора образцов

Определение количественных и качественных показателей воды (поверхностного и придонного слоя) и ДО будут проводиться в несколько этапов:

1) проведение полевых исследований по измерению гидрофизических показателей воды (поверхностный и придонный слой) (глубина, прозрачность, температура, pH);

2) отбор проб воды для анализа гидрохимических параметров (растворенные газы, взвешенные и органические вещества, общая жесткость, ионно-солевой состав, минерализация), ТМ (Cu, Zn, Pb, Cd, Co, Ni);

3) отбор проб ДО для определения степени кислотности и ТМ;

4) отбор проб воды и ДО на наличие МП размером от 0,3 до 5 мм на глубине 1,0 м и более;

5) отбор и консервация кормовых организмов для определения ТМ;

6) отбор и консервация мышечных тканей, печени и жабр рыб для определения ТМ. Необходимо отметить, что на данном этапе, рыбы (замороженные) будут приобретены у официальных рыболовных предприятий;

7) проведение камеральной обработки отобранных образцов воды, ДО, мышечных тканей, печени и жабр рыб, также кормовых организмов на определение ТМ в лаборатории «Гидрохимия и экологическая токсикология»;

8) проведение камеральной обработки отобранных образцов воды и ДО на наличие МП в Национальной нанотехнологической лаборатории открытого типа (ННЛОТ) КазНУ им. аль-Фараби»;

Методы исследования. Научно-методологической основой исследований послужат работы ученых ближнего и дальнего зарубежья в исследованиях охраны природы, качества природных вод, почвы, рыбы. В частности:

1) Общие требования по отбору проб воды и ДО для анализа будут проводиться согласно [175,176].

2) Гидрохимические параметры проб воды будут определяться по общепринятым классическим методам [177,178].

3) При пробоподготовке образцов рыбы и кормовых организмов будет использован [179], далее для определения тяжелых металлов в пробах [180].

4) Для определения ТМ в пробах воды будет использован [180], в пробах почвы [181].

5) В каждой отобранной пробе ДО будет измеряется pH водной вытяжки по [182].

6) Для определения МП в водной среде будут применены методы, разработанные американскими учеными Я. Масурой, Д. Бэйкером, Г. Фостером и С. Артуром, основанные на их исследовании «Методы анализа микропластика в морской среде: рекомендации для количественного анализа синтетических частиц в воде и донных отложениях» [183]. Данные методы, включенные в «Методику мониторинга загрязнения водных объектов микропластиком», адаптированные экспертами научных организаций России и Беларуси с включением работ ученых из университета Упсалы (Uppsala University, Sweden), признаны оптимальными для определения первичных загрязнений МП в объектах окружающей среды.

Морфология и структура поверхности МП будет изучаться методом сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) на микроскопе Quanta 3D 200i (FEI Company, США). Разрешение данного микроскопа составляет 2,5 нм, что может соответствовать наибольшему значению шероховатости синтезируемых МП.

Методом Рамановской спектроскопии будет изучена локальная структура МП на установке Solver Spectrum (NT-MDT, Russia), который используется для изучения МП в водной среде и является одним из ключевых методов анализа.

В целях выполнения натурных исследований для получения фактического материала на водном объекте будут применяться следующие приборы, оборудования и транспорт:

а) на водном объекте:

- маломерное судно РМ 550 RIB – для выполнения промеров глубин, отбора проб воды и донных отложений и траления в целях определения наличия микропластика;
- эхолот-картплоттер Lowrance HDS-12 Live – промер глубин;
- батометр-бутылка – отбор проб воды в придонном слое;
- трубка ГОИН – для отбора проб донного грунта по вертикали;
- дночерпатель Петерсена – отбор проб донных отложений;
- планктонная сеть – траление в целях определения наличия микропластика;
- белый диск Секки – измерение прозрачности воды;
- анализатор качества воды «HoriBa» серии U-53 с глубиной погружения до 50 м – измерение температуры воды, водной среды (pH), растворенного в воде кислорода, минерализации воды (в придонном слое);
- портативный двухканальный мультипараметровый прибор HQ40D фирмы «HACH-LANGE» – измерение температуры воды, водной среды (pH), растворенного в воде кислорода (в поверхностном слое);
- портативная метеорологическая станция HWS1000 фирмы «Zoglab» для измерения метеорологических параметров (температура и влажность воздуха, скорость и направление ветра и др.).

б) в полевой лаборатории:

- титратор (аналитический) – титриметрический анализ для определения диоксида углерода, общей жесткости, главных ионов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}$, Cl^{-} , SO_4^{2-} , HCO_3^{-});
- спектрофотометры DR 1900, DR 3900 фирмы «HACH-LANGE» – определение взвешенных, органических и биогенных веществ (азот аммонийный ($\text{NH}_4^{+} - \text{N}$), азот нитритный ($\text{NO}_2^{-} - \text{N}$), азот нитратный ($\text{NO}_3^{-} - \text{N}$), фосфаты (PO_4^{3-}));
- микроскоп тринокулярный «Levenhuk MED D35T LCD» – для определения размерности микропластиковых частиц;

в) в лаборатории Института:

- атомно-абсорбционный спектрофотометр AA-7000 фирмы «Shimadzu» – определение тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, Co, Ni);

г) в Национальной нанотехнологической лаборатории открытого типа КазНУ им. аль-Фараби:

- Рамановский спектрометр Solver Spectrum (NT-MDT) – анализ образцов микропластика.

Тяжелые металлы в пробах будут определяться спектрометрическим методом с предварительной обработкой проб на атомно-абсорбционном спектрофотометре AA-7000 фирмы «Shimadzu» (Япония) с полый катодной лампой для соответствующих металлов для корректировки коэффициента неударной абсорбции и с форсуночной горелкой, работающей на ацетилено-воздушной смеси, который включает несколько этапов.

Подготовка проб:

- доставленные в лабораторию пробы воды будут фильтроваться, с использованием фильтровальной бумаги (синяя лента).

- пробы ДО будут высушены до воздушно-сухого состояния с обработкой апетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4,8, для выделения металлов из образцов и подготовки раствора к АА анализу.

Метод определения МП состоит из фильтрации взвеси, через сита для отбора материала нужной размерной группы. Просеянный материал высушивается для определения массы твердых веществ в пробе. Твердые вещества подвергаются мокрому окислению в среде перекиси водорода в присутствии катализатора – Fe (II) для растворения лабильного органического вещества. Микропластик остается незатронутым. Оставшиеся нерастворенные фрагменты подвергаются плотностному разделению в растворе NaCl для отделения частиц пластика от остальных через флотацию с помощью сепаратора. После сепаратора частицы пластика собираются на 0,3 мм фильтр, сушатся, МП отделяется с помощью микроскопа и взвешивается для определения его концентрации.

Для анализа МП загрязнения ДО отбор проб будет выполняться после высушивания проб, которые просеиваются через 5 мм и 0,3 мм сита, установленные друг над другом. Микропластик, оставшийся на 0,3 мм сетке подвергается жидкому окислению в растворе перекиси водорода в присутствии катализатора Fe (II) для растворения лабильного органического вещества. Частицы пластика остаются незатронутыми. Полученный после разложения органического вещества субстрат подвергается плотностному разделению в водном растворе NaCl для отделения пластиковых частиц с помощью флотации. Всплывшие частицы отделяются от более плотных нерастворенных минеральных фрагментов в плотностном разделителе. Всплывшие пластиковые частицы собираются из плотностного разделителя с использованием специально изготовленных 0,3 мм сит, высушиваются, и отбираются для взвешивания и определения концентрации пластика. Далее пробы проходят визуальный микроскопический контроль при 40X увеличении высокоточным тринокулярным микроскопом «Levenhuk MED D35T LCD», а полимерный состав на Рамановском спектрометре Solver Spectrum (NT-MDT) (США).

При обработке полученных результатов в моделирующих программах типа Surfer, ArcGIS, будут построены карты пространственного распределения загрязняющих веществ на акватории водохранилища и дана оценка современного экологического состояния миграции ТМ в системе «вода – донные отложения» либо «поверхностный слой воды – придонный слой воды – донные отложения».

1.3 Анализ современных научных данных по загрязнению водных экосистем Буктырминского водохранилища на основе мониторинговых данных

Современные экологические исследования подчеркивают необходимость комплексного подхода к оценке загрязнения природных систем, особенно в условиях индустриально освоенных регионов. В восточной части Казахстана, где сосредоточены крупнейшие горнодобывающие и металлургические предприятия страны, вопросы охраны водных экосистем приобретают стратегическое значение. Загрязнение ТМ рассматривается как один из наиболее серьезных факторов экологического риска, поскольку данные элементы обладают высокой токсичностью, устойчивостью к разложению, способностью к миграции в различных средах и к биоаккумуляции в тканях гидробионтов [184-186]. При этом поверхностные воды играют двойную роль: они служат транспортирующей средой

для загрязнителей и одновременно становятся объектом их аккумуляции, поскольку значительная часть соединений металлов накапливается в донных осадках и живых организмах. В дальнейшем такие депонирующие компоненты способны выступать вторичным источником загрязнения, особенно в условиях колебаний гидрологического режима [187,188].

Буктырминское водохранилище, образованное на р. Ертис, является одним из крупнейших водоемов Казахстана и ключевым гидротехническим объектом региона, который выполняет функции регулирования стока, водоснабжения, энергетического обеспечения и рыбохозяйственного использования. Вместе с тем водоем находится под влиянием как природных геохимических процессов, так и антропогенной нагрузки. Район характеризуется сочетанием активного горнодобывающего и металлургического производства, сельскохозяйственного освоения и урбанизации. В этих условиях водохранилище становится объектом поступления соединений меди, цинка, свинца, кадмия, хрома и других элементов, поступающих как с промышленными стоками, так и с атмосферными осадками и поверхностным стоком с урбанизированных территорий [189].

История изучения экосистемы Буктырминского водохранилища охватывает более полувека. Первые работы 1960-1970-х годов были посвящены ихтиофауне и рыбохозяйственной оценке. Вклад в исследование биологии промысловых рыб внесли Мартехов П.Ф., Ерещенко В.И., Федотова Л.А., Исмуханов Х.К., Кириченко О.И., Куликов Е.В., что позволили выявить изменения в составе и численности рыбных запасов в условиях гидротехнического регулирования стока и указывали на первые признаки воздействия антропогенных факторов на экосистему [190-200].

Параллельно развивались гидробиологические направления, охватывавшие изучение фитопланктона, зоопланктона, бентоса и перифитона. Вклад в эти исследования внесли Тютеньков С.К., Пильгук В.И., Козляткин А.Л., Баженова О.П. и Девятков В.И. и др. Данные работы показали, что изменения структуры сообществ напрямую связаны с антропогенным прессингом, включая поступление загрязнителей и изменение гидрологического режима [201-206].

С конца 1970 г. все большее внимание уделялось гидрохимии и проблеме накопления ТМ. Работы Козляткина А.Л. и Мещеряковой Т.И. показали наличие превышений концентраций меди, цинка и свинца в отдельных зонах, особенно вблизи мест сброса сточных вод [207,208]. Баженова О.П. и Куликовой Е.В. выявила аккумуляцию свинца, меди, цинка и кадмия в донных отложениях, а также изменения состава бентоса, связанные с хроническим загрязнением. Современные исследования с применением атомно-абсорбционной спектроскопии и масс-спектрометрии позволили количественно подтвердить локальные геохимические аномалии [199,208]. Так, Тирская Н.А. показала накопление меди и цинка в органах рыб: содержание меди в мышцах доходило до 4,47 мг/кг, а цинка – до 14,6 мг/кг, что приближалось к санитарным нормативам, при этом в печени и жабрах концентрации были в 2-3 раза выше [209,210].

Современное состояние водоема характеризуется умеренным уровнем загрязнения в среднем по акватории, но при этом в ряде локальных зон зафиксированы концентрации меди и цинка, превышающие рыбохозяйственные нормативы в 1,2-2,1 раза. Наибольшая опасность заключается в способности ДО выступать вторичным источником загрязнения при изменении гидродинамических условий, а также в подтвержденном факте биоаккумуляции металлов в тканях рыб, что создает угрозу для трофических цепей и рыбохозяйственного использования [184,199,211,212].

Таким образом, история изучения Буктырминского водохранилища демонстрирует многолетнюю актуальность проблемы ТМ и комплексность воздействия на экосистему. Наличие локальных зон накопления загрязнителей и их перенос по пищевым цепям подтверждают необходимость системного мониторинга с использованием как химико-аналитических методов, так и биомониторинга.

Гидрохимические параметры. Анализ данных государственного мониторинга представленных РГП «Казгидромет», позволяет проследить многолетнюю динамику качества воды и оценить риски, связанные с содержанием токсичных элементов.

Мониторинг РГП «Казгидромет» в период 2014-2025 гг. охватывал пять стационарных створов, отражающих различные гидрологические и антропогенные условия:

- п. Новая Бухтарма – Пункт привязки 1,8 км (0,5 км протяженности водохранилища) от правого берега по А-250 от нефтебазы и от опорного геодезического пункта;
- с. Хрестовка – Пункт привязки 0,3 км (0,5 км протяженности водохранилища) по створу от левого берега в районе села Хрестовка;
- с. Куйган – Пункт привязки 1,8 км (0,9 км протяженности водохранилища) по створу от левого берега в районе села Куйган, вблизи нефтебазы;
- с. Хайрузовка – Пункт привязки 8,7 км (0,37 км протяженности водохранилища) по А-254 от устья реки Нарым в районе села Хайрузовка;
- Каракасское сужение – Пункт привязки 1 км (0,52 км протяженности водохранилища) от юго-восточного берега по А-120 от южной границы Нижний Каракас, подверженный влиянию течения и береговой эрозии [213].

Вода водохранилища служит источником хозяйственно-бытового, промышленного и рекреационного водопользования, поэтому понимание ее состояния имеет стратегическое значение. За весь период наблюдений вода в Буктырминском водохранилище характеризовалась слабощелочной реакцией (таблица 1). Водородный показатель находился в диапазоне от 7,8-7,9 в начале периода до 8,2-8,4 в последние годы. Такая стабильность указывает на устойчивость биохимических процессов и сбалансированность карбонатной системы, формирующей кислотно-щелочной баланс воды. Щелочная реакция благоприятна для развития фитопланктона и зоопланктона, что подтверждается высокой биологической продуктивностью водоема, отмеченной в независимых исследованиях. При этом повышение pH в летний период связано с фотосинтетической активностью водорослей, а зимой значения несколько ниже, что отражает снижение интенсивности биохимических процессов [177,214].

Таблица 1 – Средние многолетние гидрохимические параметры воды Буктырминского водохранилища (2014-2025 гг.)

Створ	pH	Растворенный кислород	БПК ₅	ХПК	Взвешенные вещества	Минерализация
		мг/дм ³				
Хрестовка	7,8	8,99	1,56	8,45	5,9	158
Каракасское сужение	7,9	8,77	1,95	8,84	12,4	169
Новая Бухтарма	8,0	8,45	1,83	9,09	11,6	185
Куйган	7,8	9,80	1,66	9,62	6,9	160
Хайрузовка (р. Нарым)	8,2	8,15	1,41	8,95	7,2	195

Содержание кислорода в воде варьировало от 7,2 мг/дм³ в неблагоприятные периоды до 13,0 мг/дм³ в условиях максимального насыщения. Средние значения находились на уровне 7,9-8,8 мг/дм³, что указывают на удовлетворительное состояние кислородного режима. Однако в летние месяцы в некоторых створах фиксировалось снижение содержания кислорода до 7,2-7,4 мг/дм³, что связано с повышением температуры и стратификацией водной массы. Несмотря на эти колебания, критического дефицита кислорода не отмечалось, что позволяет сделать вывод об отсутствии угрозы массовой гибели гидробионтов из-за низкого содержания кислорода [213,214].

Средние значения биохимического потребления кислорода (БПК₅) в воде составили 1,4-1,9 мг/дм³, что указывает на низкий уровень органического загрязнения и локальные

подъемы в районах Новой Бухтармы и Каракасского сужения. Химическое потребление кислорода (ХПК) варьировало в пределах 8,5-9,6 мг/дм³, отражая допустимый уровень загрязнения с повышением у Куйгана и Новой Бухтармы, где влияние хозяйственных факторов наиболее выражено.

Взвешенные вещества в среднем находились на уровне 4,0-9,0 мг/дм³, что соответствует умеренному загрязнению. Однако в отдельные годы отмечались аномально высокие значения: в 2013 г. до 69,0 мг/дм³, а в 2020 г. – до 86,0 мг/дм³, что связано с размывом берегов, ветровыми процессами и поступлением стока с прилегающих территорий. В остальные годы концентрации взвешенных веществ были в значительно малых концентрациях, что говорит о стабильности водного объекта.

Минерализация воды находилась в пределах от 160 до 206 мг/дм³, с высокими значениями до 270 мг/дм³, гидрокарбонатно-кальциевого типа вод, характерный для верхнего течения р. Ертис. Существенных изменений минерализации не выявлено, что говорит об устойчивости геохимического баланса, без существенного антропогенного воздействия.

Влияние климатических факторов проявляется в межгодовой динамике. В многоводные годы (2014 и 2020 гг.) фиксировались максимальные значения взвешенных веществ и минерализации, что связано с повышенным размывом и поступлением стока. В засушливые годы (2018 и 2021 гг.) показатели были ниже средних значений, что отражает меньший размыв и уменьшение поступления загрязняющих веществ. Жаркие летние периоды сопровождались повышением pH и снижением кислорода, тогда как холодные зимние месяцы характеризовались максимальным насыщением воды кислородом.

Содержание тяжелых металлов. Медь на протяжении рассматриваемого периода характеризовалась достаточно стабильными уровнями (таблица 2). Средние концентрации за 2014-2025 гг. находились в диапазоне 1,2-1,9 мкг/дм³, что ниже предельно допустимых значений для рыбохозяйственных нормативов. Максимальные величины варьировали от 3,1 мкг/дм³ в Каракасском сужении до 4,5 мкг/дм³ в районе Новой Бухтармы и Хрестовки. Наиболее высокие значения зафиксированы в Хайрузовке, где содержание меди достигало 9,0 мкг/дм³. В пространственном распределении, наибольшие значения меди чаще встречаются в районах с интенсивной прибрежной деятельностью и в узких створах, где течение замедлено и происходят процессы накопления взвешенных частиц. Межгодовые изменения меди выражены слабо: в отдельные годы отмечались колебания в пределах 0,5-1,0 мкг/дм³ относительно среднего уровня, но общая тенденция роста или снижения отсутствует.

Таблица 2 – Средние многолетние концентрации ТМ в воде Буктырминского водохранилища (2014-2025 гг., мкг/дм³)

Створ	Cu	Zn	Ni	Mn	Cd	Pb
Хрестовка	1,64	1,77	0,04	7,22	слезы	слезы
Каракасское сужение	1,51	2,18	0,04	7,07	слезы	слезы
Новая Бухтарма	1,49	2,26	0,06	6,58	слезы	слезы
Куйган	1,67	1,96	0,07	7,04	слезы	слезы
Хайрузовка (р. Нарым)	1,53	2,35	0,20	6,69	слезы	слезы

Средние значения марганца в воде составляли 6,0-7,0 мкг/дм³, что соответствует низкому уровню загрязнения, однако в отдельные годы фиксировались значительно высокие значения. Так, в 2013 г. максимальное содержание достигало 24,0 мкг/дм³, в 2019 г. – 18,0 мкг/дм³, в 2023 г. – 12,0 мкг/дм³. Высокие значения марганца были зарегистрированы в 2019 г. в районе Хрестовки до 38,0 мкг/дм³. Характерно, что повышенные уровни марганца фиксировались преимущественно летом, т.к. в этот период происходит активное поступление металла из ДО в условиях снижения кислорода у дна и высокой температуры воды, что активизирует ранее накопленные соединения. Именно этот механизм объясняет устойчивые подъемы марганца у Куйгана и Хрестовки, где гидродинамика менее

интенсивна и процессы донного высвобождения наиболее выражены. Наблюдается повторяемость летних максимумов в годы с жаркой погодой и низкой водностью. Зимой и весной, напротив, концентрации выравнивались по акватории и опускались до фоновых величин. Следовательно, марганец представляет собой элемент, содержание которого сильнее зависит от сезонных факторов и внутренних процессов водоема, чем от внешнего притока.

Концентрации цинка были в пределах 2,0-3,0 мкг/дм³, что значительно ниже нормативных уровней. При этом зафиксированы значительные увеличения концентрации в 2017-2019 гг. до 15,0-38,0 мкг/дм³. у Хайрузовки и Куйгана и носили кратковременный характер, которое связано с поступлением загрязненных взвесей при паводках или с локальными хозяйственными воздействиями. В целом среднее содержание цинка по акватории оставался в пределах нормативных значений.

Никель, как и цинк, определялся преимущественно на уровне следов. Среднее содержание по многолетним данным составило менее 1,0 мкг/дм³. В отдельные годы наблюдались кратковременные подъемы до 12,0-18,0 мкг/дм³, зафиксированные в 2017-2019 гг., но они не повторялись систематически и не формировали устойчивую тенденцию. В подавляющем большинстве случаев никель находился на уровне, близком к пределу обнаружения, что указывает на отсутствие стабильного источника его поступления в водоем.

Свинец за весь период наблюдений определялся в крайне малых концентрациях. Содержание не превышало 0,3 мкг/дм³ и чаще всего фиксировалось на уровне следов. Кадмий также характеризовался низкими уровнями. Средние концентрации составляли около 0,02 мкг/дм³, максимальные значения достигали 0,3 мкг/дм³ в 2025 г. Подобные величины соответствуют естественному фоновому уровню и не указывают на наличие значимого техногенного источника [215].

Пространственный анализ показывает, что Новая Бухтарма и Каракасское сужение чаще всего характеризуются повышенными значениями меди, что связано с деятельностью прибрежных объектов и замедленным водообменом. В районе Хайрузовки фиксировались максимальные значения по меди и цинку, что может быть связано с локальными источниками поступления и особенностями гидрологии. Куйган и Хрестовка стали участками с наиболее частыми летними подъемами марганца, что подтверждает их особую роль в формировании внутриводоемных процессов. В то же время в среднем по акватории уровни ТМ остаются в пределах допустимых значений, что указывает на локализованный характер превышений. Анализ пространственного распределения металлов показал, что верхний плес в районе Новой Бухтармы характеризуется повышенными значениями меди, тогда как марганец выше среднего уровня в зонах Куйгана и Хрестовки. Каракасское сужение выделяется как участок с высокими колебаниями как меди, так и взвешенных веществ, что связано с особенностями гидродинамики. Участок у Хайрузовки демонстрирует более стабильные показатели, что объясняется хорошим водообменом и меньшей антропогенной нагрузкой.

Статистический анализ распределения концентраций меди, марганца, цинка и никеля по створам Буктырминского водохранилища за 2014-2025 гг. позволил выявить различия в характере изменчивости этих элементов (рисунок 3). Для меди установлено, что ее значения в большинстве случаев оставались на низком уровне, характерный диапазон составлял 1,2-1,7 мкг/дм³, а разброс показателей был небольшим, что указывает на стабильное состояние среды; вместе с тем в районах Новой Бухтармы и Каракасского сужения фиксировались отдельные превышения до 3,5-3,9 мкг/дм³, что связано с локальными источниками загрязнения.

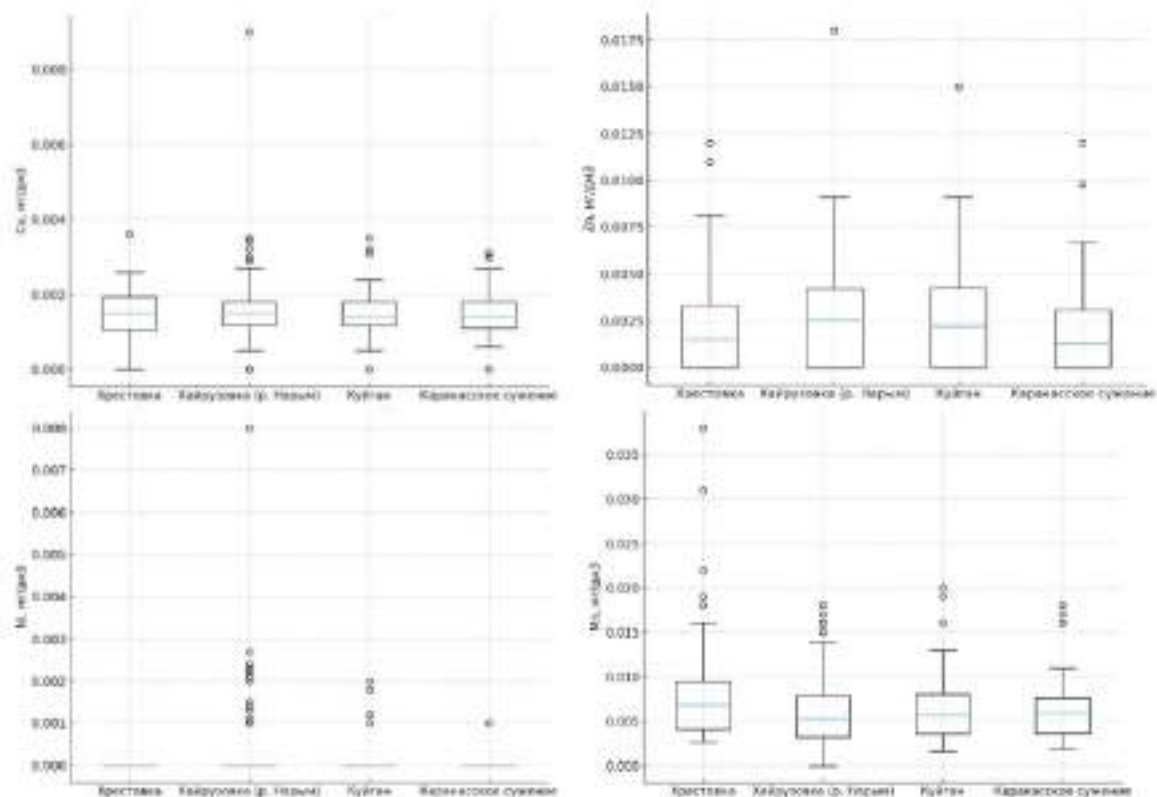


Рисунок 3 – Распределение меди, цинка, никеля и марганца по створам в 2014-2025 гг.

Анализ распределения марганца показал более широкую изменчивость: основные значения находились на уровне 7,0-9,0 мкг/дм³, но при этом наблюдались регулярные колебания, особенно в створах Хрестовка и Куйган, где в летний период происходили подъемы до 18,0-24,0 мкг/дм³, обусловленные вторичным поступлением металла из ДО. Цинк в целом регистрировался на уровне близком к пределам обнаружения, однако в Куйгане и Хайрузовке выявлены отдельные скачки до 30,0-38,0 мкг/дм³, что отражает эпизодический характер поступлений. Никель проявил себя как наиболее устойчивый элемент: его значения в среднем находились на уровне 2,0-3,0 мкг/дм³ при малом диапазоне изменчивости, но в Каракасском сужении и Новой Бухтарме отмечались подъемы до 12,0-18,0 мкг/дм³.

Таким образом, статистический анализ распределений показал, что медь и никель отличаются относительной стабильностью, марганец имеет устойчивую тенденцию к сезонным колебаниям, а цинк и никель подвержены эпизодическим всплескам, связанным с антропогенными факторами.

1.4 Системный анализ полученных данных

Системный анализ гидрохимического и токсикологического состояния Буктырминского водохранилища за 2014-2025 гг. позволил выделить ряд ключевых закономерностей, характеризующих как общее состояние водоема, так и локальные проявления экологического напряжения. Полученные результаты подтверждают, что экосистема сохраняет относительную устойчивость, однако в ее функционировании прослеживаются факторы, свидетельствующие о нарастающем антропогенном и климатическом воздействии.

Первостепенное значение имеет устойчивость основных гидрохимических параметров. Водная масса водохранилища характеризуется стабильной слабощелочной реакцией (pH 7,8-8,4), что отражает сбалансированность карбонатной системы. Содержание растворенного кислорода в среднем превышает 8,0 мг/дм³, что обеспечивает поддержание биологической продуктивности. При этом фиксировались эпизодические снижения до 7,2-

7,4 мг/дм³ летом, когда высокая температура и стратификация приводили к уменьшению насыщения придонных слоев. Анализ межгодовой динамики показал, что наиболее выраженные колебания приходятся на многоводные и засушливые периоды, когда меняется соотношение стока и водообмена.

Биохимическое потребление кислорода (БПК₅) и ХПК варьировали в диапазоне 1,4-1,9 и 8,5-9,6 мг/дм³ соответственно, что указывает на умеренную органическую нагрузку. Повышенные значения фиксировались в районах Новой Бухтармы и Каракасского сужения, где сосредоточены хозяйственная деятельность и населенные пункты. Взвешенные вещества в среднем находились на уровне 4,0-9,0 мг/дм³, однако экстремальные значения 69,0,-86,0 мг/дм³ (2013 и 2020 гг.) показали высокую зависимость от паводковых процессов и размыва берегов. Следовательно, система «гидрохимические параметры – органическая нагрузка – взвешенные вещества» демонстрирует общую стабильность, но уязвимость к экстремальным гидрологическим явлениям.

Ключевыми элементами токсикологического состояния выступают медь и марганец. Их концентрации в среднем составляют 1,5 и 8,0 мкг/дм³ соответственно, что ниже нормативных значений, однако в отдельные годы наблюдались максимумы до 3,9 мкг/дм³ (медь) и 24,0 мкг/дм³ (марганец). Особенно заметны устойчивые летние подъемы марганца, связанные с поступлением из ДО в условиях снижения кислородного содержания у придонного слоя. Наибольшие величины меди фиксировались в районе Новой Бухтармы и Каракасского сужения, что объясняется как интенсивной хозяйственной нагрузкой, так и гидродинамическими особенностями. Пространственный анализ показывает четкую дифференциацию по створам: марганец наиболее часто повышен у сел Куйган и Хрестовка, медь в районах Новой Бухтармы и Каракасского сужения, тогда как участок у Хайрузовки характеризуется более стабильными значениями благодаря приточному влиянию р. Нарым.

Цинк и никель определялись преимущественно в низких концентрациях, однако в 2017-2019 гг. зафиксированы кратковременные подъемы до 38,0 и 18,0 мкг/дм³ соответственно. Свинец и кадмий в воде находились в следовых концентрациях ($\leq 0,3$ мкг/дм³), что свидетельствует об отсутствии устойчивой техногенной нагрузки.

Выявленная пространственно-временная структура загрязнения подтверждает значимость внутренних процессов водоема. Донные отложения выступают в качестве ключевого депо, обеспечивающего вторичное поступление металлов в воду при изменении кислородного и температурного режимов, что делает летние периоды наиболее критичными для состояния экосистемы, когда усиливается вероятность мобилизации ранее накопленных соединений.

Антропогенное воздействие на водоем проявляется прежде всего через промышленную нагрузку региона, т.к. Восточный Казахстан является крупным центром горнодобывающей и металлургической промышленности. Поступление меди, цинка и никеля может быть связано с деятельностью таких предприятий, как Ульбинский металлургический завод, «Казцинк», Риддерский горно-обогатительный комплекс, Риддерский металлургический завод, а также Зыряновский свинцово-цинковый комбинат и горнорудные предприятия Глубоковского района. Деятельность данных предприятий исторически сопровождается сбросом сточных вод, загрязненных медью, цинком, свинцом и никелем, а также образованием хвостохранилищ, которые продолжают служить источником миграции загрязнителей в поверхностные и подземные воды. Несмотря на то, что в последние годы средние концентрации тяжелых металлов в водохранилище остаются низкими, эпизодические подъемы, особенно по цинку и никелю, свидетельствуют о наличии техногенного влияния со стороны этих промышленных объектов и подтверждают необходимость регулярного контроля [216-218].

Экологическое состояние водоема можно оценить как удовлетворительное. Несмотря на то, что концентрации большинства металлов находятся на низком уровне, локальные и сезонные повышения меди и марганца могут представлять риск для гидробионтов. Особенно это касается летней стратификации, когда в придонных слоях

снижается содержание кислорода, что может способствовать поступлению металлов из донных отложений. Такие процессы увеличивают вероятность накопления токсичных элементов в организмах и их дальнейшего распространения по пищевой цепи.

Для минимизации таких рисков необходимы дальнейшие исследования, включающие анализ ДО, биоаккумуляции металлов в гидробионтах и использование современных методов оценки качества воды. Важно расширить спектр наблюдений, включив новые пункты, особенно в районах повышенного хозяйственного использования. Также рекомендуется применение интегральных индексов загрязнения, которые позволяют комплексно оценивать состояние водоемов, учитывая совокупность химических и биологических показателей.

Опубликована 1 (одна) статья, в научном издании, рекомендованном КОКНВО (Приложение 1).

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1 UNESCO World Water Assessment Programme. The United Nations World water development report 2023: partnerships and cooperation for water Unesco.org. – 2023. – URL: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384655> (дата обращения 15.08.2025).

2 Integrated monitoring initiative for SDG 6. UN-Water Integrated Monitoring Initiative for Sustainable Development Goal 6 (IMI-SDG6): Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all. – 2020. – URL: <https://www.unwater.org/news/2020-data-drive> (дата обращения 15.08.2025).

3 Kumar V., Parihar R.D., Sharma A., Bakshi P., Singh Sidhu G.P., Bali A.S., Karaouzas I., Bhardwaj R., Thukral A.K., Gyasi-Agyei Y., et al. Global evaluation of heavy metal content in surface water bodies: A meta-analysis using heavy metal pollution indices and multivariate statistical analyses // *Chemosphere*. – 2019. – No. 236. – P. 124364. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124364>

4 Yuan G.L., Liu C., Chen L., Yang Z. Inputting history of heavy metals into the inland lake recorded in sediment profiles: Poyang Lake in China // *J. Hazard. Mater.* – 2011. – No. 185(1). – P. 336–345. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.039>

5 Armitage P.D., Bowes M.J., Vincent H.M. Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream: The River Nent (Cumbria, UK) after 28 years // *River Research and Applications*. – 2007. – No. 23(9). – P. 997–1015. <https://doi.org/10.1002/rra.1022>

6 Sin S.N., Chua H., Lo W., Ng L.M. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong // *Environ. Int.* – 2001. – No. 26(5–6). – P. 297–301. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00003-4](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00003-4)

7 Kamala-Kannan S., Batvari B.P.D., Lee K.J., Kannan N., Krishnamoorthy R., Shanthi K. et al. Assessment of heavy metals (Cd, Cr and Pb) in water, sediment and seaweed (*Ulva lactuca*) in the Pulicat lake // South East India. *Chemosphere*. – 2008. – No. 71. – P. 1233–1240.

8 Loska K., Cebula J., Pelczar J. et al. Use of Enrichment, and Contamination Factors Together with Geoaccumulation Indexes to Evaluate the Content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik Water Reservoir in Poland // *Water, Air, Soil Pollution*. – 1997. – No. 93. – P. 347–365. <https://doi.org/10.1023/A:1022121615949>

9 Pekey H. The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream // *Marine Pollution Bulletin*. – 2006. – No. 52(10). – P. 1197–1208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.02.012>

10 Şener E., Şener Ş., Bulut C. Assessment of heavy metal pollution and quality in lake water and sediment by various index methods and GIS: A case study in Beyşehir Lake, Turkey // *Marine Pollution Bulletin*. – 2023. – Vol. 192. – P. 115101. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115101>

11 Bai J., Cui B., Chen B., Zhang K., Deng W., Gao H., Xiao R. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake

- wetland, China // *Ecological Modelling*. – 2011. – Vol. 222(2). – P. 301–306. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.12.002>
- 12 Tao Y., Yuan Z., Wei M., Xiaona H. Characterization of heavy metals in water and sediments in Taihu Lake, China // *Environ. Monit. Assess.* – 2012. – No. 184. – P. 4367–4382. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2270-9>
- 13 Bi B., Liu X., Guo X., Lu S. Occurrence and risk assessment of heavy metals in water, sediment, and fish from Dongting Lake, China // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2018. – No. 25. – P. 34076–34090. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3329-8>
- 14 Fu J., Zhao C., Luo Y., Liu C., Kyzas G.Z., Luo Y., Zhao D., An S., Zhu H. Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: Their relations to environmental factors // *J. Hazard. Mater.* – 2014. – No. 270. – P. 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.044>
- 15 Li Q., Wu Z., Chu B., Zhang N., Cai S., Fang J. Heavy Metals in Coastal Wetland Sediments of the Pearl River Estuary, China // *Environ. Pollut.* – 2007. – No. 149. – P. 158–164.
- 16 Xiao J., Wang L., Deng L., Jin Z. Characteristics, Sources, Water Quality and Health Risk Assessment of Trace Elements in River Water and Well Water in the Chinese Loess Plateau // *Sci. Total Environ.* – 2019. – No. 650(Pt.2). – P. 2004–2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.322>
- 17 Zhou Q., Yang N., Li Y., Ren B., Ding X., Bian H., Yao X. Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017 // *Global Ecology and Conservation*. – 2020. – Vol. 22. – P. e00925. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00925>
- 18 Huang W.W., Zhang J. Effect of particle size on transition metal concentrations in the Changjiang (Yangtze River) and the Huanghe (Yellow River), China // *Sci. Total Environ.* – 1990. – No. 94. – P. 187–207.
- 19 Yang Z.F., Xia X.Q., Yu T., Hou Q.Y., Cao T.N., Zhong J. Distribution and fluxes of As and Cd trace metals in the Dongting Lake water system, Hunan Province // *China Geoscience*. – 2008. – No. 22. – P. 897–908. (in Chinese)
- 20 Wu B., Zhao D.Y., Jia H.Y., Zhang Y., Zhang X.X., Cheng S.P. Preliminary risk assessment of trace metal pollution in surface water from Yangtze River in Nanjing section, China // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 2009. – No. 82. – P. 405–409.
- 21 Elghobashy H.A., Zaghloul K.H., Metwally M.A.A. Effect of some water pollutants on the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* collected from the River Nile and some Egyptian Lakes, Egypt // *Egypt. J. Aquat. Biol. Fish.* – 2001. – No. 5. – P. 251–279.
- 22 Saeed S.M., Shaker I.M. Assessment of heavy metals pollution in water and sediments and their effect on *Oreochromis niloticus* in the Northern Delta Lakes, Egypt // *International Symposium on Tilapia in Aquaculture*. – 2008. – No. 8. – P. 475–488.
- 23 Bahnasawy M., Khidr A., Dheina N. Assessment of heavy metal concentrations in water, plankton, and fish of Lake Manzala, Egypt // *Turk. J. Zool.* – 2011. – No. 35. – P. 271–280.
- 24 Cui S., Ma C., Zhang F., Jia Z., Pan F., et al. Heavy metals in reservoirs: pollution characteristics, remediation technologies, and future prospects // *Agricultural Ecology and Environment*. – 2025. – No. 1. – P. e003. <https://doi.org/10.48130/ae-0025-0003>
- 25 Xiong J., Gao Y., Zhou Y., Wu H., Li X., et al. The development status and research frontier of lake sciences from the perspective of Natural Science Foundation of China // *Geographical Research*. – 2023. – No. 42(4). – P. 1088–1100. <https://doi.org/10.11821/dlyj020221301>
- 26 Mulligan M., Soesbergen A., Sáenz L. Goodd, a global dataset of more than 38,000 georeferenced dams // *Scientific Data*. – 2020. – No. 7(1). – P. 3. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0362-5>
- 27 Zhao Z., Wang S., Lu W., Yang W., Li S. Water quality assessment, possible origins and health risks of toxic metal loads in five cascade reservoirs in the upper Mekong // *Journal of Cleaner Production*. – 2024. – No. 441. – P. 141049. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141049>

- 28 Yuan X., Xue N., Han Z. A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years // *Journal of Environmental Sciences*. – 2021. – No. 101. – P. 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.08.013>
- 29 Ahmadijokani F., Molavi H., Peyghambari A., Shojaei A., Rezakazemi M., et al. Efficient removal of heavy metal ions from aqueous media by unmodified and modified nanodiamonds // *Journal of Environmental Management*. – 2022. – No. 316. – P. 115214. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115214>
- 30 Zhu H., Bing H., Wu Y., Zhou J., Sun H., et al. The spatial and vertical distribution of heavy metal contamination in sediments of the three gorges reservoir determined by anti-seasonal flow regulation // *Science of The Total Environment*. – 2019. – No. 664. – P. 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.016>
- 31 Liu P., Zheng C., Wen M., Luo X., Wu Z., et al. Ecological risk assessment and contamination history of heavy metals in the sediments of Chagan Lake, northeast China // *Water*. – 2021. – No. 13(7). – P. 894. <https://doi.org/10.3390/w13070894>
- 32 Wang Yu., Li B.L., Li J., Wang Zh., Xian F., Fan Y. Spatial distribution characteristics and pollution levels of heavy metals in surface water and sediments of the Heihe cascade reservoir system, China // *Water Supply*. – 2022. – No. 22(11). – P. 8353–8371. <https://doi.org/10.2166/ws.2022.360>
- 33 Audry S., Schafer J., Blanc G., Jonannean J.M. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France) // *Environmental Pollution*. – 2004. – No. 132(3). – P. 413–426. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.025>
- 34 Kumm M., Lu X., Wang J., Varis O. Basin-wide sediment trapping efficiency of emerging reservoirs along the Mekong // *Geomorphology*. – 2010. – No. 119(3). – P. 181–197. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.03.018>
- 35 Palazon L., Navas A. Modeling sediment sources and yields in a Pyrenean catchment draining to a large reservoir (Esera River, Ebro Basin) // *Journal of Soils and Sediments*. – 2014. – No. 14. – P. 1612–1625. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0911-7>
- 36 Tang Q., Collins A.L., Wen A.B., He X.B., Bao Y.H., Yan D.C., Long Y., Zhang Y.S. Particle size differentiation explains flow regulation controls on sediment sorting in the water-level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China // *Science of The Total Environment*. – 2018. – No. 633(8). – P. 1114–1125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.258>
- 37 Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L., Calmano W. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation // *Science of the Total Environment*. – 2001. – No. 266(1–3). – P. 195–202. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00740-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00740-3)
- 38 Audry S., Schafer J., Blanc G., Bossy C., Lavaux G. Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot-Garonne fluvial system (France) // *Applied Geochemistry*. – 2004. – No. 19(5). – P. 769–786. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2003.10.002>
- 39 Martin A., Pedersen T. Seasonal and interannual mobility of arsenic in a lake impacted by metal mining // *Environmental Science and Technology*. – 2002. – No. 36(7). – P. 1516–1523. <https://doi.org/10.1021/es0108537>
- 40 Hahn J., Opp C., Evgrafova A., Groll M., Zitzer N., Laufenberg G. 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. – No. 640(11). – P. 1072–1081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.295>
- 41 Jafarabadi A., Bakhtiyari A., Toosi A., Jadot C. Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran // *Chemosphere*. – 2017. – No. 185. 1090–1111. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.110>
- 42 Bing H.J., Wu Y.H., Zhou J., Sun H.Y., Wang X.X., Zhu H. Spatial variation of heavy metal contamination in the riparian sediments after two-year flow regulation in the Three Gorges

Reservoir, China // *Science of The Total Environment*. – 2019. – No. 649. – P. 1004–1016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.401>.

43 Souza V.A., Wasserman J.C. Distribution of heavy metals in sediments of a tropical reservoir in Brazil: sources and fate // *Journal of South American Earth Sciences*. – 2015. – No. 63(11). – P. 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2015.07.014>

44 Song J., Duan X., Han X., Li Y., Li Y., He D. The accumulation and redistribution of heavy metals in the water-level fluctuation zone of the Nuozhadu Reservoir, Upper Mekong // *Catena*. – 2019. – No. 172. – P. 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.027>

45 Wang C., Liu S., Zhao Q., Deng L., Dong S. Spatial variation and contamination assessment of heavy metals in sediments in the Manwan Reservoir, Lancang River // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2012. – No. 82. – P. 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.05.006>

46 Zhao L., Gong D., Zhao W., Lin L., Yang W., Guo W., Tang X., Li Q. Spatial-temporal distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in surface water of the Three Gorges Reservoir, China // *Science of The Total Environment*. – 2020. – No. 704. – P. 134883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134883>.

47 Fang Y., Deng W. The critical scale and section management of cascade hydropower exploitation in Southwestern China // *Energy*. – 2011. – No. 36(10). – P. 5944–5953. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.08.022>

48 Smith W.S., Espindola E., Rocha O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tiete River: limnological differences through the habitat sequence // *Acta Limnologica Brasiliensia*. – 2014. – No. 26(1). – P. 73–88. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100009>

49 Cardoso-Silva S., Meirelles S.T., Frascareli D., López-Doval J.C., Rosa A.H., Moschini-Carlos V., Pompêo M. Metals in superficial sediments of a cascade multisystem reservoir: contamination and potential ecological risk // *Environmental Earth Sciences*. – 2017. – No. 76(22). – P. 1–756. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7104-9>

50 Lee P.K., Lim J., Jeong Y.J., Hwang S., Lee J.Y., et al. Recent pollution and source identification of metal(loid)s in a sediment core from Gunsan Reservoir, South Korea // *Journal of Hazardous Materials*. – 2021. – No. 416. – P. 126204 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat>

51 Nikolić D., Skorić S., Lenhardt M., Hegediš A., Krpo-Četković J. Risk assessment of using fish from different types of reservoirs as human food – A study on European Perch (*Perca fluviatilis*) // *Environmental Pollution*. – 2020. – No. 257. – P. 113586. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113586>

52 Akogwu S., Wan Omar W.M., Muhammad S., Subehi L., Fielding J. Past metal(loid) pollution records inferred from the sediments of Bukit Merah Reservoir Perak, Malaysia // *Polish Journal of Environmental Studies*. – 2023. – No. 32(2). – P. 1507–1518. <https://doi.org/10.15244/pjoes/157053>

53 Cieśla M., Gruca-Rokosz R. Fate of heavy metals in ecosystems of dam reservoirs: Transport, distribution and significance of the origin of organic matter // *Environmental Pollution*. – 2024. – No. 361. – P. 124811. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124811>

54 Geng N. et al. Migration and transformation of heavy metal and its fate in intertidal sediments: A Review // *Processes*. – 2024. – No. 12(2). – P. 311. <https://doi.org/10.3390/pr12020311>

55 Chapman D.V. Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, Second Edition (2nd ed.) // CRC Press. – 1996. – 609 p. <https://doi.org/10.4324/NOE0419216001>

56 Ke X., Gui S., Huang H., Zhang H., Wang C., Guo W. Ecological risk assessment and source identification for metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China // *Chemosphere*. – 2017. – No. 175. – P. 473–481. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.029>.

57 Bartoszek L., Gruca-Rokosz R., Koszelnik P. Analysis of the desludging effectiveness of the Cierpisz and Kamionka Reservoirs as an effective method of the eutrophic ecosystem's recultivation // *Annual Set the Environment Protection*. – 2017. – No. 19. – P. 600–617.

58 Katkova-Zhukotskaya O., Kalyujnaya S. Bioindication using Fish and its Role in an Integrated Assessment of the Condition of Coastal Ecosystems: a Review // *Journal of Stress Physiology and Biochemistry*. – 2023. – No. 4. – P. 203–216. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/bioindication-using-fish-and-its-role-in-an-integrated-assessment-of-the-condition-of-coastal-ecosystems-a-review>

59 Baki M.A., Hossain M.M., Akter J., et al. Concentration of heavy metals in seafood (fishes, shrimp, lobster and crabs) and human health assessment in Saint Martin Island, Bangladesh // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2018. – No. 159. – P. 153–163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.035>

60 Djedjibegovic J., Marjanovic A., Tahirovic D., et al. Heavy metals in commercial fish and seafood products and risk assessment in adult population in Bosnia and Herzegovina // *Scientific Reports*. – 2020. – No. 10(1). – P. 13238. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70205-9>

61 Nour H.E.S. Distribution and accumulation ability of heavy metals in bivalve shells and associated sediment from Red Sea coast, Egypt // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2020. – No. 192(6). – P. 353. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08285-3>

62 Suami R.B., Sivalingam P., Kabala C.D., et al. Concentration of heavy metals in edible fishes from Atlantic coast of Muanda, Democratic Republic of the Congo // *Journal of Food Composition and Analysis*. – 2018. – No. 73. – P. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2018.07.006>

63 Habte G., Choi J.Y., Nho E.Y., et al. Determination of toxic heavy metal levels in commonly consumed species of shrimp and shellfish using ICP-MS/OES // *Food Science and Biotechnology*. – 2015. – No. 24(1). – P. 373–378. <https://doi.org/10.1007/s10068-015-0049-4>

64 Da Le N., Ha Hoang T.T., Phung V.P., Nguyen T.L., Duong T.T., Dinh L.M., Huong Pham T.M., Binh Phung T.X., Nguyen T.D., Duong T.N., Hanh Le T.M., Le P.T., Quynh Le T.P. Trace Metal Element Analysis in Some Seafood in the Coastal Zone of the Red River (Ba Lat Estuary, Vietnam) by Green Sample Preparation and Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (ICP-MS) // *J Anal Methods Chem*. – 2021. – No. 4. – P. 6649362. <https://doi.org/10.1155/2021/6649362>

65 L. Huang S., Rad L., Xu L., Gui X., Song Y., Li Z., Wu Z. Chen Heavy metal distribution, sources and ecological risk assessment in Huixian wetland South China // *Water*. – 2020. – No. 12. – P. 431. <https://doi.org/10.3390/w12020431>

66 Harikrishnan N., Ravishankar R., Chandrasekaran A., Gandhi M.S., Kanagasabapathy K.V., Prasad M.V.R., Satapathy K.K. Assessment of heavy metal contamination in marine sediments of east coast of Tamil Nadu affected by different pollution sources // *Mar. Pollut. Bull.*. – 2017. – No. 1-2(121). – P. 418–424. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.047>

67 Rao S.N. PIG: a numerical index for dissemination of groundwater contamination zones // *Hydrol. Process*. – 2012. – No. 26. – P. 3344–3350. <https://doi.org/10.1002/hyp.8456>

68 Xie Q., Ren B. Pollution and risk assessment of heavy metals in Rivers in the antimony capital of Xikuangshan // *Sci. Repo.* – 2022. – No. 12. – P. 14393. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-18584-z>

69 Blanck H., Dave G., Gustafsson K. An Annotated Literature Survey of Methods for Determination of Effects and Fate of Pollutants in Aquatic Environments. Report from the National Swedish Environment Protection Board, SNV PM 1050, Solna, Sweden, 1978. – P. 398.

70 Sun C., Zhang Z., Cao H., Xu M., Xu L. Concentration, speciation and ecological risk of heavy metal in the sediment of the Songhua River in an urban area with petrochemical industries // *Chemosphere*. – 2018. – No. 219. – P. 538–545. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.040>

71 L. Hakanson An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach // *Water Research*. – 1980. – No. 14. – P. 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)

- 72 Zakhem B.A., Hafez R. Heavy metal pollution index for groundwater quality in Damascus Oasis, Syria // *Environment and Earth Science*. – 2015. – Vol. 73. – P. 6591–6600. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3882-5>
- 73 Dash S., Borah S.S., Kalamdhad A. A modified indexing approach for assessment of heavy metal contamination in DeeporBeel India // *Ecol. Ind.* – 2019. – No. 106. – P. 105444. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105444>
- 74 Giri S., Singh A.K. Assessment of surface water quality using heavy metal pollution index in Subarnarekha River India // *Water Qual. Expo. Health*. – 2014. – No. 5. – P. 173–182. <https://doi.org/10.1007/s12403-013-0106-2>
- 75 Chaturvedi A., Bhattacharjee S., Singh A.K., Kumar V. A new approach for indexing groundwater heavy metal pollution // *Ecol. Ind.* – 2018. – No. 87. – P. 323–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.052>
- 76 Mahato M.K., Singh G., Singh P.K., Singh A.K., and Tiwari A.K. Assessment of mine water quality using heavy metal pollution index in a coal mining area of Damodar River basin, India // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 2017. – No. 99(4). – P. 54–61. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2097-3>
- 77 Raja V., Lakshmi R.V., Sekar C.P., Chitambaram S., Neelakantan M.A. Health risk assessment of heavy metals in groundwater of Industrial Township Virudhunagar, Tamil Nadu India // *Arch. Environ. Contam. Technol.* – 2021. – No. 80. – P. 144–163. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00795-y>
- 78 Zakir H.M., Sharmin S., Akter A., Rahman M.S. Assessment of health risk of heavy metals and water quality indices for irrigation and drinking suitability of waters: a case study of Jamalpur Sadar area Bangladesh // *Environmental Advances*. – 2020. – No. 2. – P. 100005. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100005>
- 79 Sahoo S., Khaoash S. Impact assessment of coal mining on groundwater chemistry and its quality from Brajrajnagar coal mining area using indexing models // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2020. – No. 215. – P. 106559. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106559>
- 80 Singh G., Kamal R.K. Heavy metal contamination and its indexing approach for groundwater of Goa mining region, India // *Appl Water Sci.* – 2017. – No. 7. – P. 1479–1485. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0430-3>
- 81 Omwene P.I., Oncel M.S., Celen M., Kobya M. Heavy metal pollution and spatial distribution in surface sediments of Mustafakemalpasa stream located in the world's largest borate basin (Turkey) // *Chemosphere*. – 2018. – No. 208. – P. 782–792. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.031>
- 82 Duodu G.O., Goonetilleke A., Ayoko G.A. Comparison of pollution indices for the assessment of heavy metal in Brisbane River sediment // *Environmental Pollution*. – 2016. – No. 219. – P. 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.008>
- 83 Sarkar S., Ghosh P.B., Sil A.K., Saha T. Heavy metal pollution assessment through comparison of different indices in sewage fed fishery pond sediments at East Kolkata Wetland India // *Environ. Earth Sci.* – 2010. – No. 63. – P. 915–924. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0760-7>
- 84 Andera M.E., Carolina T.A., Jose C.T., Luis M.J., Carlos G.L. Evaluation of contaminants in agricultural soils in and irrigation district in Colombia // *Heliyon*. – 2019. – No. 5. – P. e02217. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02217>
- 85 Kanda A., Ncube F., Hwende T., Makumbe P. Assessment trace element contamination of urban surface soil at informal industrial sites in a low-income country // *Environ. Geochem. Health*. – 2020. – Vol. 42. – P. 1469–1485. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0127-7>
- 86 Ibienbo Chris D., Imachrist Ibienbo D. Geo-Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediment and Water from Coastal Marine Wetland in Rivers State, Nigeria // *Pollution*. – 2020. – No. 10(4). – P. 1103–1116. <https://doi.org/10.22059/poll.2024.373993.2287>

- 87 Soller J. A. et al. Human health risk implications of multiple sources of faecal indicator bacteria in a recreational waterbody // *Water Res.* – 2014. – No. 66. – P. 254–264. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.026>
- 88 Wang Q., Li S., Jia P., Qi C., Ding F. A review of surface water quality models // *Sci. World J.* – 2013. – No. 20. – P. 231768. <https://doi.org/10.1155/2013/231768>
- 89 Torres-Bejarano, F. et al. Numerical modelling of heavy metal dynamics in a river-lagoon system // *Math. Probl. Eng. J.* – 2019. – No. 1. – P. 8485031. <https://doi.org/10.1155/2019/8485031>
- 90 Barrios-Piña H., Ramírez-León H., Rodríguez-Cuevas C., Couder-Castañeda C. Multilayer numerical modeling of flows through vegetation using a mixing-length turbulence model // *Water (Switzerland)*. – 2014. – No. 6. – P. 2084. <https://doi.org/10.3390/w6072084>
- 91 Rodríguez-Cuevas C., Couder-Castañeda C., Flores-Mendez E., Herrera-Díaz I. E., Cisneros-Almazan R. Modelling shallow water wakes using a hybrid turbulence model // *J. Appl. Math.* – 2014. – No. 1. – P. 714031. <https://doi.org/10.1155/2014/714031>
- 92 Ramírez-León H., Couder-Castaneda C., Herrera-Díaz I., Barrios-Pina H. Numerical modeling of the thermal discharge of the laguna verde power station // *Revis. Int. de Metodos Numer. Para Calculo y Diseno en Ing.* – 2013. – No. 29. – P. 114–121. <https://doi.org/10.1016/J.RIMNI.2013.04.002>
- 93 Ramírez-León H., Barrios-Piña H., Torres-Bejarano F., Cuevas-Otero A., Rodríguez-Cuevas C. Numerical modelling of the laguna verde nuclear power station thermal plume discharge to the sea // In *International Conference on Supercomputing in Mexico*, 2015. – Vol. 595. – P. 495–507. https://doi.org/10.1007/978-3-319-32243-8_35
- 94 León H.R., Piña H.A. B., Cuevas C.R., Castañeda C.C. Baroclinic mathematical modeling of fresh water plumes in the interaction river-sea // *Int. J. Numer. Anal. Model.* – 2005. – Vol. 2. – P. 1–14.
- 95 Rodríguez-Cuevas C., Rocha-Escalante H., Couder-Castañeda C., Medina I., Hernández-Gómez J. Hydrodynamic-based numerical assessment of flood risk of Tamaulipas city, Mexico, by Tampacán river: A forecast considering climate change // *Water (Switzerland)*. – 2019. – Vol. 1. – P. 2. <https://doi.org/10.3390/w11091867>
- 96 Monfared, S.A.H. et al. Water quality planning in rivers: Assimilative capacity and dilution flow // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 2017. – No. 99. – P. 531–541. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2182-7>
- 97 Glasoe S., Steiner F., Budd W., Young G. Assimilative capacity and water resource management: Four examples from the United States // *Landsc. Urban Plan.* – 1990. – No. 19. – P. 17–46. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(90\)90033-X](https://doi.org/10.1016/0169-2046(90)90033-X)
- 98 Valcarcel R. et al. Modeling water quality in the middle segment of the Luyano river // *Nucleus (Havana)*. – 2010. – No. 47. – P. 16–23. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-084X2010000100003&lng=en&tlng=en
- 99 Zhang C.-X., You X.-Y. Application of EFDC model to grading the eutrophic state of reservoir: Case study in Tianjin Erwangzhuang reservoir, China // *Eng. Appl. Comput. Fluid Mech.* – 2017. – No. 11. – P. 111–126. <https://doi.org/10.1080/19942060.2016.1249411>
- 100 Duruibe J.O., Ogwuegbu M.O.C., Egwurugwu J.N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects // *Int. J. Phys. Sci.* – 2007. – No. 2(5). – P. 112–118.
- 101 Fanger H.-U., Kuhn H., Michaelis W., Müller A., Riethmüller R. Investigation of material transport and load in tidal rivers // *Water Sci. Technol.* – 1986. – No. 18(4–5). – P. 101–110. <https://doi.org/10.2166/wst.0185>
- 102 Ani E.C., Wallis S., Kraslawski A., Agachi P.S. Development, calibration and evaluation of two mathematical models for pollutant transport in a small river // *Environ. Model Softw.* – 2009. – No. 24(10). – P. 1139–1152. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft>

- 103 Kachiashvili K., Gordeziani D., Lazarov R., Melikdzhanian D. Modeling and simulation of pollutants transport in rivers // *Appl. Math. Modell.* – 2007. – No. 31(7). – P. 1371–1396. <https://doi.org/10.1016/j.apm>
- 104 Kashefipour S.M., Roshanfekr A. Numerical modelling of heavy metals transport processes in riverine basins // *Numer. Modell.* – 2012. – No. 6. – P. 91–114. <https://doi.org/10.5772/35931>
- 105 Nodefarahani M. et al. Metal pollution assessment in surface sediments of Namak Lake, Iran // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2020. – No. 27. – P. 45639–45649. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10298-x>
- 106 Aradpour S., Noori R., Vesali Naseh M., Hosseinzadeh M., Safavi S., Rozegar F., Maghrebi M. Alarming carcinogenic and non-carcinogenic risk of heavy metals in Sabalan dam reservoir, Northwest of Iran // *Environ. Pollut. Bioavail.* – 2021. – No. 33(1). – P. 278–291. <https://doi.org/10.1080/26395940.2021.1978868>
- 107 Wu Y., Falconer R.A. A mass conservative 3-D numerical model for predicting solute fluxes in estuarine waters // *Adv. Water Resour.* – 2000. – No. 23(5). – P. 531–543. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(99\)00035-4](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(99)00035-4)
- 108 Wu Y., Falconer R.A., Lin B. Hydro-environmental modelling of heavy metal fluxes in an estuary // In: *Proceedings of 29th IAHR Congress*, Tsinghua University Press, Beijing, China, 2001. – P. 732–739.
- 109 Noori R. et al. A reduced-order based model for simulation of nitrate concentration in dam reservoirs // *J. Hydrol.* – 2015. – No. 530. – P. 645–656. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.022>
- 110 Khalilzadeh Poshtegal M., Mirbagheri S.A. The heavy metals pollution index and water quality monitoring of the Zarrineh River, Iran // *Environ. Eng. Geosci.* – 2019. – No. 25(2). – P. 179–188. <https://doi.org/10.2113/EEG-1996>
- 111 Lokman A., Ismail W.Z.W., Aziz N.A.A. A Review of Water Quality Forecasting and Classification Using Machine Learning Models and Statistical Analysis // *Water*. – 2025. – No. 17. – P. 2243. <https://doi.org/10.3390/w17152243>
- 112 GESAMP Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Environment: A Global Assessment. In: Kershaw, P.J., Ed. *Rep. Stud., GESAMP*. – 2015. – No. 90. – 98 p.
- 113 UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern. United Nations Environment Programme, Nairobi, 2016. – 77 p. https://wedc.unep.org/media/docs/assessments/UNEP_Frontiers_2016_report_emerging_issues_of_environmental_concern.pdf
- 114 Hurley R., Woodward J., Rothwell J.J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding // *Nature Geosci.* – 2018. – No. 11. – P. 251–257. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0080-1>
- 115 Zhang Z.D., Chenning D., Li L., Li L., Wu H., Ye J. Microplastic pollution in the Yangtze River Basin: Heterogeneity of abundances and characteristics in different environments // *Environmental Pollution*. – 2021. – No. 287. – P. 117580. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117580>
- 116 Kılıç E., Yücel N., Bengil F., Bengil E., Şahutoğlu S. Microplastic pollution levels in the surface water and sediment of Orontes basin: Urgent risk for endangered species // *Marine Pollution Bulletin*. – 2024. – No. 208. – P. 116945. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116945>
- 117 Ye L., Zhao Q., Jin J. et al. Microplastics in Sediments of the Urban River Jinjiang: Sources, Distribution, and Risk Assessment // *Water Air Soil Pollut.* – 2024. – No. 235. – P. 628. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07451-4>
- 118 Shen M., Li Y., Qin L., Chen X., Ao T., Liang X., Jin K., Dou Y., Li J., Duan X. Distribution and risk assessment of microplastics in a source water reservoir, Central China // *Sci Rep.* – 2025. – No. 15(1). – P. 468. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-84894-z>

- 119 Lin L., Pan X., Zhang S., Li D., Zhai W., Wang Z., Tao J., Mi C., Li Q., Crittenden J.C. Distribution and source of microplastics in China's second largest reservoir - Danjiangkou Reservoir // *J. Environ. Sci. (China)*. – 2021. – No. 102. – P. 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.09.018>
- 120 Sutton A., Turner A., Anthropogenic microfibrils and other microplastics in the sediments and soils of a small, moorland reservoir (Burrator, southwest England) // *Discover Environment*. – 2025. – No. 3. – P. 126. <https://doi.org/10.1007/s44274-025-00336-1>
- 121 Pojar L., Dobre O., Lazăr C., Baboș T., Ristea O., Constantin A., Cristoiu N. Microplastic Evaluation in Water and Sediments of a Dam Reservoir–Riverine System in the Eastern Carpathians, Romania // *Sustainability*. – 2024. – No. 16. – P. 4541. <https://doi.org/10.3390/su16114541>
- 122 Strojny W., Gruca-Rokosz R., Cieśla M. Preliminary Study of the Occurrence of Microplastics in the Sediments of the Rzeszów Reservoir Using the Laser Direct Infrared (LDIR) Method // *Sustainability*. – 2023. – No. 15. – P. 16653. <https://doi.org/10.3390/su152416653>
- 123 Hoellein T., Rovegno C., Uhrin A.V., Johnson E., Herring C. Microplastics in Invasive Freshwater Mussels (*Dreissena* sp.): Spatiotemporal Variation and Occurrence With Chemical Contaminants // *Front. Mar. Sci.* – 2021. – No. 8. – P. 690401. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.690401>
- 124 Phuong N.N., Poirier L., Pham Q.T., Lagarde F., Zalouk-Vergnoux A. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: location, season and/or mode of life? // *Mar. Pollut. Bull.* – 2018. – No. 129. – P. 664–674. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.054>
- 125 Covernton G.A., Collicutt B., Gurney-Smith H.J., Pearce C.M., Dower J.F., Ross P.S., et al. Microplastics in bivalves and their habitat in relation to shellfish aquaculture proximity in coastal British Columbia, Canada // *Aquac. Environ. Interact.* – 2019. – No. 11. – P. 357–374. <https://doi.org/10.3354/aei00316>
- 126 Li J., Lusher A.L., Rotchell J.M., Deudero S., Turra A., Bråte I.L. et al. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution // *Environ. Pollut.* – 2019. – No. 244. – P. 522–533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>
- 127 Zhang F., Man Y.B., Mo W.Y., Man K.Y., Wong M.H. Direct and indirect effects of microplastics on bivalves, with a focus on edible species: a mini-review // *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* – 2020. – No. 50. – P. 2109–2143. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1700752>
- 128 Ward J.E., Zhao S., Holohan B.A., Mladinich K.M., Griffin T.W., Wozniak J., et al. Selective ingestion and egestion of plastic particles by the blue mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern oyster (*Crassostrea virginica*): implications for using bivalves as bioindicators of microplastic pollution. *Environ. Sci. Technol.* – 2019b. – No. 53. – P. 8776–8784. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02073>
- 129 Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W., et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes // *Mar. Pollut. Bull.* – 2013. – No. 77. – P. 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013>
- 130 Magni S., Gagné F., André C., Della Torre C., Auclair J., Hanana H., et al. Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia) // *Sci. Total Environ.* – 2018. – No. 631. – P. 778–788. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.075>
- 131 Pedersen A.F., Gopalakrishnan K., Boegehold A.G., Peraino N.J., Westrick J.A., Kashian D.R. Microplastic ingestion by quagga mussels, *Dreissena bugensis*, and its effects on physiological processes // *Environ. Pollut.* – 2020. – No. 260. – P. 113964. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113964>
- 132 Galafassi S., Campanale C., Massarelli C., Uricchio V.F., Volta P. Do Freshwater Fish Eat Microplastics? A Review with A Focus on Effects on Fish Health and Predictive Traits of MPs Ingestion // *Water*. – 2021. – No. 13. – P. 2214. <https://doi.org/10.3390/w13162214>

- 133 Christiana M.B., Gwendolyn L.L., Shelly L.M., Charles J.M. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre // *Marine Pollution Bulletin*. – 2010. – Vol. 60(12). – P. 2275–2278. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>
- 134 Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., Galloway S. Microplastic Ingestion by Zooplankton // *Environmental Science and Technology*. – 2013. – No. 47(12). – P. 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- 135 Walkinshaw Ch., Lindeque P.K., Thompson R., Tolhurst T., Cole M. Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2020. – Vol. 190. – P. 110066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>
- 136 Neish Mc., Kim R.E., Barrett L.H., et al. Microplastic in riverine fish is connected to species traits // *Sci. Rep.* – 2018. – No. 8. – P. 11639. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29980-2>
- 137 Vries A., Govoni D., Halldór Árnason S., Carlsson P. Microplastic ingestion by fish: Body size, condition factor and gut fullness are not related to the amount of plastics consumed // *Marine Pollution Bulletin*. – 2020. – Vol. 151. – P. 110827. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110827>
- 138 Jaafar N., Azfaralariff A., Musa S.M., Mohamed M., Hafidz Yusoff A., Mat Lazim A. Occurrence, distribution and characteristics of microplastics in gastrointestinal tract and gills of commercial marine fish from Malaysia // *Science of The Total Environment*. – 2021. – Vol. 799. – P. 149457. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149457>
- 139 Vayghan A.H., Rasta M., Zakeri M., Kelly F.J. Spatial distribution of microplastics pollution in sediments and surface waters of the Aras River and reservoir: An international river in Northwestern Iran // *Science of The Total Environment*. – 2022. – Vol. 843. – P. 156894. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156894>
- 140 Berkel C., Özbek O. Methods used in the identification and quantification of micro(nano) plastics from water environments // *South African Journal of Chemical Engineering*. – 2024. – Vol. 50. – P. 388–403. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2024.09.010>
- 141 Mariano S., Tacconi S., Fidaleo M., Rossi M., Dini L. Micro and Nanoplastics Identification: Classic Methods and Innovative Detection Techniques // *Front. Toxicol.* – 2021. – No. 3. – P. 636640. <https://doi.org/10.3389/ftox.2021.636640>
- 142 Böke J.S., Popp J., Krafft C. Optical photothermal infrared spectroscopy with simultaneously acquired Raman spectroscopy for two-dimensional microplastic identification // *Sci. Rep.* – 2022. – No. 12. – P. 18785. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-23318-2>
- 143 Shim W.J., Hong S.H., Eo S. Identification methods in microplastic analysis: a review // *Analytical Methods*. – 2016. – No. 9. – P. 1384–1391. <https://doi.org/10.1039/C6AY02558G>
- 144 Cooper D.A., Corcoran P.L. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii // *Mar. Pollut. Bull.* – 2010. – No. 60. – P. 650–654. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.026>
- 145 Vianello A., Boldrin A., Guerriero P., Moschino V., Rella R., Sturaro A., Da Ros L. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification // *Estuar. Coast. Shelf. S.* – 2013. – No. 130. – P. 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- 146 Yu J., Wang P., Ni F., Cizdziel J., Wu D., Zhao Q., Zhou Y. Characterisation of microplastics in environment by thermal gravimetric analysis coupled with Fourier transform infrared spectroscopy // *Marine Pollution Bulletin*. – 2019. – No. 145. – P. 153–160. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.037>
- 147 Peez N., Janiska M.C., Imhof W. The first of quantitative ¹H NMR spectroscopy as a simple and fast method of identification and quantification of microplastic particles (PE, PET and PS) // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. – 2019. – No. 411(4). – P. 823–833. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1510-z>

- 148 Majewsky M., Bitter H., Eiche E., Horn H. Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC) // *The Science of the Total Environment*. – 2016. – No. 568. – P. 507–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.017>
- 149 Dumichen E., Barthel A.K., Braun U., Bannick C.G., Brand K., Jekel M., Senz R. Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method // *Water Research*. – 2015. – No. 85. – P. 451–457. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.002>
- 150 Biver T., Bianchi S., Carosi M.R., Ceccarini A., Corti A., Manco E., Castelvetro V. Selective determination of poly(styrene) and polyolefin microplastics in sandy beach sediments by gel permeation chromatography coupled with fluorescence detection // *Marine Pollution Bulletin*. – 2018. – No. 136. – P. 269–275. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.024>
- 151 Wagner J., Wang Z.M., Ghosal S., Rochman C., Gassel M., Wall S. Novel method for the extraction and identification of microplastics in ocean trawl and fish gut matrices // *Analytical Methods*. – 2017. – No. 9(9). – P. 1479–1490. <https://doi.org/https://doi.org/10.1039/C6AY02396G>
- 152 Ariza-Tarazona M.C., Villarreal-Chiu J.F., Barbieri V., Siligardi C., Cedillo-Gonzalez E.L. New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor // *Ceramics International*. – 2019. – No. 45(7). – P. 9618–9624. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.10.208>
- 153 Kappler A., Fischer D., Oberbeckmann S., Schernewski G., Labrenz M., Eichhorn K.J., Voit B. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. – 2016. – No. 408(29). – P. 8377–8391. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9956-3>
- 154 Jung M.R., Horge F. D., Orski S.V., Rodriguez V., Beers K.L., Balazs G.H., Jones T.T., Work T.M., Brignac K.C., Royer S.-J., Hyrenbach K.D., Jensen B.A., Lynch J.M. Validation of ATR FTIR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms // *Marine Pollution Bulletin*. – 2018. – No. 127. – P. 704–716. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.06>
- 155 Bhargava R., Wang S.Q., Koenig J.L. FTIR Microspectroscopy of polymeric systems // *Advances in Polymer Science*. – 2003. – No. 163. – P. 137–191. <https://doi.org/10.1007/b11052>
- 156 Mecozzi M., Pietroletti M., Monakhova Y.B. FTIR spectroscopy supported by statistical techniques for the structural characterisation of plastic debris in the marine environment: Application to monitoring studies // *Marine Pollution Bulletin*. – 2016. – No. 106(1–2). – P. 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.012>
- 157 Munno K., de Frond H., O'Donnell B., Rochman C.M. Increasing the accessibility for characterizing microplastics: introducing new application-based and spectral libraries of plastic particles (SLoPP and SLoPP-E) // *Anal. Chem*. – 2020. – No. 92. – P. 2443–2451. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.9b03626>
- 158 Van Cauwenberghe L., Vanreusel A., Mees J., Janssen C.R. Microplastic pollution in deep-sea sediments // *Environ. Pollut.* – 2013. – No. 182. – P. 495–499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>
- 159 Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., et al. Microplastic ingestion by zooplankton // *Environ. Sci. Technol.* – 2013. – No. 47. – P. 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- 160 Murray F., Cowie P.R. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758) // *Mar. Pollut. Bull.* – 2011. – No. 62. – P. 1207–1217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>
- 161 Madibekov A., Ismukhanova L., Opp C., Sultanbekova B., Zhadi A., Nemkaeva R., Madibekova A. Pilot Study of Microplastics in Snow from the Zhetysay Region (Kazakhstan) // *Appl. Sci.* – 2025. – No. 15. – P. 7736. <https://doi.org/10.3390/app15147736>

- 162 Bin Zahir Arju M.Z., Hridi N.A., Dewan L., Suhaila Amin M.N., Rashid T.U., Azad A.K., Rahman S., Hossain M., Habib A. Deep-learning enabled rapid and low-cost detection of microplastics in consumer products following on-site extraction and image processing // *RSC Adv.* – 2025. – No. 15(14). – P. 10473–10483. <https://doi.org/10.1039/d4ra07991d>
- 163 Rermborirak K., Nanuan Ph., Komonpan P., Sukpancharoen S. Low-cost portable microplastic detection system integrating Nile red fluorescence staining with YOLOv8-based deep learning // *Journal of Hazardous Materials Advances.* – 2025. – Vol. 19. – P. 100787. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100787>
- 164 Pensiri A., Md Eshrat E., Arsanchai Sukkuea A. Enhanced detection and classification of microplastics in marine environments using deep learning // *Regional Studies in Marine Science.* – 2024. – Vol. 80. – P. 103880. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103880>
- 165 Li F., Tian J., Guo X., Xu L. Hybrid deep learning framework for environmental microplastic classification: Integrating CNN-based spectral feature extraction and transformer models // *Environmental Pollution.* – 2025. – Vol. 384. – P. 126989. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126989>
- 166 Pensiri A., Sukkuea A., Thongnonghin B. Comparative analysis of five convolutional neural networks and transfer learning classification approach for microplastics in wastewater treatment plants // *Ecological Informatics.* – 2023. – Vol. 78. – P. 102328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102328>
- 167 Primpke S., Cross R.K., Mintenig S.M., et al. Toward the Systematic Identification of Microplastics in the Environment: Evaluation of a New Independent Software Tool (siMPle) for Spectroscopic Analysis // *Applied Spectroscopy.* – 2020. – No. 74(9). – P. 1127–1138. <https://doi.org/10.1177/0003702820917760>
- 168 Qin Y., Qiu J., Tang N., He Y., Fan L. Deep learning analysis for rapid detection and classification of household plastics based on Raman spectroscopy // *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy.* – 2024. – Vol. 309. – P. 123854. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2024.123854>
- 169 Jinadasa W., Kahawalage A., Halstensen M., Skeie N.-O., Jens K.-J. Deep Learning Approach for Raman Spectroscopy // *IntechOpen, London, 2021.* <https://doi.org/10.5772/intechopen.99770>
- 170 Nyakuchena M., Juntunen C., Sung Y. Deep-learning-assisted near-infrared hyperspectral imaging for microplastic classification // *Powder Technology.* – 2025. – Vol. 457. – P. 120933. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2025.120933>
- 171 Liu Y., Zhao G., Liu F. Deep Learning-Based Shape Classification for Hyperspectral-Imaged Microplastics // *Analytical Chemistry.* – 2025. – Vol. 97 (38). – P. 20798–20808. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.5c02683>
- 172 Jingfan Zh., Taojing Y., Jianyu W., Qingwen Zh. Machine Learning Assisted Identification of Polymers in Coated Paper Using Pyrolysis Gas Chromatography Mass Spectrometry // Available at SSRN. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4564903>
- 173 Moiseenko T.I. Effects of acidification on aquatic ecosystems // *Russ. J. Ecol.* – 2005. – No. 36. – P. 93–102. <https://doi.org/10.1007/s11184-005-0017-y>
- 174 Saravanan P., Saravanan V., Rajeshkannan R., Arnica G., Rajasimman M., Baskar G., Pugazhendhi A. Comprehensive review on toxic heavy metals in the aquatic system: sources, identification, treatment strategies, and health risk assessment // *Environmental Research.* – 2024. – Vol. 258. – P. 119440. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119440>
- 175 ISO 24187:2023. Principles for the analysis of microplastics present in the environment. – 2023. – No. 1. – 28 p.
- 176 СТ РК ГОСТ Р 51592-2003. Вода. Общие требования к отбору проб. Астана: Госстандарт, 2003. – 77 с.
- 177 ГОСТ 17.1.5.01-80. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. – М.: ИПК Изд-во стандартов, 2002. – 7 с.

- 178 Алекин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеорологическое издательство, 1970. – 446 с.
- 179 Унифицированные методы анализа вод. Под ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Химия, 1978. – 376 с.
- 180 ГОСТ 26929-94. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов. – М.: Стандартинформ, 2010. – 12 с.
- 181 СТ РК ИСО 8288-2005. Качество воды. Определение кобальта, никеля, меди, цинка, кадмия и свинца. Пламенные атомно-абсорбционные спектрометрические методы. – Астана, 2005. – 23 с.
- 182 РД 52.18.289-90. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой доли подвижных форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия, кобальта, хрома, марганца) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом. – М., 1990. – 37 с.
- 183 ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, pH и плотного остатка водной вытяжки. – М. Стандартинформ, 2011. – 6 с.
- 184 Masura J., Baker J., Foster G., Arthur C. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48. – 2015. – 39 p. https://repository.oceanbestpractices.org/bitstream/handle/11329/1076/noaa_microplastics_methods_manual.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- 185 Elder J.F. Metal biogeochemistry in surface-water systems. – United States Government Printing Office, 1988. – 43 p.
- 186 Тихомиров О.А., Марков М.В. Накопление тяжелых металлов в донных отложениях аквальных комплексов водохранилища сезонного регулирования стока // Ученые Записки Казанского Государственного Университета. – 2009. – Т. 151, кн. 3. – С. 143–152.
- 187 Jia Zh., Li Sh., Liu Q., Jiang F., Hu J. Distribution and partitioning of heavy metals in water and sediments of a typical estuary (Modaomen, South China): The effect of water density stratification associated with salinity // Environmental Pollution. – 2021. – Vol. 287. – P. 117277. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117277>
- 188 Ismukhanova L., Choduraev T., Opp C., Madibekov A. Accumulation of Heavy Metals in Bottom Sediment and Their Migration in the Water Ecosystem of Kapshagay Reservoir in Kazakhstan // Applied Sciences. – 2022. – No. 12. – P. 11474. <https://doi.org/10.3390/app122211474>
- 189 Савинкова О.В. О взаимосвязи гидрологического и гидрохимического режимов Бухтарминского водохранилища // Гидрометеорология и экология. – 2013. – № 1. – С. 137–144.
- 190 Алибаев К.У. Водохранилища на реке Иртыш Бухтарминское водохранилище (литературный обзор) // ПК «Институт «Казгипроводхоз». Алматы, 2020. – 38 с.
- 191 Мартехов П.Ф. К ведению рыбного хозяйства на внутренних водоемах. Биологические основы рыбного хозяйства на водоемах Средней Азии и Казахстана // А-Ата, 1966. – С. 25–27.
- 192 Ерещенко В.И., Тютеньков С.К. Результаты акклиматизационных работ в Бухтарминском и других водохранилищах Казахстана. Акклиматизация рыб и беспозвоночных в водоемах СССР // М.: 1968. – С. 228–237.
- 193 Ерещенко В.И. Особенности Бухтарминского водохранилища, влияющие на его рыбопродуктивность // Гидробиология и ихтиология. Душанбе, 1969. – С. 134–147.
- 194 Федотова Л.А. Пути повышения эффективности Бухтарминского НВХ. Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана // Фрунзе, 1978. – С. 429–431.
- 195 Исмуханов Х.К. Рациональное использование кормовых ресурсов и повышение рыбопродуктивности Бухтарминского водохранилища. Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования. Томск, 1973. – С. 131–133.

196 Исмуханов Х.К. Формирование рыбных запасов Бухтарминского водохранилища под воздействием акклиматизационных мероприятий и других факторов // Известия ГосНИОРХ. Л.: 1980. – Т. 152. – С. 12–22.

197 Кириченко О.И. К вопросу о восстановлении численности аборигенных видов рыб Бухтарминского водохранилища // Охрана окружающей среды и природопользование Прииртышья. Усть-Каменогорск, 1990. – С. 153–154.

198 Куликов Е.В. Влияние гидрологического режима реки Черный Иртыш на формирование рыбных запасов // Биологические науки Казахстана. Павлодар, 2005. – № 2. – С. 30–35.

199 Куликова Е.В., Тирская Н.А. Особенности накопления и перераспределения тяжелых металлов в органах и тканях рыб Бухтарминского водохранилища // Гидрометеорология и экология. – 2005. – № 2. – С. 144–152.

200 Куланбаева Г.С., Романова С.М. Распределение тяжелых металлов в континентальных озерах под влиянием антропогенных факторов // Наука и техника Казахстана. – 2002. – № 2. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/raspredelenie-tyazhelykh-metallov-v-kontinentalnykh-ozerah-pod-vliyaniem-antropogennykh-faktorov> (дата обращения: 17.07.2025).

201 Тютеньков С.К. Краткий обзор рыб и беспозвоночных, акклиматизированных на водоемах Казахстана. А-Ата, 1963.

202 Тютеньков С.К., Козляткин А.Л. Акклиматизация кормовых беспозвоночных в Бухтарминском водохранилище // Рыбные ресурсы водоемов Казахстана и их использование. А-Ата, 1984. – Вып. 8. – С. 90–92.

203 Пильгук В.Я. Формирование зоопланктона Бухтарминского водохранилища в первые годы его наполнения // Биологические основы рыбного хозяйства на водоемах Средней Азии и Казахстана. А-Ата, 1966а. – С. 297–298.

204 Пильгук В.Я. Динамика планктона и бентоса Бухтарминского водохранилища в период его наполнения // Балхаш, 1973.

205 Козляткин А.Л., Мещерякова Т.И. Гидролого-гидрохимическая характеристика Бухтарминского водохранилища // Известия ГосНИОРХ. – 1980. – Вып. 152. – С. 3–12.

206 Козляткин А.Л., Тютеньков С.К., Шендрик Л.Л. Количественное развитие и распределение зообентоса Бухтарминского водохранилища // Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования. Томск, 1973. – С. 188–190.

207 Девятков В.И. Развитие зоопланктона в Бухтарминском водохранилище в весенне-летний период // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. Ашхабад, 1986. – С. 51–52.

208 Баженова О.П., Куликов Е.В. Изменение фитопланктона Бухтарминского водохранилища // Актуальные проблемы экологии и охраны окружающей среды: матер. междунар. науч. конф. Тольятти, 2004а. – С. 193–198.

209 Мещерякова Т.И. Сезонная динамика биогенных элементов и первичной продукции в озерной части Бухтарминского водохранилища // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. Фрунзе, 1978. – С. 109–111.

210 Тирская Н.А. Содержание и особенности распределения тяжелых металлов в органах и тканях мирных видов рыб из горной части Бухтарминского водохранилища // Гидрометеорология и экология. – 2012. – № 1. – С. 179–184.

211 Колесников В.А., Бойченко Н.Б. Динамика накопления соединений тяжелых металлов в органах и тканях разных видов рыб, обитающих в пределах одной водной экосистемы // Вестник КрасГАУ. – 2012. – № 8. – С. 93–104.

212 В акватории Бухтарминского водохранилища обнаружено превышение предельно-допустимой концентрации вредных веществ. – URL: <https://matritca.kz/old/news/2001-v-akvatorii-buhtarminskogo-vodohranilisha-obnaruzheno->

[prevyshenie-predelno-dopustimoy-koncentracii-vrednyh-veschestv.html](#) (дата обращения: 17.07.2025 г.)

213 Решетняк О.С., Закруткин В.Е. Донные отложения как источник вторичного загрязнения речных вод металлами (по данным лабораторного эксперимента) // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2016. – № 4. – С. 1–8. (URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/donnye-otlozheniya-kak-istochnik-vtorichnogo-zagryazneniya-rechnyh-vod-metallami-po-dannym-laboratornogo-eksperimenta>)

214 Гидрологическая база Казахстана (Казгидромет) «Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши». – 2023. Доступно онлайн: http://ecodata.kz:3838/app_hydro/ (дата обращения: 17 июля 2025 г.).

215 Zhensikbayeva N., Saparov K., Kabdrakhmanova N., Atasoy E., Yeginbayeva A., Abzeleeva K., Bakin S., Sedelev V., Amangeldy N. An Assessment of the Construction and Hydrographic Conditions of Bukhtarma and Ust-Kamenogorsk Reservoirs in the East Kazakhstan Region for 2017–2021 // Sustainability. – 2024. – No. 16. – P. 10348. <https://doi.org/10.3390/su162310348>

216 Информационный бюллетень о состоянии окружающей среды по Восточно-Казахстанской и Абайской областям (Казгидромет) // Усть-Каменогорск, 2024. – № 4. – 40 с.

217 Адышев А.К., Сагынганова И.К. Источники загрязнения тяжелыми металлами рек Иртыш и Ульба // Вестник ВКГУ. Экология. – 2008. – № 3. – С. 110–114.

218 Мукажанов Т.А. Экологические проблемы и состояние заболеваемости значащими новообразованиями в северно-восточном индустриальном и южном регионах Республики Казахстан // Вестник ВКГУ. Экология. – 2008. – № 3. – С. 120–126.

219 Егорина А.В., Логиновская А.Н. Экологические аспекты использования прибрежной территории Бухтарминского водохранилища // Интерэкспо Гео-Сибирь. – 2015. – № 2. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/ekologicheskie-aspekty-ispolzovaniya-pribrezhnoy-territorii-buhtarminskogo-vodohranilisha> (дата обращения: 17.07.2025).

220 Тирская Н., Куликова Е. Особенности гидрохимического режима Шульбинского водохранилища // Гидрометеорология и экология. – 2023. – № 1. – С. 129–136.

221 Кунанбаева Г.С., Романова С.М. Распределение тяжелых металлов в континентальных озерах под влиянием антропогенных факторов // Наука и техника Казахстана. – 2002. – № 2. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/raspredelenie-tyazhelyh-metallov-v-kontinentalnyh-ozerah-pod-vliyaniem-antropogennyh-faktorov> (дата обращения: 17.07.2025).

222 Liao W., Zheng Y., Feng C. et al. An often-overestimated ecological risk of copper in Chinese surface water: bioavailable fraction determined by multiple linear regression of water quality parameters // Environ. Sci. Eur. – 2023. – No. 35. – P. 84. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00792-7>

Список научных публикации исполнителей НИР за 2025 г.

1 Исмуханова Л., Султанбекова Б., Мұсақұлқызы А., Мадиеков А. Комплексная характеристика состояния Буктырминского водохранилища на основе многолетних наблюдений (2014...2025 гг.) // Гидрометеорология и экология, 119 (4), 2025, 58-69. <https://doi.org/10.54668/2789-6323-2025-119-4-58-69>



Гидрометеорология и экология

Научная статья

КОМПЛЕКСНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СОСТОЯНИЯ БУКТЫРМИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА ОСНОВЕ МНОГОЛЕТНИХ НАБЛЮДЕНИЙ (2014...2025 ГГ.)

Лаури Т. Исмуханова PhD[✉], Ботакоз М. Султанбекова[✉], Алинур Мұсақұлқызы к.т.н.[✉],
Азамат С. Мадиеков ассоциированный профессор, PhD[✉]

АО «Институт географии и водной безопасности», Алматы, Казахстан, Алматы, Казахстан: laury@mail.ru (ЛТИ),
botakoz@mail.ru (БМС), amir@mail.ru (АМ), madiev@mail.ru (АСМ)
*Автор корреспонденции: Ботакоз М. Султанбекова, botakoz@mail.ru

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА

Буктырминское
водохранилище,
тяжелые металлы,
гидрохимическое
состояние,
экологическая оценка,
биоаккумуляция,
мониторинг

АБСТРАКТ

Буктырминское водохранилище, крупнейший водный объект в верховьях реки Ертис, играет ключевую роль в водохозяйственном комплексе Восточного Казахстана, сочетая функции гидроэнергетики, регулирования стока, водоснабжения и рыбохозяйственного использования. Интенсивное развитие горнодобывающей и металлургической промышленности региона сопровождается поступлением в экосистему водного объекта тяжелых металлов, обладающих устойчивостью, миграционной способностью и склонностью к биоаккумуляции. В работе обобщены данные государственного мониторинга РГП «Казахдромет» за 2014...2025 гг., а также результаты отечественных и зарубежных исследований, посвященных изучению воды, донных отложений и гидробионтов. Гидрохимические параметры водохранилища в целом стабильны: вода имеет слабощелочную реакцию, умеренноскоротельный окислительный режим с умеренной минерализацией. Основными элементами, формирующими токсикологический состав, являются медь и марганец, концентрации которых в последние годы достигали 1,9 мг/дм³ и 24,0 мг/дм³ соответственно, что связано как с локальным техногенным воздействием, так и с природными процессами вторичного высвобождения загрязнителей из донных отложений. Содержание цинка, никеля, свинца и кадмия в большинстве случаев соответствовало фоновому уровню. Установлено наличие локальных зон повышенного накопления металлов и их биоаккумуляции в тканях рыб.

1. ВВЕДЕНИЕ

Современные экологические исследования подчеркивают необходимость комплексного подхода к оценке загрязнения природных систем, особенно в условиях индустриально освоенных регионов. В восточной части Казахстана, где сосредоточены крупнейшие горнодобывающие и металлургические предприятия страны, вопросы охраны водных экосистем приобретают стратегическое значение. Загрязнение тяжелыми металлами рассматривается как один из наиболее серьезных факторов экологического риска, поскольку данные элементы обладают высокой токсичностью, устойчивостью к разложению, способностью к миграции в различных средах и к биоаккумуляции в тканях гидробионтов [1-3]. При этом поверхностные воды играют двойную роль: они служат транспортирующей средой для загрязнителей и одновременно становятся объектом их аккумуляции, поскольку значительная часть осевших металлов накапливается в донных осадках и живых организмах. В дальнейшем такие депонирующие компоненты способны выступать вторичным

По статье:
Получено: 23.09.2025
Пересмотрено: 03.10.2025
Принято: 04.10.2025
Опубликовано: 08.10.2025

MPH11 70.27.17; 87.31.02

<https://doi.org/10.54668/2789-6323-2025-119-4-58-69>

УДК 556.531; 556.551

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках грантового финансирования Комитета науки Министерства науки и высшего образования Республики Казахстан ИРН AP26103691 «Экологическая оценка загрязнения и устойчивости водной среды Буктарминского водохранилища с применением инновационных методов и разработкой рекомендаций по сохранению качества воды».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Elder John F. (1988). Metal biogeochemistry in surface-water systems. United States Government Printing Office, № 1 19.42:1013, 50 p.
2. Такомиров О.А., Марков М.В. Накопление тяжелых металлов в донных отложениях автальных комплексов водохранилища сезонного регулирования стока // Ученые Записки Казанского Государственного Университета. – 2009. – Т. 151, кн. 3. – С. 143-152.
3. Jia Zh., Li Sh., Liu Q., Jiang F., Hu J. (2021). Distribution and partitioning of heavy metals in water and sediments of a typical estuary (Madaoan, South China): The effect of water density stratification associated with salinity. *Environmental Pollution*, Vol. 287, 117277. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117277
4. Ismagilova, L., Chodimov T., Orp C., Madiybekov A. (2022). Accumulation of Heavy Metals in Bottom Sediment and Their Migration in the Water Ecosystem of Karshagay Reservoir in Kazakhstan. *Appl. Sci.*, 12, 11474. DOI: 10.3390/app122211474
5. Санникова О.В. О взаимосвязи гидрологического и гидрохимического режимов Буктарминского водохранилища. *Гидрометеорология и экология*. – 2013. – № 1. – С. 137-144.
6. Алабас К.У. Водохранилища на реке Иртыш Буктарминское водохранилище (литературный обзор). ИК «Институт «Казгидромет», Алматы, 2020. – 38 с.
7. Мартынов П.Ф. К ведению рыбного хозяйства на внутренних водоемах // Биологические основы рыбного хозяйства на водоемах Средней Азии и Казахстана. – 1966. – С. 25-27.
8. Ерещенко В.И., Тютенюков С.К. Результаты акклиматизационных работ в Буктарминском и других водохранилищах Казахстана // Акклиматизация рыб и беспозвоночных в водоемах СССР. – 1968. – С. 228-237.
9. Ерещенко В.И. Особенности Буктарминского водохранилища, влияние на его рыбопродуктивность // Гидробиология и ихтиология. – 1969. – С. 134-147.
10. Федотова Л.А. Пути повышения эффективности Буктарминского НВХ // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. – 1978. – С. 429-431.
11. Ионуханов Х.К. Рациональное использование кормовых ресурсов и повышение рыбопродуктивности Буктарминского водохранилища // Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования. – 1973. – С. 131-133.
12. Ионуханов Х.К. Формирование рыбных запасов Буктарминского водохранилища под воздействием акклиматизационных мероприятий и других факторов // Известия ГосНИОРХ. – 1989. – Т. 152. – С. 12-22.
13. Кириченко О.Н. К вопросу о восстановлении численностиaborитетных видов рыб Буктарминского водохранилища // Охрана окружающей среды и природопользование Приволжья. – 1990. – С. 153-154.
14. Кушников Е.В. Пространственное и сезонное распределение концентраций рыб в Буктарминском водохранилище // Экология водоемов Казахстана и их рыбные ресурсы. – 1997. – С. 15-21.
15. Кушников Е.В. Влияние гидрологического режима реки Черный Иртыш на формирование рыбных запасов // Биологические науки Казахстана. – 2005. – № 2. – С. 30-35.
16. Кушников Е.В., Тирская Н.А. Особенности накопления и перераспределения тяжелых металлов в органах и тканях рыб Буктарминского водохранилища // Гидрометеорология и экология. – 2009. – № 2. – С. 144-152.
17. Тютенюков С.К. Краткий обзор рыб и беспозвоночных, акклиматизированных на водоемах Казахстана. А-Ата, 1963.
18. Тютенюков С.К., Колосов А.Л. Акклиматизация корюшек беспозвоночных в Буктарминском водохранилище // Рыбные ресурсы водоемов Казахстана и их использование. – 1974. – Вып. 8. – С. 90-92.
19. Пальгук В.Я. Формирование зоопланктона Буктарминского водохранилища в первые годы его наполнения // Биологические основы рыбного хозяйства на водоемах Средней Азии и Казахстана. – 1966. – С. 297-298.
20. Пальгук В.Я. Динамика планктона и бентоса Буктарминского водохранилища в период его наполнения, Баку, 1973.
21. Колосов А.Л., Мещеряков Т.И. Гидролого-гидрохимические характеристики Буктарминского водохранилища // Известия ГосНИОРХ. – 1980. – Вып. 152. – С. 3-12.
22. Колосов А.Л., Тютенюков С.К., Шенерик Л.Л. Количественное развитие и распределение зообентоса Буктарминского водохранилища // Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования. – 1973. – С. 188-190.
23. Мещеряков Т.И. Сезонная динамика биогенных элементов и первичной продукции в озерной части Буктарминского водохранилища // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. – 1978. – С. 109-111.
24. Боксенова О.П. Сезонное развитие фитопланктона Буктарминского водохранилища // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. – 1978. – С. 23-25.
25. Боксенова О.П., Кушников Е.В. Изменение фитопланктона Буктарминского водохранилища // Актуальные проблемы экологии и охраны окружающей среды: матер. междунар. науч. конф. Ташкент, 2004. – С. 193-198.
26. Десятков В.И. Развитие зоопланктона в Буктарминском водохранилище в весенне-летний период // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана. – 1986. – С. 51-52.
27. Тирская Н.А. Содержание и особенности распределения тяжелых металлов в органах и тканях морных видов рыб из горной части Буктарминского водохранилища // Гидрометеорология и экология. – 2012. – № 1. – С. 179-184.
28. Колосников В.А., Бойченко Н.Б. Динамика накопления соединений тяжелых металлов в органах и тканях разных видов рыб, обитающих в пределах одной водной экосистемы // Вестник КрасГАУ. – 2012. – № 8. – С. 93-104.
29. В акватории Буктарминского водохранилища обнаружено превышение предельно-допустимой концентрации вредных веществ. [Электронный ресурс]. URL: <https://matrica.kazoid/news/2001-v-akvatorii-buktarminskogo-vodohranilisha-obnaryazhenie-predelno-dopustimoy-kontsentratsii-vrednykh-veschestv.html> (дата обращения 17.07.2025 г.)
30. Ренетик О.С., Заруткин В.Е. Донные отложения как источник вторичного загрязнения речных вод металлами (по данным лабораторного эксперимента) // Известия науки. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки. – 2016. – №4. – С. 1-8. (URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/donnye-otlozheniya-kak-istochnik-vtorichnogo-zagryazneniya-rechnykh-vozd-metallami-po-danym-laboratornogo-eksperimenta>).
31. Гидрологическая база Казахстана (Казгидромет) «Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши». Доступно онлайн: http://ecodata.kz:3838/app_hydro/ (дата обращения: 17 июля 2025 г.).
32. Алакин О.А. Основы гидрологии. Л.: Гидрометиздат, 1970. – 112 с.