

Оценка состояния поверхностных вод в зоне интенсивного техногенного воздействия на основе данных дистанционного зондирования Земли

А. Д. Деменев, О. А. Березина, Н. Г. Максимович, А. А. Мизев

*Пермский государственный национальный исследовательский университет
Пермь, 614990, Россия*

*E-mails: demenevartem@gmail.com, berezina.olga16@gmail.com,
nmax54@gmail.com, artem.mizev@bk.ru*

Техногенное воздействие на водные объекты при недропользовании практически невозможно исключить, поэтому важно своевременно отслеживать изменения гидрохимических параметров вод и прогнозировать их состояние. Для районов с интенсивной техногенной нагрузкой наиболее объективную оценку состояния водных объектов целесообразно вести как на основе традиционных методов, так и с использованием данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ), обеспечивающих возможность одномоментного наблюдения за обширными территориями, в том числе за труднодоступными участками. В рамках исследований выполнена оценка состояния водных объектов, подверженных влиянию кислых шахтных вод, на основе результатов натурных наблюдений и обработки данных ДЗЗ. Рассчитывался спектральный индекс АМВИ (*англ.* Acid Mine Water Index), характеризующий спектральные свойства кислых шахтных вод, для обнаружения и оценки уровня загрязнённости природных водных объектов кислыми шахтными водами и показатель ТSM (*англ.* Total Suspended Matter), характеризующий количество взвешенных веществ. Полученные данные анализировались совместно с результатами полевых исследований. Выявлено, что впадение кислых шахтных вод приводит в реки вещества, распространяющиеся на значительные расстояния вниз по течению водотоков. При этом часть этих веществ осаждается в донных отложениях, аккумулируется и формирует вторичный источник загрязнения, другая часть вместе с взвешенными веществами мигрирует с потоком вод до устья рек. Установлено, что для крупных водных объектов, таких как водохранилища, показатели АМВИ и ТSM могут использоваться в паре для наблюдений за общим распространением взвешенных веществ, являющихся агентами переноса загрязнителей. Реализация концепции использования данных из нескольких источников позволяет сформировать наиболее объективное представление об экологическом состоянии водных объектов с принципиально новым уровнем пространственного и временного разрешения, при этом для оперативного мониторинга может быть организована сеть измерительных устройств, фиксирующих гидрохимические показатели в автоматизированном режиме.

Ключевые слова: мониторинг водных объектов, данные дистанционного зондирования Земли, Кизеловский угольный бассейн, кислые шахтные воды, загрязнение рек, взвешенные вещества, спектральные индексы, ТSM, АМВИ

Одобрена к печати: 26.03.2024

DOI: 10.21046/2070-7401-2024-21-2-271-285

Введение

Во многих странах мира угледобывающие районы сталкиваются с серьёзными экологическими вызовами. Добыча угля зачастую связана с целым рядом негативных воздействий на окружающую среду и здоровье населения. Типичными экологическими проблемами в угледобывающих регионах становятся изъятие земельных участков под породные отвалы, разрушение почвенного покрова, загрязнение поверхностных вод (Максимович, Пьянков, 2018; Acharya, Kharel, 2020; Chen et al., 2019). Наиболее важная из проблем — формирование, выход на поверхность и впадение в речную сеть изливов кислых шахтных вод (КШВ), так как в большинстве случаев они характеризуются опасным для окружающей среды химическим составом (Bessho et al., 2017; Gonzalez-Toril et al., 2003). Загрязняющие вещества распространяются вниз по течению на значительные расстояния (Nieto et al., 2013; Olías et al., 2020).

В связи с перечисленными экологическими проблемами, встречающимися при угледобыче, мониторинг, оценка и прогноз экологической ситуации подобных территорий становится

важнейшей задачей. При этом целесообразным видится использование нескольких источников информации, например данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) как существенного дополнения к традиционным методам мониторинга.

Во многих исследованиях были успешно использованы данные ДЗЗ для обнаружения изливов КШВ, оценки спектральных характеристик вторичных минералов и степени загрязнения поверхностных вод (Anderson, Robbins, 1998; Raval, 2011; Seif et al., 2019). Снимки Landsat использовались уже в 1970-х гг. для оценки состояния окружающей среды в районах добычи полезных ископаемых, детектирования крупных изливов КШВ (Alexander et al., 1973; Wobber et al., 1975). Было обнаружено, что КШВ, а также техногенные отложения обладают более высоким спектральным отражением в диапазоне длин волн 650–750 нм по сравнению с нейтральной водой и донными отложениями (Anderson, Robbins, 1998).

Спутники Sentinel-2, запущенные Европейским космическим агентством (ЕКА, *англ.* ESA — European Space Agency) в 2015 и 2017 гг., обладают большим потенциалом для мониторинга загрязнения поверхностных вод, связанного с изливами КШВ, и его сезонных изменений (Кораčková, 2014; Seif et al., 2019). Они предоставляют данные в восьми довольно узких диапазонах видимого и ближнего инфракрасного (ИК) излучения. Другое важное преимущество Sentinel-2 заключается в высокой периодичности получения изображений. В работах (Березина и др., 2018; Ермаков и др., 2021; Ryankov et al., 2021) показана эффективность применения индекса AMWI (*англ.* Acid Mine Water Index), характеризующего спектральные свойства кислых шахтных вод, по снимкам со спутников для обнаружения и оценки уровня загрязнённости природных водных объектов изливами КШВ. Индекс на качественном уровне учитывает особенности спектра обратно рассеянного излучения в видимом (красном) и ближнем ИК диапазонах при росте содержания в воде $Fe_{\text{общ}}$ (железо общее). Также один из косвенных способов обнаружения распространения КШВ состоит в расчёте показателя Total Suspended Matter (*англ.* Total Suspended Matter), характеризующего количество взвешенных веществ, в модуле C2RCC (*англ.* Case 2 Regional Coast Color Processor, нейросетевой алгоритм), разработанном для программного пакета SNAP ESA (*англ.* SentiNel Application Platform, прикладная платформа ЕКА для обработки космических снимков), так как с взвешенными веществами переносятся основные загрязнители поверхностных вод, что подтверждается в работах (Максимович и др., 2024; Balintova et al., 2012; Gammons et al., 2015; Munk et al., 2002).

Однако применение данных ДЗЗ и их интерпретация имеют ряд ограничений пространственного и временного характера. В связи с этим для оценки состояния окружающей среды в зонах техногенного влияния КШВ необходимо использовать комплекс разных типов данных: традиционной системы мониторинга и спутниковых наблюдений. Перспективным также представляется создание сети автоматизированных датчиков для ведения непрерывного мониторинга гидрохимических характеристик (Chapin, 2015; Fytas, 1995; Madrid et al., 2007). Применение комплексного подхода позволит получить принципиально новые данные о закономерностях распространения и временной изменчивости загрязнения поверхностных вод, подверженных негативному влиянию при недропользовании.

Характеристика района исследования

Кизеловский угольный бассейн (КУБ) занимает площадь 1500 км², он расположен на западе Уральской складчатой зоны, примыкающей к границе Предуральского прогиба. Добыча полезных ископаемых в этом районе велась с 1796 г. Территория КУБ находится в пределах водосбора рек Западного Урала, входящих в состав бассейна Камского вдхр. Водотоки, протекающие по территории, находятся под негативным влиянием изливов кислых шахтных вод, которые сформировались после закрытия шахт КУБ. Их состав определяется литолого-геохимическими характеристиками угленосных образований. Воды в выработанных подземных пространствах становятся кислыми с водородным показателем (рН) 2–3 и обогащаются микроэлементами. За время эксплуатации КУБ в водные объекты было сброшено до 100 млн м³ шахтных вод, преимущественно без очистки (Максимович, Пьянков, 2018).

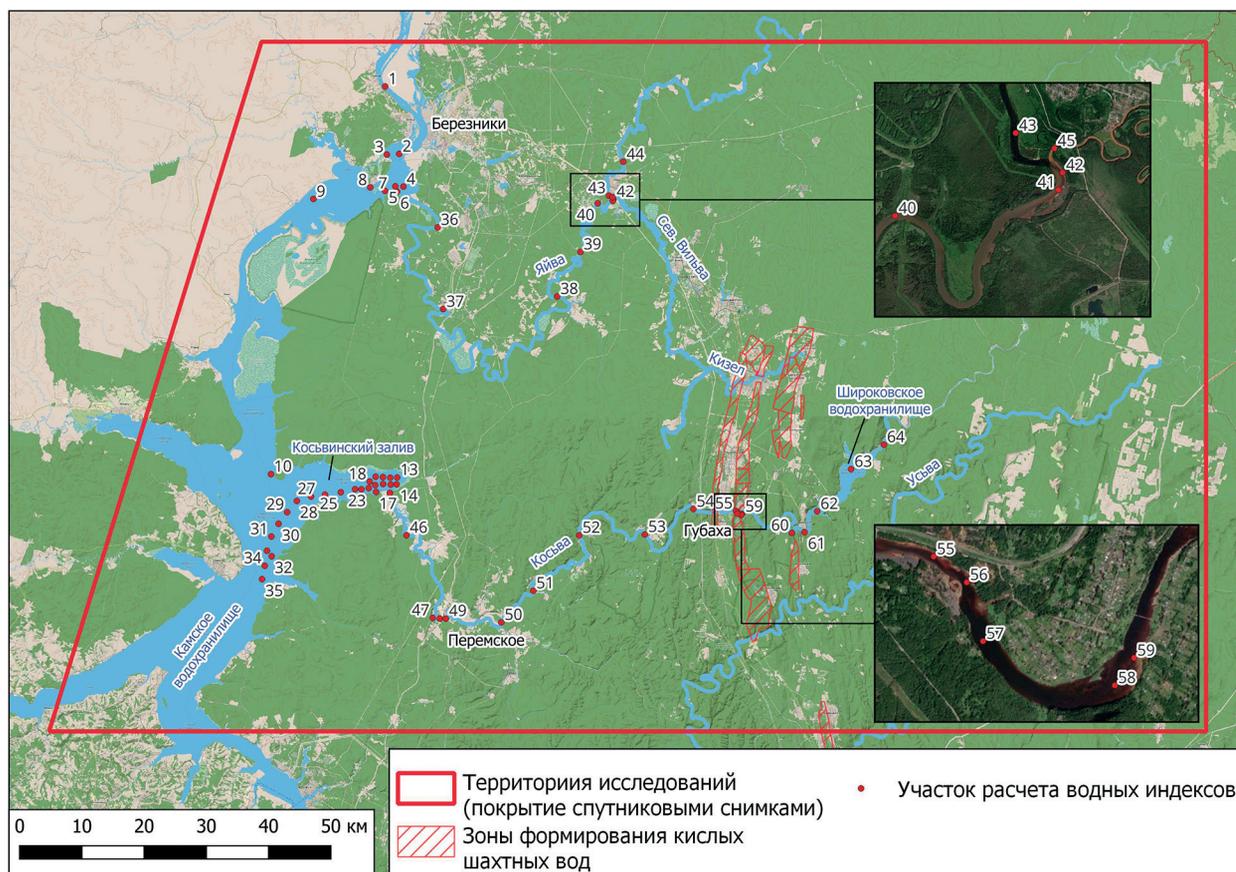


Рис. 1. Обзорная карта территории исследований

Таблица 1. Гидрохимическая характеристика водных объектов, подверженных влиянию изливов КШВ (2019–2023)

Точка отбора	рН	Показатели $\frac{\text{МИН}}{\text{МАКС}}$, мг/дм ³							
		SO ₄	Сухой остаток	Al	Fe	Mn	Pb	Zn	Cu
Фон, р. Косьва	6,9	10	20	0,0001	0,047	0,013	0,002	0,01	0,001
	7,4								
Косьва, район разгрузки шахтных вод из шахты им. Калинина	3,9	—			730	0,032	0,00027	0,0038	0,0012
Косьва ниже впадения шахтных вод с шахты им. Калинина (зона смешения)	4,3	143	44	0,34	9,4	0,17	0,001	0,005	0,002
	5,5	158	50	0,38	20	0,21	0,009		
Косьва, с. Перемское	7,2	16	136	0,0002	0,1	0,001	0,001	0,005	0,001
	7,8	105	439	0,22	2,2	0,05	0,01	0,08	0,006
Косьва, устье	7,2	27	64	0,0001	0,24	0,001	0,001	0,005	0,001
	7,7	60	311	0,21	2,1	0,063	0,005	0,05	0,007
Северная Вильва в 100 м выше устья	7,5	248	87	0,04	0,48	0,27	0,001	0,005	0,001
	7,6	423	554	0,42	16	0,7	0,01	0,008	0,005
Яйва в 100 м выше впадения Северной Вильвы, левый берег	7,6	4	85	0,01	0,06	0,013	0,005	0,005	0,001
	7,9	21	144	0,11	0,34	0,03			
Яйва в 100 м ниже впадения Северной Вильвы, левый берег	7,3	16	130	0,02	0,55	0,068	0,0014	0,005	0,001
	7,7	80	250	0,14	2,5	0,11	0,01	0,007	0,008
Яйва в 4 км выше устья	7,6	5	297	0,02	0,1	0,015	0,001	0,005	0,001
	7,8	53	466	0,15	1,4	0,055	0,01	0,009	0,007

Закрытие шахт в начале 2000-х гг. не решило экологических проблем. После постепенного восстановления уровня подземных вод изливы КШВ продолжились (Demchak et al., 2004). При впадении кислых шахтных вод в естественные водотоки происходит изменение pH и образование техногенного осадка характерного рыжего цвета, что оказывает разрушительное воздействие на водные экосистемы, распространяющееся вниз по течению на значительные расстояния (Furrer et al., 2002; Gray, 1998; Nordstrom et al., 2000).

В настоящее время существенное техногенное влияние испытывают бассейны трёх крупных рек: Яйвы, Косьвы и Чусовой, которые представляют собой притоки Камского вдхр. (рис. 1, см. с. 273). Это подтверждается содержанием в речных водах различных загрязняющих компонентов (Fe, Mn, Al, Pb, Zn, Cu и др.), превышающих предельно допустимую концентрацию даже на значительном удалении от источников КШВ (табл. 1).

Данный район был выбран в качестве модельного объекта для тестирования автоматизированной системы мониторинга поверхностных вод как яркий пример негативного воздействия на водные объекты при недропользовании. Кроме того, в связи с тем, что разработка угольного бассейна ведётся уже более 200 лет, за этот период накоплен большой массив спутниковых данных, что позволит более достоверно верифицировать результаты дистанционных наблюдений. Уникальный химический КШВ КУБ, в том числе высокое содержание $Fe_{\text{общ}}$, предоставляет возможность использовать данные ДЗЗ для детектирования масштабов загрязнения для всей территории, в том числе труднодоступных участков, в один и тот же момент времени, что не представляется возможным в рамках стандартного мониторинга.

Материалы и методы

Данные традиционного мониторинга (полевые исследования, отбор проб, химический анализ)

Данные химического анализа проб воды в водотоках представлены по результатам отбора проб: Уральским центром социально-экологического мониторинга углепромышленных территорий, осуществляемого с 2006 г. по настоящее время; в рамках исследовательских работ, проводимых лабораторией геологии техногенных процессов Естественнонаучного института Пермского университета за различные годы, а также полученных в ходе полевых работ в 2023 г. в рамках гранта Российского научного фонда (РНФ) № 23-77-01081.

Полевой экспресс-анализ проб воды для определения водородного показателя (pH), минерализации, электропроводности и температуры выполнялся с использованием комбинированного анализатора HI98129 Combo (Германия). Для определения $Fe_{\text{общ}}$ применялся портативный колориметр Hanna HI97721, основанный на методе фотометрии, так как для получения наиболее достоверных данных о содержании железа целесообразным является определение концентрации в полевых условиях. Это позволяет избежать возможного искажения данных при транспортировке и хранении проб воды.

Пробы воды для лабораторного определения концентрации $Fe_{\text{общ}}$ как основного маркера загрязнения кислых шахтных вод, а также других компонентов отбирались по ГОСТ Р 59024-2020 в ёмкости из полимерного материала. В лабораторных условиях содержание железа (общего) определялось фотометрическим методом и использованием анализатора жидкости «Флюорат-02-3М» (Россия).

Общий анализ проб воды выполнялся с помощью системы капиллярного электрофореза «Капель-104-Т» (Россия). Содержание микроэлементов определялось методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (*англ.* inductively coupled plasma mass spectrometry — ICP-MS) с использованием масс-спектрометра Aurora M90 (Германия).

Данные дистанционного зондирования Земли

Для расчёта водных индексов на исследуемой территории было выбрано 64 участка рек Косьвы, Яйвы, Северной Вильвы, Широковского и Камского водохранилищ (см. рис. 1).

Были выделены районы условно чистой воды (Широковское вдхр. и р. Косьва около гидроэлектростанции, р. Яйва выше по течению от источников загрязнения), они рассматривались как фоновые. Для анализа негативного воздействия кислых шахтных вод были выделены участки рек в районе их впадения и ниже по течению от источников загрязнения вплоть до устья рек и в водохранилище-приёмнике анализируемых водотоков. Ещё один тип районов наблюдений, выбранных для анализа, — это участки водных объектов с резким изменением гидродинамических условий, где были выделены зоны седиментационных барьеров (Максимович и др., 2024).

Анализ и расчёты индексов проводились по спутниковым данным Sentinel-2 MSI (*англ.* Multispectral Instrument), всего было проанализировано 97 снимков с 2019 г. по настоящее время. При построении водных масок и расчёте индексов, чтобы исключить влияние сезонного фактора, анализировали снимки преимущественно за период с 25 мая по 30 сентября. Также критерием выбора снимков выступала минимальная облачность и отсутствие дымки на анализируемой сцене, поэтому при окончательной обработке количество снимков сократилось до 48. Территория исследований, представленная на *рис. 1*, включала покрытие из двух сцен, расположенных рядом. В работе использовались снимки уровня обработки Level-2A (коэффициенты спектральной яркости поверхности после атмосферной коррекции с помощью процессора Sen2Cor).

Для анализа был выбран спектральный индекс AMWI (*англ.* Acid Mine Water Index), предложенный для оценки загрязнения воды, связанного с излиями КШВ (Березина и др., 2018; Ryankov et al., 2021). Он рассчитывался следующим образом:

$$AMWI = \frac{Red - Blue}{Red + Blue},$$

где Red — коэффициент спектральной яркости в красном канале (длина волны — от 0,645 до 0,683 мкм); Blue — коэффициент спектральной яркости в синем канале (длина волны — от 0,448 до 0,545 мкм).

Ранее было установлено, что значения AMWI увеличиваются с ростом концентрации $Fe_{общ}$ в поверхностных водах (Березина и др., 2018). Основным ограничением описанного в работах метода было пространственное разрешение изображений Landsat — 30 м. Поэтому эти снимки использовали только для крупных рек шириной 100 м и больше, тогда как наиболее загрязнённые реки имеют ширину менее 50 м. Появление космических снимков миссии Sentinel-2 позволило изучить изменение индекса AMWI на более детальном уровне как в пространстве, так и во времени (Ryankov et al., 2021).

Для расчёта индекса TSM (*англ.* Total Suspended Matter), характеризующего количество взвешенных веществ в водном объекте, использован модуль с набором нейронных сетей C2RCC, разработанный для программного пакета SNAP ESA. Расчёты выполняются набором нейронных сетей, которые позволяют восстановить количественные характеристики взвешенных веществ (в $г/м^3$) на основе коэффициентов спектральной яркости водной поверхности, полученных после атмосферной коррекции, и восстановленных коэффициентов поглощения и рассеяния излучения. Этот алгоритм был успешно использован в ряде научных исследований (Илюшина и др., 2023; Nazirova et al., 2021). При расчёте TSM в модуле C2RCC Processor были заданы значения солёности (0,01 PSU (*англ.* Practical Salinity Units, практические единицы солёности)), высоты местности (100 м н.у.м. (над уровнем моря)), атмосферного давления, приведённого к уровню моря (1010 гПа), и температуры воды (задано значение 17 °C).

Результаты и их обсуждение

Мониторинг параметров окружающей среды — сложная научная задача. Существует множество подходов к её решению, при этом используются различные показатели, характеризующие

как природные, так и техногенные факторы. Техногенное воздействие на поверхностные воды, особенно при недропользовании, исключить невозможно, в связи с чем возникает необходимость наблюдений за их гидрохимическими характеристиками.

Традиционный мониторинг, основанный на отборе проб воды вручную, представляет собой наиболее распространённый метод, но для наблюдения за быстро изменяющимися во времени геохимическими процессами или эпизодическими явлениями требуется его высокая частота или широкий охват, реализовать которые технически невозможно или экономически неэффективно. Важным источником информации при ведении мониторинга состояния поверхностных вод выступают спутниковые данные (например, Sentinel-2 и Landsat), имеющие большую площадь покрытия и обеспечивающие получение непрерывной в пространстве оценки загрязнения рассматриваемых водотоков. Дешифрирование данных ДЗЗ обеспечивает возможность одномоментного наблюдения за всей исследуемой территорией, в том числе за труднодоступными участками, что необходимо для оценки дальности распространения загрязняющих веществ.

Для районов с интенсивной техногенной нагрузкой особенности распространения загрязняющих веществ, попадающих в гидрологическую сеть при разгрузке кислых шахтных вод, остаются недостаточно изученными по причине низкой частоты отбора проб воды. Проведённое исследование на материалах спутниковой съёмки Sentinel-2 и Landsat, а также данных гидрохимического мониторинга за 2016–2022 гг. (Березина и др., 2018; Ермаков и др., 2021; Руанков et al., 2021) позволило подтвердить значимость использования спутниковых данных и необходимость проведения дальнейших работ в этом направлении. Результаты обработки и анализа современной спутниковой информации, а также гидрохимических характеристик позволили продлить ряд наблюдений до 2023 г., получить новые данные о состоянии поверхностных вод и выявить представленные ниже особенности и закономерности для исследуемой территории.

Для исследования были выбраны участки двух крупных притоков Камского вдхр. — рек Косьвы и Яйвы, а также их заливов, как наиболее подверженных техногенному влиянию КУБ (см. *рис. 1*). На территории их водосборов на сегодняшний день обнаружено 15 изливов КШВ. По результатам гидрохимического опробования выявлены закономерности изменения содержания загрязнителей в реках (см. *табл. 1*). Максимальные значения наблюдаются в зонах разгрузки КШВ. Например, значения $Fe_{\text{общ}}$ как основного маркера загрязнения достигают 730 мг/дм^3 , далее происходит постепенное их снижение. Однако на участках с резким изменением гидродинамических условий, где были выделены зоны седиментационных барьеров, происходит увеличение содержания суммы микроэлементов в воде (Al, Fe, Mn, Pb, Zn и др.) в 2–3 раза (Максимович и др., 2024). Такие зоны выделяются на резких изгибах русла и в устьевых зонах в связи с распространением подпора от водохранилища. Также установлено, что основная часть загрязняющих веществ мигрирует вниз по течению на достаточно большие расстояния в составе взвеси с размером частиц до 2,5 мкм. В связи с этим оценка изменения содержания взвешенных веществ по длине рек становится актуальной задачей, которая, вероятно, позволит в дальнейшем перейти к количественным характеристикам объёмов загрязняющих веществ, так как расчёт TSM позволяет определять этот показатель в объёмных единицах.

Для оценки состояния поверхностных вод и потенциального распространения загрязняющих веществ были выделены полигоны для расчётов средних значений индекса AMWI, вычисленного с помощью инструмента зональной статистики. Районы наблюдений были выделены таким образом, чтобы каждая сцена содержала фоновые участки (условно чистые), загрязнённые и промежуточные. По результатам предварительной обработки были определены наиболее репрезентативные участки для расчётов индекса AMWI, также рассчитана степень загрязнения водотока по индексу AMWI, данные представлены в *табл. 2* и *3* (полуширным начертанием выделены наибольшие значения AMWI, которые при расчёте степени загрязнения принимались за 1). Для определения степени загрязнения в диапазоне от 0 до 1 по критерию AMWI применялась нормировка на его максимальное значение, наблюдавшееся за данные сутки для территории исследований.

Таблица 2. Значения индекса АМВИ и степени загрязнения для водных участков р. Косьвы за 2021–2023 гг. $\left(\frac{\text{АМВИ}}{\text{степень загрязнения}} \right)$

Номер участка расчёта водного индекса (см. рис. 1)	Название участка	Дата					
		13.08.2023	29.07.2023	09.07.2022	28.08.2022	04.06.2021	14.07.2021
63	Фон, Широковское вдхр.	0,000 0,00				0,003 0,03	0,001 0,01
58	Косьва ниже впадения шахтных вод из шахты 40 лет Октября	0,055 0,78	0,029 1,00	0,046 1,00	0,028 0,55	0,088 1,00	0,080 1,00
56	Косьва, район разгрузки шахтных вод из шахты им. Калинина	0,071 1,00	0,028 0,97	0,029 0,63	0,050 1,00	0,053 0,60	0,053 0,67
55	Косьва, 100 м ниже разгрузки шахтных вод из шахты им. Калинина (зона смешения)	0,054 0,77	0,023 0,80	0,038 0,81	0,034 0,68	0,058 0,66	0,049 0,62
47	Косьва, пос. Перемское	0,031 0,44	0,000 0,01	0,020 0,44	0,027 0,54	0,053 0,61	0,033 0,41
11	Косьва, устье	0,002 0,03	0,004 0,13	0,005 0,11	0,000 0,00	0,036 0,41	0,013 0,16

Таблица 3. Значения индекса АМВИ и степени загрязнения для водных участков р. Яйвы за 2020–2023 гг. $\left(\frac{\text{АМВИ}}{\text{степень загрязнения}} \right)$

Номер участка расчёта водного индекса (см. рис. 1)	Название участка	Дата					
		25.05.2023	30.09.2022	04.06.2022	07.07.2022	04.06.2021	19.06.2020
43	Фон, р. Яйва выше устья Северной Вильвы	0,000 0,00	0,008 0,08	0,000 0,00		0,016 0,05	0,050 0,07
45	Северная Вильва, устье	0,202 1,00	0,102 1,00	0,289 1,00	0,207 1,00	0,328 1,00	0,730 1,00
42	Яйва ниже впадения Северной Вильвы (зона смешения)	0,086 0,43	0,074 0,73	0,140 0,48	0,065 0,31	0,160 0,49	0,580 0,79
40	Яйва, 5 км ниже впадения Северной Вильвы	0,021 0,10	0,015 0,14	0,120 0,42	0,012 0,06	0,101 0,31	0,442 0,60
39	Яйва, 20 км ниже впадения Северной Вильвы	0,022 0,11	0,006 0,06	0,133 0,46	0,000 0,00	0,074 0,22	0,120 0,16
6	Яйва, устье	0,009 0,05	–	0,017 0,06		0,029 0,09	0,148 0,20

Для р. Косьвы фоновыми значениями (условно чистыми) характеризуется участок Широковского вдхр., где индекс АМВИ за весь период наблюдений был близок к нулю. В районах разгрузки кислых шахтных вод в реку анализируемый индекс принимал максимальные значения и изменялся в пределах 0,03–0,09. Участок р. Яйвы выше устья р. Северной Вильвы был фоновым, где значения индекса измерялись от 0,00 до 0,05. Река Северная Вильва, а также участок ниже впадения в р. Яйву характеризовались максимальными значениями индекса (до 0,73). Стоит отметить, что абсолютные значения индекса АМВИ не всегда способны передать истинное загрязнение реки. Например, фоновые значения индекса условного чистого участка р. Яйвы 19.06.2020 приблизительно равны значениям загрязнённого участка р. Косьвы 29.07.2023.

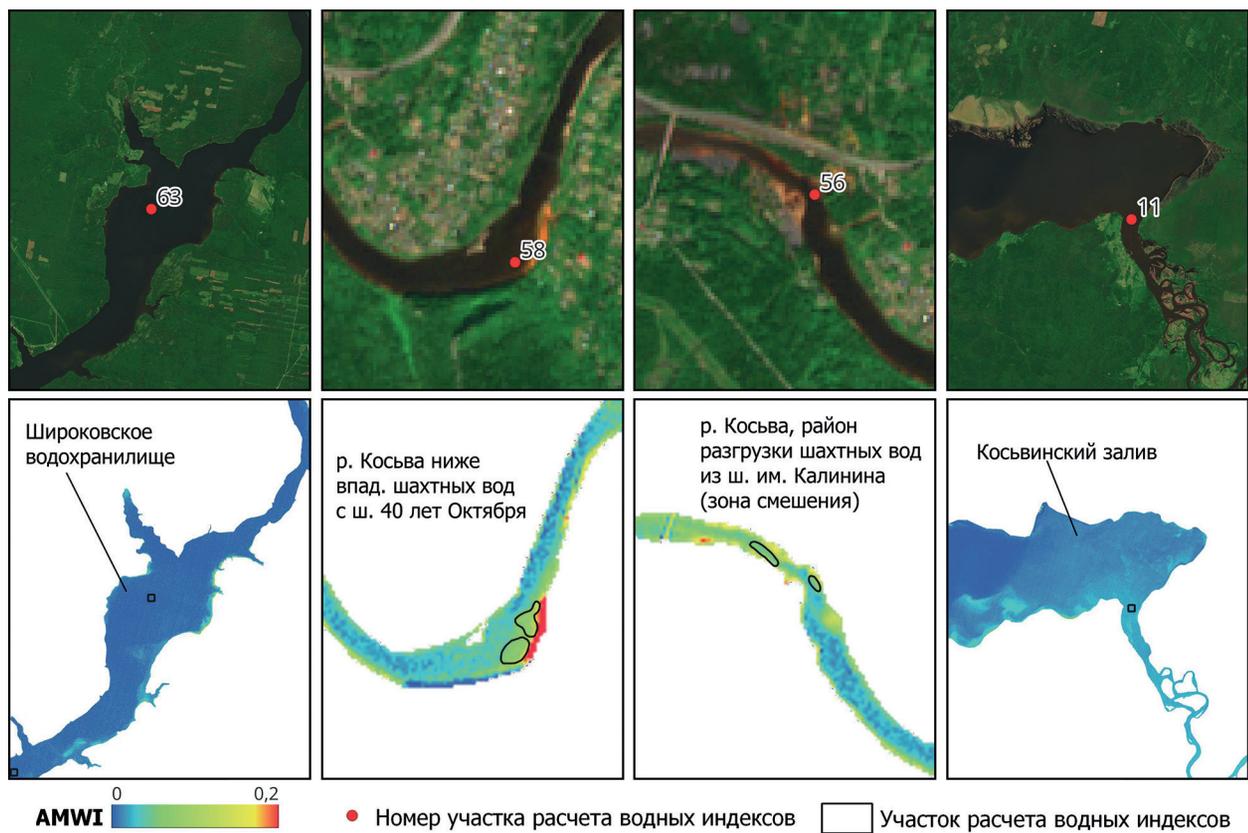


Рис. 2. Космические снимки Sentinel-2 в естественных цветах и значения индекса AMWI (р. Косьва, 2021 г.)

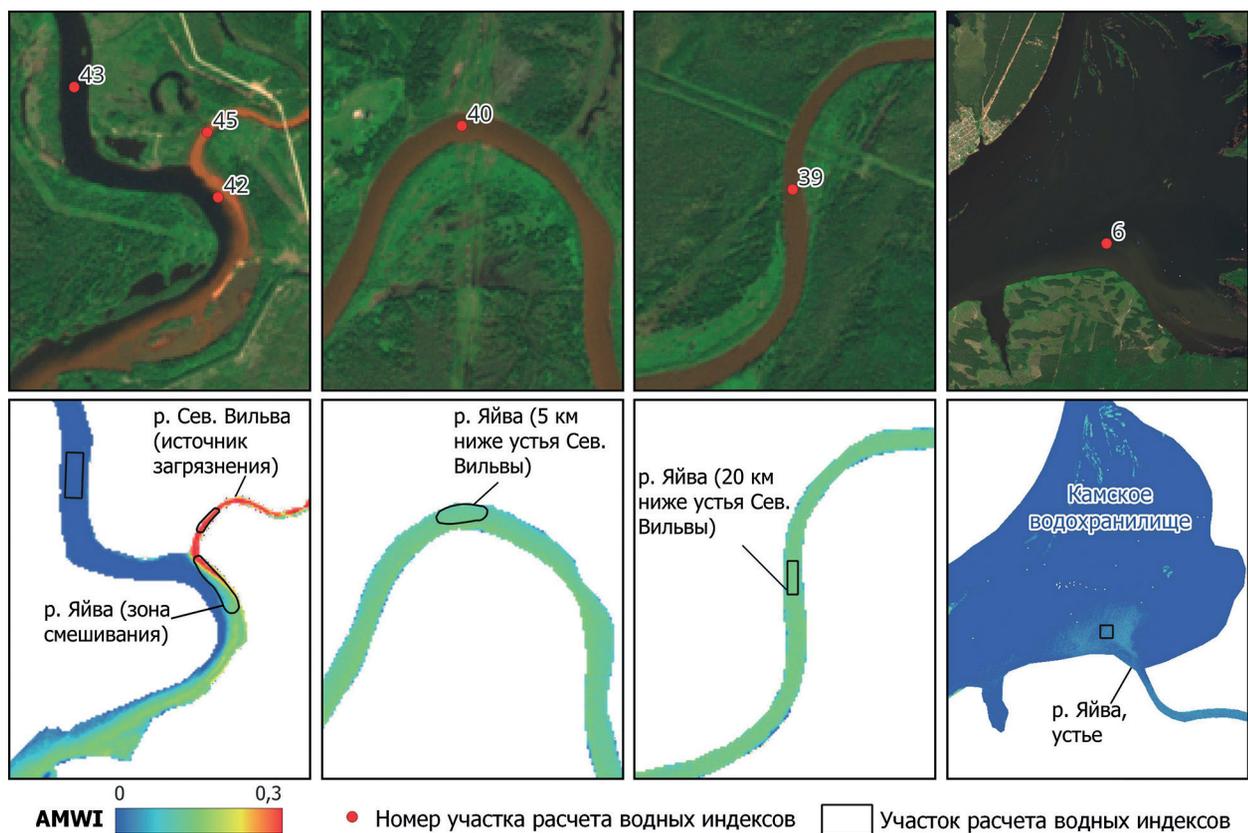


Рис. 3. Космические снимки Sentinel-2 в естественных цветах и значения AMWI (р. Яйва, 2022 г.)

Это может быть связано как с климатическими и сезонными особенностями, так и с миграцией и выпадением в осадок форм железа, количеством взвешенных веществ в водотоке и другими факторами, влияющими на спектральные характеристики водной поверхности в анализируемую дату. Однако при анализе истинных значений индекса водотока (без нормировки) для определённой даты достаточно достоверно выявляются загрязнённые и чистые участки (рис. 2 — 2021 г., рис. 3 — 2022 г.), что позволяет в целом судить о состоянии рассматриваемого водотока с точки зрения миграции загрязняющих веществ.

Для комплексного анализа ряда данных, полученных в различные периоды наблюдений, может быть использован показатель степени загрязнения водотока по индексу AMWI (см. табл. 2, 3). Такой подход позволил выявить основные загрязнённые участки при анализе данных для различных водотоков в рассмотренные даты.

Значения максимальной степени загрязнения р. Косьвы для участка разгрузки разлива шахты 40 лет Октября измерялись от 0,55 до 1,00 и разлива шахты им. Калинина — от 0,60 до 1,00. В Северной Вильве весь период наблюдения максимум показателя загрязнения был равен 1,0. Показательно, что для зон смешения чистых поверхностных и загрязнённых шахтных вод полученные средние значения степени загрязнения для рек Яйвы и Косьвы были относительно близки: 0,54 и 0,72 соответственно — при четырёхкратной разнице абсолютных средних значений индекса AMWI для этих участков. Районы наблюдений ниже по течению источников загрязнения преимущественно характеризовались снижением степени загрязнения, что также подтверждает применимость предложенного подхода. Таким образом, по вычисленным показателям можно оценивать масштабы распространения загрязняющих веществ от источника загрязнения в водотоке. При анализе полученных данных установлено, что впадение кислых шахтных вод приносит в реки вещества, распространяющиеся на значительные расстояния вниз по течению водотоков. При этом часть этих веществ осаждается в донных отложениях, аккумулируется и формирует вторичный источник загрязнения, другая часть вместе с взвешенными веществами мигрирует с потоком вод до устья рек.

Стоит отметить, что изменение абсолютных значений индекса AMWI и производного показателя — степени загрязнения, помимо прочего, может быть связано с количеством взвешенных веществ в водном объекте и не всегда имеет прямую связь с содержанием определённых загрязняющих компонентов, что подтверждается представленными результатами химических анализов проб воды. Однако, как отмечено ранее, формы железа, алюминий, бериллий и тяжёлые металлы мигрируют в водотоках с частицами взвешенных веществ (Максимович и др., 2024). Поэтому особый интерес для исследований представляет оценка привноса загрязняющих веществ в Камское вдхр. (приёмник загрязнённых рек) по данным индекса TSM, характеризующего количество взвешенных веществ в водном объекте, и индекса AMWI (рис. 4, см. с. 280).

По представленным данным видно, что анализируемые индексы в целом идентично описывают распространение загрязняющих веществ. Коэффициент корреляции средних значений AMWI и TSM в анализируемых полигонах по всем участкам составил 0,72 (для зон расчёта индексов, расположенных в Камском вдхр., — 0,83), что характеризуется как сильная положительная связь между значениями. Учитывая, что ранее была выявлена статистически достоверная связь между индексами AMWI и концентрацией железа в малых реках (Pyankov et al., 2021), для крупных водных объектов, таких как водохранилища, предложенные индексы могут использоваться в паре для наблюдений за общим распространением взвешенных веществ, являющихся агентами переноса загрязнителей.

Стоит отметить, что закономерности и амплитуда краткосрочных колебаний интенсивности поступления загрязняющих веществ в водотоки (в частности, их связь с режимом выпадения осадков) остаются малоизученными. Это обусловлено тем, что частота получения спутниковых данных Sentinel-2 или Landsat в значительной степени зависит от облачности и недостаточна для того, чтобы рассматривать их как единственный элемент системы мониторинга. Также эти спутниковые снимки, учитывая их разрешение, могут быть использованы для наблюдений только крупных водотоков шириной от 20 м. Однако, несмотря на разрывы временных рядов безоблачных снимков, данные ДЗЗ показывают свою высокую эффективность

при мониторинге компонентов окружающей среды и особенно труднодоступных крупных водных объектов (Березина и др., 2018; Максимович, Пьянков, 2018; Hanelli et al., 2023; Isgro et al., 2022).

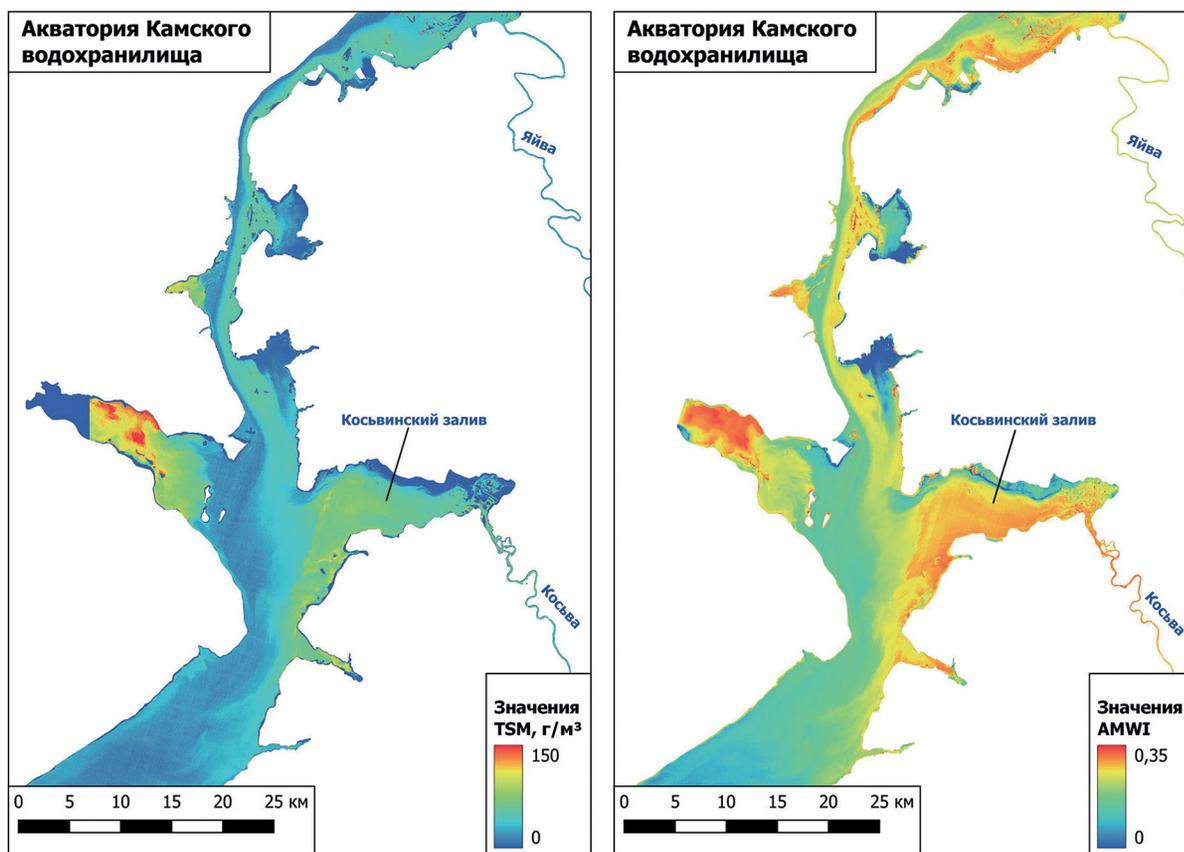


Рис. 4. Пространственное распределение TSM и AMWI в весенний период

Данные гидрохимического опробования позволяют производить покомпонентную оценку загрязнения водного объекта, а спутниковые наблюдения — выявлять источники загрязняющих веществ, зоны переноса и аккумуляции, а также оценивать масштабы их распространения. Сведения о гидрохимическом состоянии водных объектов могут быть получены как в рамках традиционного мониторинга с ручным отбором проб, так и с помощью сети датчиков, выполняющих замеры в автоматическом режиме. Совместный анализ этих данных позволяет сформировать наиболее объективное представление об экологическом состоянии исследуемых водных объектов. Наличие актуальной информации с высоким пространственно-временным разрешением позволит своевременно отслеживать изменения качества поверхностных вод, прогнозировать их состояние, принимать оптимальные управленческие решения, при необходимости — выбирать наиболее эффективные природоохранные мероприятия.

Заключение

Таким образом, в ходе исследований проделан ряд наблюдений гидрохимических характеристик до 2023 г., получены новые данные о состоянии поверхностных вод рассматриваемой зоны интенсивного техногенного воздействия на крупные реки Пермского края. Установлено, что абсолютные значения индекса AMWI не всегда способны охарактеризовать истинное загрязнение рек. Например, фоновые значения индекса условно чистого участка р. Яйвы 19.06.2020 приблизительно равны значениям загрязнённого участка р. Косывы 29.07.2023. Поэтому для комплексного анализа ряда данных, полученных в различные пе-

риоды наблюдений, был предложен производный показатель степени загрязнения водотока по индексу АМВИ. При анализе полученных данных установлено, что выпадение кислых шахтных вод приносит в реки вещества, распространяющиеся на значительные расстояния, которые могут мигрировать с потоком вод вплоть до устья рек.

Известно, что формы железа, алюминий, бериллий и тяжёлые металлы мигрируют в водотоках с частицами взвешенных веществ, поэтому для оценки привноса загрязняющих веществ в Камское вдхр. были вычислены индексы TSM и АМВИ. При этом статистически была выявлена положительная связь между значениями этих индексов: коэффициент корреляции для участков расчётов, расположенных в Камском вдхр., составил 0,83. Поэтому для наблюдений за общим распространением взвешенных веществ, являющихся агентами переноса загрязнителей, для крупных водных объектов, таких как водохранилища, предложенные индексы могут использоваться в паре.

Для районов недропользования или другой территории с интенсивной техногенной нагрузкой наиболее объективную оценку состояния водных объектов целесообразно вести как на основе традиционных методов, так и с использованием данных ДЗЗ, обеспечивающих возможность одномоментного наблюдения за обширными территориями, в том числе за труднодоступными участками. При этом перспективным видится использование сети автоматизированных датчиков для ведения непрерывного мониторинга гидрохимических характеристик. Реализация подобной концепции на конкретном объекте обеспечит оценку гидрохимических характеристик водотоков с принципиально новым уровнем пространственного и временного разрешения за счёт совмещения в системе мониторинга трёх разных типов данных: автоматизированной сети измерительных устройств, традиционной системы мониторинга и спутниковых наблюдений.

Исследование выполнено за счёт гранта Российского научного фонда № 23-77-01081 (<https://rscf.ru/project/23-77-01081>).

Литература

1. Березина О. А., Шихов А. Н., Абдуллин Р. К. Применение многолетних рядов данных космической съемки для оценки экологической ситуации в угледобывающих районах (на примере ликвидированного Кизеловского угольного бассейна) // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2018. Т. 15. № 2. С. 144–158. DOI: 10.21046/2070-7401-2018-15-2-144-158.
2. Ермаков Д. М., Деменев А. Д., Мещерякова О. Ю., Березина О. А. Особенности разработки регионального водного индекса для мониторинга воздействия изливов кислых шахтных вод на речные системы // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2021. Т. 18. № 6. С. 222–237. DOI: 10.21046/2070-7401-2021-18-6-222-237.
3. Илюшина П. Г., Шихов А. Н., Макарьева О. М. Картографирование негативного воздействия золотодобывающих предприятий на природную среду криолитозоны по спутниковым данным (на примере Магаданской области) // Исслед. Земли из космоса. 2023. № 1. С. 41–52. DOI: 10.31857/S0205961423010050.
4. Максимович Н. Г., Пьянков С. В. Кизеловский угольный бассейн: экологические проблемы и пути решения: монография. Пермь: Пермский гос. национ. иссл. ун-т, 2018. 288 с.
5. Максимович Н. Г., Хмурчик В. Т., Березина О. А., Деменев А. Д. Миграция микроэлементов в речной системе в зоне влияния изливов кислых шахтных вод Кизеловского угольного бассейна // Горный информационно-аналит. бюлл. 2024. № 2. С. 23–34. DOI: 10.25018/0236_1493_2024_2_0_23.
6. Acharya B. S., Kharel G. Acid mine drainage from coal mining in the United States An overview // J. Hydrology. 2020. V. 588. P. 1–14. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125061.2.
7. Alexander S. S., Dein J., Gold D. R. The use of ERTs-1 MSS data for mapping strip mines and acid mine drainage in Pennsylvania // Proc. Symp. Significant Results Obtained from the Earth Resources Technology Satellite 1. Washington: NASA, 1973. P. 569–575.
8. Anderson J. E., Robbins E. I. Spectral reflectance and detection of iron-oxide precipitates associated with acidic mine drainage // Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. 1998. V. 64. No. 12. P. 1201–1208.
9. Balintova M., Petrilakova A., Singovszka E. Study of metals distribution between water and sediment in the Smolnik Creek (Slovakia) contaminated by acid mine drainage // Chemical Engineering Trans. 2012. V. 28. P. 73–78. DOI: 10.3303/CET1228013.

10. *Bessho M., Markovic R., Trujic T.A. et al.* Removal of Dissolved Metals from Acid Wastewater Using Organic Polymer Hydrogels // *Proc. IMWA*. 2017. P. 1080–1086.
11. *Chapin T.P.* High-frequency, long-duration water sampling in acid mine drainage studies: A short review of current methods and recent advances in automated water samplers // *Applied Geochemistry*. 2015. V. 59. P. 118–124. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2015.04.004.
12. *Chen M., Li F., Tao M. et al.* Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China // *Marine Pollution Bull.* 2019. V. 146. P. 893–899. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.029.
13. *Demchak J., Skosen J., McDonald L.* Distribution and behavior of heavy metals in a river polluted by acid mine drainage in the Dabaoshan mine area, China // *J. Environmental Quality*. 2004. V. 33(2). P. 656–668.
14. *Furrer G., Phillips B.L., Ulrich K.U., Pöthig R., Casey W.H.* The origin of aluminum flocs in polluted stream // *Science*. 2002. V. 297(5590). P. 2245–2247.
15. *Fytas K., Hadjigeorgiou J.* An assessment of acid rock drainage continuous monitoring technology // *Environmental Geology*. 1995. V. 25(1). P. 36–42. DOI: 10.1007/BF01061828.
16. *Gammons C.H., Nimick D.A., Parker S.R.* Diel cycling of trace elements in streams draining mineralized areas — a review // *Applied Geochemistry*. 2015. No. 57. P. 34–44. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2014.05.008.
17. *Gonzalez-Toril E., Llobert-Brossa E., Casamayor E.O. et al.* Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River // *Applied Environmental Microbiology*. 2003. V. 69(8). P. 4853–4865. DOI: 10.1128/AEM.69.8.4853-4865.2003.
18. *Gray N.F.* Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems // *Water Research*. 1998. V. 32(7). P. 2122–2134.
19. *Hanelli D., Barth A., Volkmer G., Köhler M.* Modelling of Acid Mine Drainage in Open Pit Lakes Using Sentinel-2 Time-Series: A Case Study from Lusatia, Germany // *Minerals*. 2023. No. 13. P. 1–20. DOI: 10.3390/min13020271.
20. *Isgro M.A., Basallote M.D., Caballero I., Barbero L.* Comparison of UAS and Sentinel-2 Multispectral Imagery for Water Quality Monitoring: A Case Study for Acid Mine Drainage Affected Areas (SW Spain) // *Remote Sensing*. 2022. V. 14. P. 1–15. DOI: 10.3390/rs14164053.
21. *Kopačková V.* Using multiple spectral feature analysis for quantitative pH mapping in a mining environment // *Intern. J. Applied Earth Observation and Geoinformation*. 2014. V. 28. P. 28–42. DOI: 10.1016/j.jag.2013.10.008.
22. *Madrid Y., Zayas Z.P.* Water sampling: traditional methods and new approaches in water sampling strategy // *Trends in Analytical Chemistry (TrAC)*. 2007. V. 26. P. 293–299. DOI: 10.1016/j.trac.2007.01.002.
23. *Munk L., Faure G., Pride D.E., Bigham J.M.* Sorption of trace metals to an aluminum precipitate in a stream receiving acid rock-drainage; Snake River, Summit County, Colorado // *Applied Geochemistry*. 2002. V. 17. No. 4. P. 421–430. DOI: 10.1016/S0883-2927(01)00098-1.
24. *Nazirova K., Alferyeva Y., Lavrova O. et al.* Comparison of in situ and remote-sensing methods to determine turbidity and concentration of suspended matter in the estuary zone of the Mzymta River, Black Sea // *Remote Sensing*. 2021. V. 13(1). P. 1–29. DOI: 10.3390/rs13010143.
25. *Nieto J.M., Sarmiento A.M., Canovas C.R. et al.* Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt: 1. Hydrochemical characteristics and pollutant load of the Tinto and Odiel rivers // *Environmental Science and Pollution Research*. 2013. V. 20(11). P. 7509–7519. DOI: 10.1007/s11356-013-1634-9.
26. *Nordstrom D.K., Alpers C.N., Ptacek C.J., Blowes D.W.* Negative pH and Extremely Acidic Mine Waters from Iron Mountain, California // *Environmental Science and Technology*. 2000. V. 34. P. 254–258. DOI: 10.1021/es990646v.
27. *Olías M., Cánovas C.R., Macías F.* The evolution of pollutant concentrations in a river severely affected by acid mine drainage: Río Tinto (SW Spain) // *Minerals*. 2020. V. 10(7). No. 598. DOI: 10.3390/min10070598.
28. *Pyankov S.V., Maximovich N.G., Khayrulina E.A. et al.* Monitoring Acid Mine Drainage's Effects on Surface Water in the Kizel Coal Basin with Sentinel-2 Satellite Images // *Mine Water and the Environment*. 2021. P. 1616–1068. DOI: 10.1007/s10230-021-00761-7.
29. *Raval S.* Investigation of mine environmental monitoring with satellite based sensors: Doctoral Thesis. Sydney, 2011. 213 p.
30. *Seif A., Hosseinjanizadeh M., Ranjbar H., Honarmand M.* Identification of acid mine drainage potential using Sentinel 2A imagery and field data // *Mine Water and the Environment*. 2019. V. 38(1). P. 707–717. DOI: 10.1007/s10230-019-00632-2.
31. *Wobber F.J., Russell O.R., Deely D.J.* Multiscale aerial and orbital techniques for management of coal-mined lands // *Photogrammetria*. 1975. V. 31(4). P. 117–133.

Applying remote sensing data to assess water quality in a mining area

A. D. Demenev, O. A. Berezina, N. G. Maksimovich, A. A. Mizev

Perm State National Research University, Perm 614990, Russia
E-mails: demenevartem@gmail.com, berezina.olga16@gmail.com,
nmax54@gmail.com, artem.mizev@bk.ru

Mining has a considerable technogenic impact on water quality, therefore it is important to monitor changes of hydrochemical parameters of water and to predict them. In industrial areas, it is advisable to carry out objective environmental assessment on the basis of traditional methods of environmental control and Earth remote sensing data. Remote sensing data provide the possibility to observe vast territories, including hard-to-reach sites. As part of research, an assessment of water quality of rivers impacted by AMD (Acid Mine Drainage) was done on the basis of field observations and Earth remote sensing data. To detect river pollution by acidic mine water, the spectral Acid Mine Water Index (AMWI) and the Total Suspended Matter (TSM) indicator were calculated. Remote sensing data were compared with field research results. It has been revealed that the influx of acidic mine drainage introduces into rivers substances that spread over long distances downstream. Some of these substances are deposited in bottom sediments, accumulate and form a secondary source of pollution. The other part migrates with the water flow in suspended form to the river mouths. It has been found that AMWI and TSM could be used simultaneously to monitor the overall distribution of suspended solids that are pollutant transport agents for large water objects such as water reservoirs. The concept of using data from several sources (especially including network of measuring devices) makes it possible to assess the ecological state of water objects at a new spatial and temporal resolution levels.

Keywords: environmental monitoring, Sentinel-2, Kizel coal basin, TSM, AMWI

The study was supported by the Russian Science Foundation, Grant No. 23-77-01081, <https://rscf.ru/project/23-77-01081/>.

Accepted: 26.03.2024

DOI: 10.21046/2070-7401-2024-21-2-271-285

References

1. Berezina O.A., Shikhov A.N., Abdullin R.K., The use of multi-temporal satellite images for environmental assessment in coal mining areas (by example of closed Kizel coal basin), *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*, 2018, Vol. 15, No. 2, pp. 144–158 (in Russian), DOI: 10.21046/2070-7401-2018-15-2-144-158.
2. Ermakov D.M., Demenev A.D., Meshcheriakova O.Yu., Berezina O.A., Features of the development of a regional water index for monitoring the impact of acid mine water discharges on river systems, *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*, 2021, Vol. 6, No. 18, pp. 222–237 (in Russian), DOI: 10.21046/2070-7401-2021-18-6-222-237.
3. Ilyushina P.G., Shikhov A.N., Makarieva O.M., Satellite-based mapping of the negative impact of gold mining enterprises on the natural environment of the cryolithozone (on the example of the Magadan region), *Earth Observation and Remote Sensing*, 2023, No. 1, pp. 41–52 (in Russian), DOI: 10.31857/S0205961423010050.
4. Maksimovich N.G., Piankov S.V., *Kizelovskii ugol'nyi bassein: ekologicheskie problemy i puti resheniya* (The Kizel coal basin: environmental problems and solutions), Perm: Perm University Publ., 2018, 288 p. (in Russian).
5. Maksimovich N.G., Khmurchik V.T., Berezina O.A., Demenev A.D., Migration of microelements in river system in impact zone of acid mine water discharge in the Kizel Coal Basin, *Mining Informational and Analytical Bull.*, 2024, No. 2, pp. 23–34 (in Russian), DOI: 10.25018/0236_1493_2024_2_0_23.
6. Acharya B.S., Kharel G., Acid mine drainage from coal mining in the United States An overview, *J. Hydrology*, 2020, Vol. 588, pp. 1–14, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125061. 2.
7. Alexander S.S., Dein J., Gold D.R., The use of ERTs-1 MSS data for mapping strip mines and acid mine drainage in Pennsylvania, *Proc. Symp. Significant Results Obtained from the Earth Resources Technology Satellite 1*, 1973, pp. 569–575.

8. Anderson J. E., Robbins E. I., Spectral reflectance and detection of iron-oxide precipitates associated with acidic mine drainage, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1998, Vol. 64, No. 12, pp. 1201–1208.
9. Balintova M., Petrlikova A., Singovszka E., Study of metals distribution between water and sediment in the Smolnik Creek (Slovakia) contaminated by acid mine drainage, *Chemical Engineering Trans.*, 2012, Vol. 28, pp. 73–78, DOI: 10.3303/CET1228013.
10. Bessho M., Markovic R., Trujic T. A. et al., Removal of Dissolved Metals from Acid Wastewater Using Organic Polymer Hydrogels, *Proc. IMWA*, 2017, pp. 1080–1086.
11. Chapin T. P., High-frequency, long-duration water sampling in acid mine drainage studies: A short review of current methods and recent advances in automated water samplers, *Applied Geochemistry*, 2015, Vol. 59, pp. 118–124, DOI: 10.1016/j.apgeochem.2015.04.004.
12. Chen M., Li F., Tao M. et al., Distribution and ecological risks of heavy metals in river sediments and overlying water in typical mining areas of China, *Marine Pollution Bull.*, 2019, Vol. 146, pp. 893–899, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.029.
13. Demchak J., Skosen J., McDonald L., Distribution and behavior of heavy metals in a river polluted by acid mine drainage in the Dabaoshan mine area, China, *J. Environmental Quality*, 2004, Vol. 33(2), pp. 656–668.
14. Furrer G., Phillips B. L., Ulrich K. U., Pöthig R., Casey W. H., The origin of aluminum flocs in polluted stream, *Science*, 2002, Vol. 297(5590), pp. 2245–2247.
15. Fytas K., Hadjigeorgiou J., An assessment of acid rock drainage continuous monitoring technology, *Environmental Geology*, 1995, Vol. 25(1), pp. 36–42, DOI: 10.1007/BF01061828.
16. Gammons C. H., Nimick D. A., Parker S. R., Diel cycling of trace elements in streams draining mineralized areas — a review, *Applied Geochemistry*, 2015, No. 57, pp. 34–44, DOI: 10.1016/j.apgeochem.2014.05.008.
17. Gonzalez-Toril E., Llobert-Brossa E., Casamayor E. O. et al., Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River, *Applied Environmental Microbiology*, 2003, Vol. 69(8), pp. 4853–4865, DOI: 10.1128/AEM.69.8.4853-4865.2003.
18. Gray N. F., Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems, *Water Research*, 1998, Vol. 32(7), pp. 2122–2134.
19. Hanelli D., Barth A., Volkmer G., Köhler M., Modelling of Acid Mine Drainage in Open Pit Lakes Using Sentinel-2 Time-Series: A Case Study from Lusatia, Germany, *Minerals*, 2023, No. 13, pp. 1–20, DOI: 10.3390/min13020271.
20. Isgro M. A., Basallote M. D., Caballero I., Barbero L., Comparison of UAS and Sentinel-2 Multispectral Imagery for Water Quality Monitoring: A Case Study for Acid Mine Drainage Affected Areas (SW Spain), *Remote Sensing*, 2022, Vol. 14, pp. 1–15, DOI: 10.3390/rs14164053.
21. Kopačková V., Using multiple spectral feature analysis for quantitative pH mapping in a mining environment, *Intern. J. Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2014, Vol. 28, pp. 28–42, DOI: 10.1016/j.jag.2013.10.008.
22. Madrid Y., Zayas Z. P., Water sampling: traditional methods and new approaches in water sampling strategy, *Trends in Analytical Chemistry (TrAC)*, 2007, Vol. 26, pp. 293–299, DOI: 10.1016/j.trac.2007.01.002.
23. Munk L., Faure G., Pride D. E., Bigham J. M., Sorption of trace metals to an aluminum precipitate in a stream receiving acid rock-drainage; Snake River, Summit County, Colorado, *Applied Geochemistry*, 2002, Vol. 17, No. 4, pp. 421–430, DOI: 10.1016/S0883-2927(01)00098-1.
24. Nazirova K., Alferyeva Y., Lavrova O. et al., Comparison of in situ and remote-sensing methods to determine turbidity and concentration of suspended matter in the estuary zone of the Mzymta River, Black Sea, *Remote Sensing*, 2021, Vol. 13(1), pp. 1–29, DOI: 10.3390/rs13010143.
25. Nieto J. M., Sarmiento A. M., Canovas C. R. et al., Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt: 1. Hydrochemical characteristics and pollutant load of the Tinto and Odiel rivers, *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, Vol. 20(11), pp. 7509–7519, DOI: 10.1007/s11356-013-1634-9.
26. Nordstrom D. K., Alpers C. N., Ptacek C. J., Blowes D. W., Negative pH and Extremely Acidic Mine Waters from Iron Mountain, California, *Environmental Science and Technology*, 2000, Vol. 34, pp. 254–258, DOI: 10.1021/es990646v.
27. Olías M., Cánovas C. R., Macías F., The evolution of pollutant concentrations in a river severely affected by acid mine drainage: Río Tinto (SW Spain), *Minerals*, 2020, Vol. 10(7), No. 598, DOI: 10.3390/min10070598.
28. Pyankov S. V., Maximovich N. G., Khayrulina E. A. et al., Monitoring Acid Mine Drainage's Effects on Surface Water in the Kizel Coal Basin with Sentinel-2 Satellite Images, *Mine Water and Environment*, 2021, pp. 1616–1068, DOI: 10.1007/s10230-021-00761-7.
29. Raval S., *Investigation of mine environmental monitoring with satellite based sensors: Doctoral Thesis*, Sydney, 2011, 213 p.

30. Seif A., Hosseinjanizadeh M., Ranjbar H., Honarmand M., Identification of acid mine drainage potential using Sentinel 2A imagery and field data, *Mine Water and Environment*, 2019, Vol. 38(1), pp. 707–717, DOI: 10.1007/s10230-019-00632-2.
31. Wobber F.J., Russell O. R., Deely D.J., Multiscale aerial and orbital techniques for management of coal-mined lands, *Photogrammetria*, 1975, Vol. 31(4), pp. 117–133.