# Особенности разработки регионального водного индекса для мониторинга воздействия изливов кислых шахтных вод на речные системы

Д. М. Ермаков <sup>1,2</sup>, А. Д. Деменев <sup>3</sup>, О. Ю. Мещерякова <sup>3</sup>, О. А. Березина <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Институт космических исследований РАН, Москва, 117997, Россия E-mail: pldime@gmail.com

<sup>2</sup> Фрязинский филиал Института радиотехники и электроники им. В. А. Котельникова РАН, Фрязино, 141120, Московская обл., Россия <sup>3</sup> Пермский государственный национальный исследовательский университет Пермь, 614068, Россия

E-mails: demenevartem@gmail.com, olgam.psu@gmail.com, berezina.olga16@gmail.com

Масштабной экологической проблемой Пермского края, характерной для многих природнотехногенных экосистем по всему миру, являются изливы кислых шахтных вод в пределах ликвидированного угледобывающего комплекса. Осуществляемый на территории контактный экологический мониторинг сопряжён со значительными логистическими трудностями и не отвечает требованиям оперативного информационного обеспечения. В то же время происходит накопление уникальных данных, которые могут быть использованы в качестве подспутниковой информации для организации более эффективного космического мониторинга данной территории. В работе описан очередной этап развития предложенного авторами подхода к структурированию и комплексному анализу ряда ранее известных водных индексов. Цель подхода заключатся в детектировании (сегментации) и дальнейшем анализе по спутниковым многоканальным изображениям областей открытой воды в сложных условиях наблюдений: при малых поперечных размерах объектов гидрологической сети и возможной высокой концентрации загрязнений, что уменьшает видимые контрасты между водой и сушей. Ключевым аспектом выступает ориентированность на разработку регионального (не глобального) индекса, что потенциально позволяет учесть и эффективно использовать дополнительную информацию: особенности вмещающего ландшафта, закономерности сезонного хода, условия освещённости. В то же время с методической точки зрения подход не привязан к особенностям конкретной территории и может быть адаптирован для мониторинга других аналогичных экосистем. Эффективность похода продемонстрирована сопоставлением примеров обработки данных фактических спутниковых наблюдений с применением стандартных и новых водных индексов. Показано, что подход перспективен для реализации спутникового мониторинга в указанных выше сложных условиях наблюдений.

**Ключевые слова:** водный индекс, экологический мониторинг, Sentinel-2 MSI, Кизеловский угольный бассейн, изливы кислых шахтных вод

Одобрена к печати: 09.12.2021 DOI: 10.21046/2070-7401-2021-18-6-222-237

## Введение

Изливы кислых шахтных вод, существующие на территории ликвидированного в начале 2000-х гг. угледобывающего комплекса, — одна из самых масштабных экологических проблем Пермского края. Проблема не оказывается уникальной: в настоящее время территории бывших шахтных полей занимают около 240 000 км² во всём мире. В химическом составе изливов преимущественно обнаруживаются в больших концентрациях железо (Fe), алюминий (Al), марганец (Mn), бериллий (Be) и другие опасные для окружающей среды компоненты при сильнокислой реакции среды. При попадании кислых шахтных вод в речную сеть с нейтральными значениями водородного показателя происходит образование гидроксидов Fe и Al с высоким содержанием вышеперечисленных тяжёлых металлов и, как следствие, их активный перенос в виде взвеси вниз по течению. Осуществляемый на данной территории контактный экологический мониторинг дискретен как во времени, так и в пространстве и за-

труднён в связи с удалённостью и труднодоступностью расположения источников загрязнения водных объектов, что не позволяет оценить реальные масштабы негативного влияния на окружающую среду. Данные дистанционного зондирования Земли могут существенно улучшить оперативность и полноту экологического мониторинга таких районов, в том числе позволят одномоментно наблюдать за большей частью территории бассейна, а также отслеживать сезонные изменения.

Особенность рассматриваемой задачи (в первую очередь для выбранного района исследований) состоит в необходимости мониторинга объектов с малыми пространственными масштабами по одному из измерений (характерная ширина русел рек может не превышать нескольких десятков метров). Таким образом, возникает ограничительное требование на пространственное разрешение дистанционных данных и, как следствие, на применяемый спектральный диапазон и ширину спектральных полос. В работах (Березина и др., 2018; Pyankov et al., 2021) показана эффективность применения индекса AMWI (англ. Acid Mine Water Index, индекс, характеризующий спектральные свойства кислых шахтных вод) для детектирования и оценки уровня загрязнённости пресных водоёмов изливами кислых шахтных вод. Индекс на качественном уровне учитывает особенности спектра обратно рассеянного излучения в видимом (красном) и ближнем инфракрасном (ИК) диапазонах при росте содержания в воде окислов железа. Основная проблема построения на его основе автоматической процедуры мониторинга заключается в том, что диапазоны значений индекса для областей загрязнённой воды и некоторых участков суши существенно перекрываются. В ряде случаев (в зависимости от условий наблюдения, сезона, степени загрязнённости и других факторов) разделение объектов суши и воды на основе одного индекса AMWI становится невозможным. Для его эффективного применения требуется сначала построить маску водных объектов, т.е. разделить пиксели многоканального спутникового изображения на классы, относящиеся к воде (разной степени чистоты или загрязнённости) и суше. При этом использование заранее подготовленной маски воды для задач оперативного мониторинга также не всегда эффективно, поскольку не может учитывать временную динамику (краткосрочные разливы и пересыхания, сезонные и многолетние колебания стока, долговременные изменения русел). Более привлекательным выглядит подход формирования актуальной маски воды и расчёта AMWI в выделенной области по одним и тем же (или близким) сеансам многоканальных измерений.

Задача построения дистанционного индекса для эффективного выделения (оконтуривания) объектов гидрологической сети имеет долгую историю и рассмотрена в большом числе публикаций (Ding, 2009; Feyisa et al., 2014; Fisher et al., 2016; Gao, 1995; Hu et al., 2021; Lacaux et al., 2007; Li et al., 2016; McFeeters, 1996; Meng et al., 2013; Qu et al., 2011; Shen, Li, 2010; Xiao et al., 2010; Xu, 2006; Yan et al., 2007; Zhang et al., 2017). Следует отметить, что авторы этих исследований ставили целью построение глобально применимых индексов для сравнительно мало загрязнённых вод. Некоторые возможности использования этих индексов для исследования процессов техногенных загрязнений изучены в работах (Лупян и др., 2020; Ermakov et al., 2021). Очевидно, что возможность загрязнений выступает дополнительным фактором неопределённости задачи и делает ещё более предпочтительным переход к разработке региональных водных индексов. Региональный индекс позволяет прямо или косвенно учесть статистическую информацию о свойствах вмещающего ландшафта и тем самым уменьшить априорную неопределённость задачи. Примером разработки эффективных региональных индексов оказывается работа (James et al., 2021). В ней с использованием методов машинного обучения и формальных процедур статистического анализа показана эффективность введения новых водных индексов, реализуемых в виде функциональных зависимостей от ранее известных, широко применяемых водных индексов со статистически настраиваемыми параметрами.

Проблемной особенностью настоящей работы был малый объём доступной априорной информации (в частности, результатов экспедиционных исследований и анализа отобранных проб воды, см. разд. «Использованные данные»). По этой причине применение стандартных автоматических методов машинного обучения исключалось в силу невозможности формирования достаточно длинной обучающей выборки. Это определило логику работы.

В разд. «Характеристика района исследования» дана общая характеристика района исследования. В разд. «Использованные данные» описаны использованные данные экспедиционных исследований и спутниковых наблюдений. Методические соображения, положенные в основу разработки регионального водного индекса в указанных ограничительных условиях, изложены в разд. «Методический подход...» Раздел «Построение регионального водного индекса» содержит результаты расчётов, необходимые для построения регионального индекса, а также его конечную форму в виде линейной многомерной функции от ранее известных индексов. В разд. «Обсуждение результатов» показаны и обсуждены результаты классификации спутниковых многоканальных изображений с целью отделения области водных объектов от области суши (построение маски воды), а также результаты расчёта АМWI для выделенных водных областей.

## Характеристика района исследования

Кизеловский угольный бассейн (КУБ) площадью 200 км<sup>2</sup> в Пермском крае (Западный Урал, Россия) выступает классическим примером обострения экологических проблем после ликвидации угледобывающих предприятий. Шахты КУБа в период эксплуатации были одними из самых обводнённых в стране: ежегодно в реки сбрасывалось практически без очистки около 100 млн м<sup>3</sup> загрязнённых шахтных вод, содержащих большое количество сульфатов, железа, алюминия. Постоянный и интенсивный сток шахтных вод привёл к тому, что химический состав рек в период эксплуатации шахт приблизился к химическому составу шахтных вод. Малые реки до впадения в них шахтных вод имели НСО<sub>3</sub>-Са-Na гидрохимическую фацию, минерализацию 90-150 мг/л и близкую к нейтральной реакцию среды. Ниже по течению стока шахтных вод они приобретают сульфатный железисто-алюминиевый состав при минерализации от 640 до 6000 мг/л. Содержание сульфатов составляет от 1000 до 3700 мг/л, железа — от 70 до 900 мг/л, алюминия — от 11 до 160 мг/л при рН 2,5—2,9. Выбор территории исследований (рис. 1, см. с. 225) обусловлен расположением бывших шахтных полей КУБа и основных рек-приёмников изливов кислых вод, а также пространственными границами анализируемых многоканальных спутниковых изображений (космоснимков). Области расчёта характерных значений дистанционных индексов приурочены как к районам наиболее загрязнённых участков рек, так и к относительно чистым (фоновым) водным объектам, дополнительно выбрано несколько участков суши с целью анализа получаемых значений индексов для последующей сегментации космоснимков.

После закрытия и ликвидации шахтного водоотлива горные выработки стали затапливаться, и на ряде шахт происходит излив шахтных вод на земную поверхность. В настоящее время существуют более 19 участков излива шахтных вод на поверхность объёмом 4,6—75 млн  $\rm m^3$  в зависимости от водности года. Сохраняется высокая концентрация двухвалентного железа (3,6 г/л), алюминия (157 г/л), марганца (35 г/л), рН изменяется от 2,4 до 3,9.

Когда кислые шахтные и дренажные воды попадают в естественные водотоки, изменения рН и образование охристых осадков могут иметь разрушительные последствия для водных экосистем (рис. 2, см. с. 225). Загрязнение поверхностной гидросферы происходит в пределах четырёх крупных речных бассейнов региона: Яйвы, Косьвы, Чусовой и Северной Вильвы. Общая протяжённость загрязнённых водотоков составляет более 500 км, протекающих в пределах 380 населённых пунктов. Вдоль русл рек, а также в поймах накоплен значительный объём техногенных отложений, содержащий высокую концентрацию загрязняющих веществ, которые становятся вторичным источником загрязнения речных экосистем.

При смешивании шахтных вод с речными водами и увеличении рН образуется осадок, который перемещается вниз по течению и приводит к загрязнению рек на протяжении десятков километров. Воды изливов поступают в 19 рек. В р. Кизел (притоке р. Вильвы), испытывающей наибольшее негативное влияние, среднегодовое содержание железа составляет 2160 ПДК (предельно допустимая концентрация) (в зимнюю межень — до 4690 ПДК), марганца — 516 ПДК. Концентрация никеля, меди и цинка также превышает предельно допустимые (Максимович, Пьянков, 2018; Максимович и др., 2020).

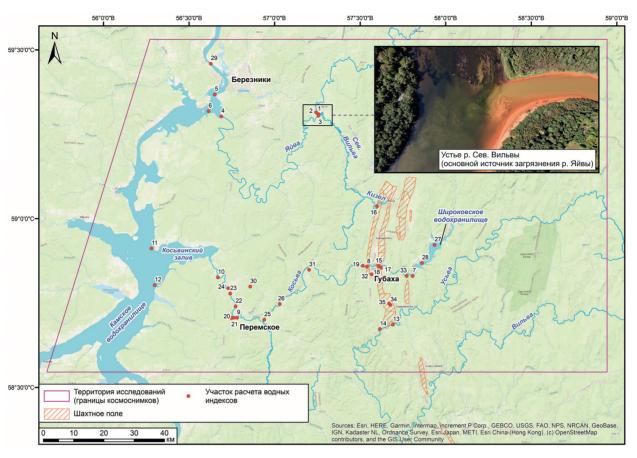


Рис. 1. Обзорная карта района исследований



*Рис. 2.* Участки попадания кислых шахтных вод в р. Косьву, дата съёмки 18.08.2021: a- р. Ладейный лог;  $\delta-$  излив из бывшей шахты им. Калинина

## Использованные данные

## Данные химического анализа проб воды

Данные химического анализа проб воды в водотоках представлены по результатам мониторинга, осуществляемого с 2006 г. по настоящее время Уральским центром социально-экологического мониторинга углепромышленных территорий, а также в рамках исследовательских работ, проводимых лабораторией геологии техногенных процессов Естественнонаучного института Пермского университета. Для расчёта водных индексов на исследуемой территории было выбрано 35 участков: загрязнённые и фоновые, до источников загрязнения

кислыми шахтными водами, речные пространства, а также относящиеся к различным типам суши (см. puc. 1).

Пробы воды для определения массовой доли железа  $Fe_{\text{общ}}$  как основного маркера загрязнения кислых шахтных вод отбирались в ёмкости из полимерного материала, подкислённые до pH менее 2 соляной кислотой для консервации. Для лабораторного анализа концентрации  $Fe_{\text{общ}}$  применялся фотометрический метод с о-фенантролином. Использовались данные по  $Fe_{\text{общ}}$  без разделения на  $Fe^{2+}$  и  $Fe^{3+}$ , так как при попадании кислых шахтных вод в нейтральную среду речных вод происходит резкое окисление  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$ , уже на расстоянии менее 100 м от впадения излива содержание  $Fe^{3+}$  составляет порядка 99 % от общего.

## Дистанционные данные

Анализ и расчёты индексов проводились по спутниковым данным Sentinel-2 MSI (англ. Moisture Stress Index, индекс стресса влажности), оператор — Европейское космическое агентство (англ. European Space Agency — ESA). Чтобы исключить влияние сезонного фактора, анализировались снимки преимущественно за период с 1 июня по 30 сентября. Всего было получено восемь снимков за 2019—2020 гг. Однако в финальной работе при построении водных масок и расчёте индексов для наиболее корректного сезонного сопоставления преимущественно использовались снимки, полученные в совпадающий период года: 05.06.2019, 08.06.2019 и 19.06.2020; также критерием выбора снимков выступала минимальная облачность и отсутствие дымки на анализируемой сцене. Территория исследований, представленная на рис. 1, включала в себя две сцены, расположенные рядом и полученные в один период с разницей не более четырёх дней. В работе использовались снимки уровня обработки Level-2A (коэффициенты спектральной яркости поверхности после атмосферной коррекции с использованием процессора Sen2Cor).

## Методический подход к построению регионального водного индекса

Задачу построения маски водной поверхности на многоканальном спутниковом изображении (т.е. разделения областей воды и суши) можно рассматривать как задачу классификации в пространстве признаков, под которыми логично понимать измерения в различных спектральных каналах. Однако известно, что выбор в качестве базиса пространства признаков исходных измеряемых величин редко оказывается оптимальным. Одна из стандартных процедур дальнейшей оптимизации пространства признаков состоит в его трансформации: вращение осей, сдвиги, другие деформации (Браверман, Мучник, 1983). Алгебраически эти процедуры представляют собой замену исходных признаков некоторыми функциями от них. Применительно к рассматриваемой задаче логично сразу выбрать в качестве исходных признаков те комбинации спектральных измерений, эффективность которых для выделения областей воды в различных условиях наблюдения уже доказана, т.е. известных из литературы водных индексов.

В работе (Ermakov et al., 2021) авторы проанализировали изменения пространственного распределения индексов в зависимости от распространения загрязнения применительно к исследуемой области КУБа. Оказалось, что индексы можно сгруппировать в пять категорий со схожими свойствами (*табл. 1*).

Индексы, выделенные в *табл.* 1 жирным шрифтом, были рекомендованы в качестве характерных представителей каждой из групп, и в настоящей работе на базисе четырёх из них (TWI, WRI, AWEI<sub>sh</sub>, FAI) было сформировано новое пространство признаков для построения маски воды. По указанным выше причинам AMWI был исключён из этого базиса и использован отдельно, после определения области воды.

Переход от исходных измерений к пространству признаков осуществлялся следующим образом. Для дат отбора проб воды подбирались максимально близкие по времени дистан-

ционные данные. В точках, соответствующих координатам мест отбора проб, рассчитывались значения указанных выше четырёх индексов. Они соответствовали четырём координатам «точек воды» разной степени загрязнения в четырёхмерном пространстве признаков. Дополнительно на основе экспертных решений в тех же сеансах съёмки выбирались по три «типичных» точки чистой воды и три «типичных» точки суши. В этих точках также рассчитывали значения всех четырёх индексов и получали соответствующие точки в четырёхмерном пространстве признаков.

№ группы	Индекс	Ссылка	Характеристика группы	
1	NDWI MNDWI <b>TWI</b> WI <sub>2015</sub> WE-LBV ABI	(McFeeters, 1996) (Xu, 2006) (Feng et al., 2012) (Fisher et al., 2016) (Zhang et al., 2017) (Hu et al., 2021)	Хороший контраст между малоразмерными сильно загрязнёнными водными объектами и сушей, нет насыщения (для TWI). Однако при среднем уровне загрязнения контраст пропадает	
2	WRI NDVI NDWI <sub>Gao</sub>	(Shen, Li, 2010) (Rouse et al., 1974) (Gao, 1995)	Чувствительны только к высокому уровню загрязнений, но сохраняют контраст между водой и сушей	
3	AWEI <sub>sh</sub> AWEI <sub>nsh</sub>	(Feyisa et al., 2014) (Feyisa et al., 2014)	Практически инвариантны к степени загрязнения воды	
4	FAI*	(Hu, 2009)	Чувствителен к начальной фазе загрязнения, затем насыщается	
5	AMWI	(Березина и др., 2018)	Монотонно увеличивается с уровнем загрязнения, но нет контраста с сушей	

Таблица 1. Группирование водных индексов по особенностям реакции на загрязнение

Примечание: NDWI — *англ*. Normalized Difference Water Index, нормализованный разностный водный индекс; MNDWI — *англ*. Modification of Normalised Difference Water Index, модифицированный нормализованный разностный водный индекс; TWI = anr. Turbidity Water Index, топографический индекс влажности;  $WI_{2015} = anr$ . the state-of-the-art 2015 water index; WE-LBV = anr. Water Extraction based on LBV transformation, выделение воды, основанное на цветовом LBV-преобразовании; ABI = anr. Algal Biomass Index, индекс биомассы водорослей; WRI = anr. Water Ratio Index, водный индекс); NDVI = anr. Normalized Difference Vegetation Index, нормализованный разностный вегетационный индекс;  $AWEI_{sh}$  и  $AWEI_{nsh} = anr$ . Automated Water Extraction Index, автоматизированный индекс выделения воды, sh — shadow, nsh — no shadow; FAI = anr. Floating Algae Index, индекс плавающих водорослей; индекс был пересчитан в работе (Ermakov et al., 2021) для широкополосных каналов.

Построение нового водного индекса в рассматриваемом четырёхмерном пространстве существенно опиралось на принятое правило построения границы, отделяющей точки воды от точек суши. В свою очередь, построение этой границы в условиях малых объёмов доступной статистической информации основывалось на максимально простых, легко визуализируемых предположениях. Рассматривались только границы, определяемые классом линейных функций от базовых индексов. Анализ проводился не сразу во всём четырёхмерном пространстве, а последовательно в двумерных подпространствах исходного пространства признаков. А именно выбиралась пара индексов,  $I^{(1)}$  и  $I^{(2)}$ , образующих подпространство, в котором классы суши и воды разделялись наилучшим образом по описанному далее критерию (критерию разделимости). Строилась граница между точками классов суши и воды, общий вид которой может быть задан уравнением  $f(I^{(1)}, I^{(2)}) = 0$ . На этом основании вместо базисных индексов  $I^{(1)}$  и  $I^{(2)}$  вводился новый индекс  $J = f(I^{(1)}, I^{(2)})$ . В базисе, образованном оставшимися индексами  $I^{(3)}$  и  $I^{(4)}$  и новым индексом  $f(I^{(1)}, I^{(2)})$ , снова выбиралась пара, обеспечивающая наилучшую разделимость классов суши и воды в образованном ими подпространстве. Процедура повторялась последовательно, пока не оставался один индекс, ставший по построению (линейной) функцией исходных индексов. Именно он и принимался в качестве

искомого регионального водного индекса. В следующих подразделах конкретизируется описанная здесь схема. Естественно, принятый подход не мог обеспечить построение наилучшего регионального водного индекса. Авторы полагают, что получающийся в результате индекс можно рассматривать в качестве первого приближения искомого решения. Его эффективность в данной работе обоснована экспертным сравнением результатов сегментации использованных многоканальных дистанционных изображений на области воды и суши с помощью нового и старых индексов. Улучшение решения возможно оптимизацией параметров и вида функциональной зависимости, что требует привлечения дополнительной статистической информации.

## Критерий разделимости

Рассмотрим двумерное подпространство исходного пространства признаков, образованное некоторой парой индексов  $I^{(1)}$ ,  $I^{(2)}$  (рис. 3). Образ некоторой i-й точки воды или суши в этом подпространстве задаётся её парой координат — значениями соответствующих индексов ( $I^{(1)}$ ,  $I^{(2)}$ ). Обозначим множество индексов точек воды через W, а множество индексов суши — через L, то есть i-я точка становится точкой воды, если  $i \in W$ , и точкой суши, если  $i \in L$ . Естественно считать, что классы точек суши и воды хорошо разделяются в рассматриваемом подпространстве, если соответствующие точки достаточно компактно расположены около некоторых удалённых друг от друга центров, представляющих «средние» свойства классов:

$$C_W = \left[ \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(1)}, \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(2)} \right], \quad C_L = \left[ \frac{1}{|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(1)}, \frac{1}{|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(2)} \right],$$

где 🛮 означает мощность (число элементов) множества.

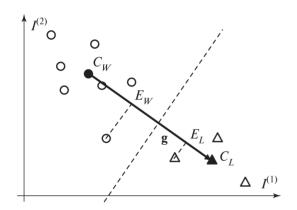


Рис. 3. Разделение множеств точек суши (треугольники) и воды (круги) в двумерном пространстве индексов (граница — мелкий пунктир) (см. пояснения в тексте)

Вектор 
$$\mathbf{g} = \mathbf{C}_W \mathbf{C}_L = \left(\frac{1}{|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(1)} - \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(1)}, \frac{1}{|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(2)} - \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(2)}\right)$$
 задаёт направление,

в котором (в линейном приближении) следует ожидать наиболее резкого изменения свойств, соответствующего переходу от точек воды к точкам суши. Тогда в этом же приближении изолиниями свойств становятся прямые, перпендикулярные вектору  ${\bf g}$ , и одну из них следует выбрать в качестве границы, разделяющей классы воды и суши. Обозначим через  $P_i$  ортогональную проекцию i-й точки на прямую, задаваемую вектором  ${\bf g}$ . Среди всех проекций точек суши найдём ближайшую к центру точек воды,  $C_W$ , обозначим её  $E_L$ . Обратно, среди всех проекций точек воды найдём ближайшую к центру точек суши,  $C_L$ , обозначим её  $E_W$ . Ясно, что провести границу указанным выше способом можно только в том случае, если точка  $E_L$  лежит дальше от  $C_W$ , чем точка  $E_W$  (края областей воды и суши не перекрываются), и при этом можно ожидать, что граница будет разделять области воды и суши тем надёжнее, чем большую часть

отрезка  $C_W C_L$  (расстояние между центрами областей) составляет отрезок  $E_W E_L$  (расстояние между ближними краями областей).

Отсюда следует формальный критерий разделимости. Введём для каждой точки вектор  $\mathbf{p}_i = \left[I_i^{(1)} - \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(1)}, I_i^{(2)} - \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(2)}\right].$  Вычислим значения величин:

$$p_L = \min_{i \in L} \frac{\mathbf{p}_i \cdot \mathbf{g}}{\mathbf{g} \cdot \mathbf{g}}, \quad p_W = \max_{i \in W} \frac{\mathbf{p}_i \cdot \mathbf{g}}{\mathbf{g} \cdot \mathbf{g}}, \quad \Delta = p_L - p_W.$$

Для разделимости областей суши и воды в выбранном подпространстве пары индексов необходимо потребовать  $\Delta > 0$ , причём разделимость областей тем выше, чем больше  $\Delta$  (ясно, что по построению  $\Delta \le 1$ ).

## Определение границы и выражения для составного индекса

Наклон прямолинейной границы между областями суши и воды определяется из условия перпендикулярности вектору **g**:

$$k = \frac{\frac{1}{|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(2)} - \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(2)}}{\frac{1}{|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(1)} - \frac{1}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(1)}}.$$
(1)

Поэтому уравнение границы  $I^{(2)}+\frac{1}{k}I^{(1)}=b$  определено с точностью до константы b, определяющей положение точки пересечения границы с вектором  ${\bf g}$ . Логично потребовать, чтобы эта точка пересечения была равноудалена от ближайших друг к другу краёв областей суши и воды, положения которых определяются введёнными ранее величинами  $p_L$  и  $p_W$ . Тогда искомая точка пересечения определяется значением  $p=(p_L+p_W)/2$ , т.е. константа b определяется равенством:

$$b = \frac{p}{|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(2)} + \frac{1 - p}{|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(2)} + \frac{p}{k|L|} \sum_{i \in L} I_i^{(1)} + \frac{1 - p}{k|W|} \sum_{i \in W} I_i^{(1)}, \tag{2}$$

где k определяется уравнением (6).

Отсюда — новый индекс J образуется как линейная функция старых с параметрами, определяемыми выражениями (1) и (2), а именно:

$$J = I^{(2)} + \frac{1}{k}I^{(1)} - b.$$

Действительно, новый индекс J принимает значение 0 на границе областей суши и воды (точки максимальной неопределённости свойств) и наиболее быстро возрастает по модулю при удалении от границы по нормали к ней, причём принимает значения противоположных знаков для областей суши и воды.

В следующем разделе продемонстрировано применение описанной методики на данных конкретных измерений для построения регионального водного индекса КУБа.

#### Построение регионального водного индекса

На *рис.* 4 (см. с. 230) приведены примеры расположения точек воды и суши в двумерных подпространствах различных пар индексов по данным фактических спутниковых измерений, в том числе максимально близких в пространстве и по времени к местам и моментам отбора проб воды. Диаграммы соответствуют измерениям в июне 2019 г. и июле 2020 г.

На основе имеющихся данных сначала был рассчитан критерий разделимости для всех пар индексов среди четвёрки TWI, WRI, AWEI $_{sh}$ , FAI. Результаты расчёта приведены в *табл. 2*.

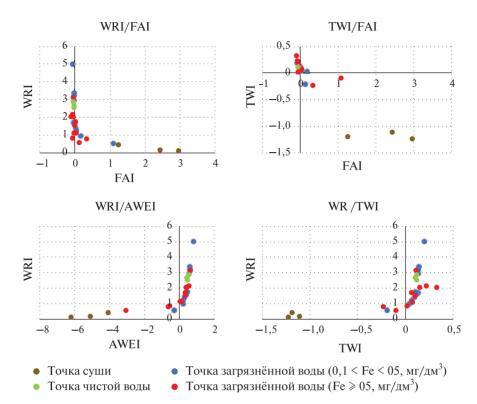


Рис. 4. Попарные диаграммы рассеяния стандартных водных индексов

*Таблица 2.* Расчёт критерия разделимости для пар индексов TWI, WRI, AWEI<sub>nsh</sub>, FAI

Δ	AWEI <sub>sh</sub>	FAI	TWI	WRI
AWEI <sub>sh</sub>	_	0,156	0,163	0,117
FAI	0,156	_	0,285	0,081
TWI	0,163	0,285	_	0,262
WRI	0,117	0,081	0,262	_

Из *табл.* 2 видно, что максимальную разделимость по принятому критерию ( $\Delta = 0.285$ ) обеспечивает пара индексов FAI и TWI. Рассмотрим процедуру построения нового индекса по этой паре подробно.

Сначала были рассчитаны основные характеристики множеств точек суши и воды как по отдельности для 2019 и 2020 гг., так и для всей совокупности данных. Результаты приведены в *табл. 3*.

Таблица 3. Характеристики множеств точек суши и воды в индексах FAI и TWI

Интервал	Суша			Вода		
времени	L	FAI <sub>L</sub> ; CKO	$\overline{\text{TWI}}_L$ ; CKO	W	FAI <sub>W</sub> ; CKO	TWI <sub>W</sub> ; CKO
Июнь 2019 г.	3	2,025; 0,664	-1,058;0,038	13	-0,058; 0,092	0,307; 0,189
Июль 2020 г.	3	2,210; 0,875	-1,175; 0,059	26	0,039; 0,230	0,086; 0,115
Всё время	6	2,117; 0,702	-1,116; 0,077	39	0,007; 0,199	0,145; 0,176

Полученная статистика по средним значениям индексов и их среднеквадратичного отклонения (СКО) за разные интервалы наблюдений не противоречит предположению, что рассматриваемые выборки относятся к одной и той же генеральной совокупности. В то же время области воды и суши, согласно этим данным и данным *табл. 2*, представляются достаточно компактными и хорошо разделимыми.

В итоге по всей совокупности данных были рассчитаны параметры k (1) и b (2) и построен новый индекс, названный FTI (по первым буквам FAI и TWI):

$$FTI = TWI - \frac{FAI}{0,598} + 2,006.$$
 (3)

Отрицательным значениям этого индекса соответствуют точки суши, положительным — точки воды.

Далее по формуле (3) были вычислены значения нового индекса FTI в анализируемых точках воды и суши и рассчитан новый критерий разделимости для всех пар тройки  $AWEI_{sh}$ , FTI и WRI (maбл. 4). Результаты для пары  $AWEI_{sh}$  и WRI получены ранее и копируются из maбл. 2 для наглядности.

Δ	AWEI <sub>sh</sub>	FTI	WRI
AWEI <sub>sh</sub>	_	0,242	0,117
FTI	0,242	_	0,265
WRI	0,117	0,265	_

 $\it Tаблица~4$ . Расчёт критерия разделимости для пар индексов AWEI $_{\it nsh}$ , FTI и WRI

Из *табл.* 4 видно, что на этот раз наилучшую разделимость областей воды и суши образуют пары индексов FTI и WRI.

Проведя вычисления, аналогичные описанным выше, получили новый индекс WFTI (по первым буквам WRI, FAI и TWI):

WFTI = FTI + 
$$\frac{WRI}{3.008}$$
 + 0,417 = TWI -  $\frac{FAI}{0.598}$  + 2,423. (4)

Снова отрицательным значениям нового индекса соответствуют точки суши, положительным — воды.

На последнем шаге были проведены вычисления критерия разделимости по паре индексов AWEI $_{sh}$  и WFTI ( $\Delta=0.235$ ) и построение границы в образованном ими подпространстве. В результате было получено выражение для «четырёхмерного» индекса AWFTI:

$$AWFTI = WFTI + \frac{AWEI_{nsh}}{1.057} + 3,382 = TWI - \frac{FAI}{0.598} + \frac{WRI}{3.008} + \frac{AWEI}{1.057} + 5,805.$$
 (5)

Как и ранее, отрицательным значениям нового индекса соответствуют точки суши, положительным — воды.

## Обсуждение результатов

Как видно из результатов предыдущего раздела, разделимость точек воды и суши, согласно введённому в работе критерию, несколько убывала (от 0,285 для FTI до 0,235 для AWFTI) по мере роста размерности пространства признаков. Это означает, что расстояние между центрами множеств точек воды и суши росло быстрее, чем расстояние между ближайшими краями этих множеств. Одной из причин ухудшения разделимости, очевидно, оказалась определённая недостаточность как использованной в работе статистики (особенно для точек суши), так и линейной модели её интерпретации.

С другой стороны, нужно отметить, что коэффициенты при базовых индексах в выражениях (3)—(5) близки по порядку величины, что означает примерно равный вклад каждого из них в критерий классификации суша/вода. В частности, точки с равными значениями одного или нескольких базовых индексов могут быть отнесены к воде или суше в зависимости от значений других базовых индексов, что потенциально позволяет проводить более точную сегментацию, чем по любому из базовых индексов, в сложных случаях.

Эти предварительные соображения находят подтверждение при пробной обработке дистанционных данных. На *puc*. 5 приведены результаты вариантов сегментации спутниковых многоканальных снимков на области воды и суши с использованием разных водных индексов. Область воды определялась из условий: а) TWI > 0; б) FTI > 0; в) WFTI > 0; г) AWFTI > 0.

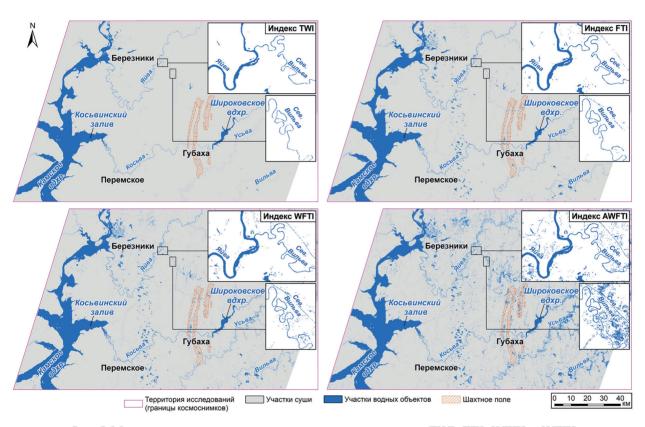


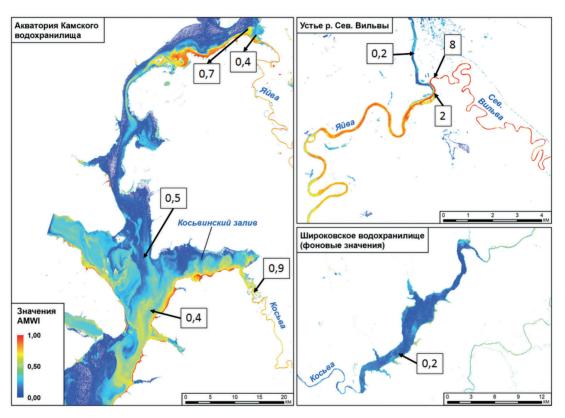
Рис. 5. Маски воды, построенные с применением индексов TWI, FTI, WFTI, AWFTI

Видно, что по мере увеличения «размерности» индекса возникает всё больше точек суши, ошибочно классифицированных как точки воды (возрастает ошибка первого рода). Как правило, ложноположительные решения о наличии открытой воды вызваны присутствием на снимке облачности либо сложными для анализа условиями в непосредственной близости к береговой линии. Следует отметить, что в последнем случае вопрос о доле площади открытой воды в пределах проблемных пикселей зачастую остаётся нерешённым, так как стандартная картографическая подложка не всегда отражает реальную картину с учётом уровня воды (см. например, рис. 1 и 2).

С другой стороны, детальный анализ показывает, что с ростом «размерности» индекса увеличивается и число правильно классифицированных точек воды, не определённых базовым индексом TWI (уменьшается ошибка второго рода). В данном случае снижение ошибки второго рода представляется более существенным, так как большую часть ошибок первого рода (ложноположительных решений о наличии воды) можно исключить на основе дополнительных критериев (географического положения, динамики, отсутствия характерных для воды значений TWI в некоторой окрестности). В то же время «пропуски цели» базовым ин-

дексом TWI часто относятся к руслам узких рек, в результате чего сегментация превращает их в прерывистые структуры. В этих условиях при автоматической обработке аномальные значения AMWI с большей вероятностью будут отнесены к точкам суши и оставлены без внимания. В то же время именно мониторинг таких рек способен детектировать распространение загрязнения на начальной стадии.

Для демонстрации принципиальной применимости предлагаемого подхода внутри выделенных областей воды был проведён расчёт индекса AMWI, характеризующий степень загрязнённости водоёмов гидроксидами железа. Пример расчёта пространственного распределения AMWI по данным наблюдений в июне 2019 г. в пределах областей, выделенных с помощью индекса FTI, показан на *puc. 6.* FTI был выбран в качестве компромисса, улучшающего обнаружение узких рек по сравнению со стандартным TWI, но при этом не слишком сильно зашумляющего изображение по сравнению с индексами более высокой «размерности».



*Рис. 6.* Пространственное распределение AMWI по данным за июнь 2019 г. (используемая маска — FTI, числа — содержание  $\mathrm{Fe}_{\mathrm{обш}}$ , мг/дм<sup>3</sup>, в местах отбора проб)

Общая картина пространственного распределения значений AMWI ещё раз подтверждает тесную связь этого индекса со степенью загрязнения воды. Хорошо видно, что наиболее загрязнёнными оказываются малые реки, непосредственно принимающие кислые шахтные воды. В частности, на мелкомасштабной врезке в верхнем правом углу рис. 6 хорошо видно русло р. Северной Вильвы, целиком характеризующееся экстремальными значениями AMWI, содержание  $Fe_{\text{общ}}$  — до 8 мг/дм<sup>3</sup>. Также хорошо видно, что после её впадения в р. Яйву загрязнения распространяются вниз по течению сначала узкой полосой, прижатой к левому берегу, но постепенно занимают всю ширину русла, причём концентрация  $Fe_{\text{общ}}$  закономерно падает до 2 мг/дм<sup>3</sup> за счёт разбавления, но остаётся всё равно достаточно высокой — предельно допустимая концентрация для рыбохозяйственных водоёмов составляет 0,1 мг/дм<sup>3</sup>. На общем плане Камского вдхр. (см. рис. 6, справа) видна та же тенденция распространения загрязнений в более крупном масштабе. Загрязнённые воды рек Яйвы и Косьвы (русла которых также отчётливо выделены маской воды по FTI) сначала имеют тенденцию

к движению вдоль левого берега водохранилища, однако затем, вовлечённые в сложные процессы турбулентного перемешивания водных масс, занимают значительную площадь водохранилища, сопровождаясь снижением концентраций  $Fe_{\text{общ}}$ . В противоположность этому, низкими значениями AMWI и содержанием  $Fe_{\text{общ}}$  характеризуются воды Широковского вдхр. и рек Яйвы и Косьвы в верхнем течении до попадания в них источников загрязнений. Некоторое возрастание значений AMWI для вод Косьвы выше Широковского вдхр., вероятно, отчасти объясняется сужением русла и влиянием береговой линии. Для более глубокого изучения этого вопроса может быть полезно накопление длинных временных серий натурных наблюдений.

#### Заключение

В работе приведено обоснование целесообразности построения региональных водных индексов в многомерном пространстве признаков, сформированных стандартными индексами из определённого набора («представителями» групп индексов, близких по пространственновременному отклику на различные изменения условий наблюдения). Актуальной проблемой, для решения которой востребован подобный подход, выступает оперативный экологический мониторинг речных систем, подверженных регулярным загрязнениям со стороны техногенных объектов. Анализ проблемы и возможного подхода к её решению выполнен на примере КУБа.

В условиях сильных ограничений на объём достоверной подспутниковой информации работа на данном этапе не ставила целью получение и валидацию окончательного варианта регионального индекса. Вместо этого была предложена методика качественного совместного анализа контактной и дистанционной информации, продемонстрировавшая преимущества новых комбинированных индексов по сравнению со стандартными даже в рамках простейшей линейной модели разделения пространства признаков. Безусловно, следует ожидать, что накопление необходимой репрезентативной статистики совместных наблюдений и применение к ней современных интеллектуальных методов анализа значительно улучшит этот предварительный результат и устранит возникновение ряда наиболее очевидных артефактов. Дальнейший прогресс также может быть связан с анализом пространственно-временных закономерностей (динамики индексов) на серии последовательных спутниковых наблюдений.

Исследования выполнены при финансовой поддержке Пермского научно-образовательного центра «Рациональное недропользование», 2021 г., а также гранта Российского фонда фундаментальных исследований № 18-29-24121 МК (в части реализации расчётных процедур и анализа дистанционных данных) и государственного задания по теме «Мониторинг» (в части разработки методики построения регионального водного индекса).

## 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. *Браверман Э. М., Мучник И. Б.* Структурные методы обработки эмпирических данных. М.: Наука, 1983. 464 с.
- 3. Лупян Е.А., Константинова А.М., Балашов И.В., Кашницкий А.В., Саворский В.П., Панова О.Ю. Разработка системы анализа состояния окружающей среды в зонах расположения крупных промышленных объектов, хвостохранилищ и отвалов // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2020. Т. 17. № 7. С. 243—261. DOI: 10.21046/2070-7401-2020-17-7-243-261.
- 4. *Максимович Н. Г.*, *Пьянков С. В*. Кизеловский угольный бассейн: экологические проблемы и пути решения: монография. Пермь: Перм. гос. нац. исследоват. ун-т, 2018. 288 с.

- 5. *Максимович Н. Г.*, *Березина О. А.*, *Мещерякова О. Ю.*, *Деменев А. Д.* Изучение миграции техногенных донных отложений с применением современных геоинформационных систем // ИнтерКарто. ИнтерГИС. Геоинформац. обеспечение устойчивого развития территорий: материалы международ. конф. М.: Изд-во Москов. ун-та, 2020. Т. 26. Ч. 2. С. 201–211. DOI: 10.35595/2414-9179-2020-2-26-201-211.
- 6. *Ding F.* Study on information extraction of water body with a new water index (NWI) // Science of Surveying and Mapping. 2009. V. 34(4). P. 155–157.
- 7. Ermakov D. M., Meshcheriakova O. Y., Berezina O. A., Maksimovich N. G. Selecting a Set of Remote Indices for Comprehensive Monitoring of Acid Mine Drainages // Science and Global Challenges of the 21<sup>st</sup> Century Science and Technology: Proc. Intern. Perm Forum / ed. A. Rocha, E. Isaeva. 2021. V. 342. P. 329—342. DOI: 10.1007/978-3-030-89477-1 33.
- 8. Feng L., Hu C., Chen X., Cai X., Tian L., Chen L. Human induced turbidity changes in Poyang Lake between 2000 and 2010: Observations from MODIS // J. Geophysical Research. 2012. V. 117. Iss. C7. https://doi.org/10.1029/2011JC007864.
- 9. *Feyisa G. L.*, *Meilby H.*, *Fensholt R.*, *Proud S. R.* Automated water extraction index: a new technique for surface water mapping using Landsat imagery // Remote Sensing of Environment. 2014. V. 140. P. 23–35. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.029.
- 10. *Fisher A.*, *Flood N.*, *Danahe T.* Comparing Landsat water index methods for automated water classification in eastern Australia // Remote Sensing of Environment. 2016. V. 175. P. 167–182. DOI: 10.1016/j. rse.2015.12.055.
- 11. *Gao B. C.* A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space // Imaging Spectrometry. 1995. V. 2480. P. 225–236. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3.
- 12. *Hu C*. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans // Remote Sensing of Environment. 2009. V. 113. P. 2118–2129. https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.05.012.
- 13. *Hu M.*, *Ma R.*, *Cao Z.*, *Xiong J.*, *Xue K.* Remote Estimation of Trophic State Index for Inland Waters Using Landsat-8 OLI Imagery // Remote Sensing. 2021. V. 13. Art. No. 1988. DOI: 10.3390/rs13101988.
- 14. *James T.*, *Schillaci C.*, *Lipani A.* Convolutional neural networks for water segmentation using sentinel-2 red, green, blue (RGB) composites and derived spectral indices // Intern. J. Remote Sensing. 2021. V. 42. No. 14. P. 5338–5365. DOI: 10.1080/01431161.2021.1913298.
- 15. Lacaux J. P., Tourre Y. M., Vignolles C., Ndione J. A., Lafaye M. Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal // Remote Sensing of Environment. 2007. V. 106(1). P. 66–74. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012.
- 16. *Li Y.*, *Gong X.*, *Guo Z.*, *Xu K.*, *Hu D.*, *Zhou H.* An index and approach for water extraction using Landsat OLI data // Intern. J. Remote Sensing. 2016. V. 37(16). P. 3611–3635. DOI: 10.1080/01431161.2016.1201228.
- 17. *McFeeters S. K.* The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features // Intern. J. Remote Sensing. 1996. V. 17. No. 7. P. 1425–1432. https://doi.org/10.1080/01431169608948714.
- 18. *Meng W.*, *Zhu S.*, *Cao W.*, *Su X.*, *Cao B.* Establishment of synthetical water index // Science of Surveying and Mapping. 2013. V. 38(4). P. 130–133.
- 19. *Pyankov S. V.*, *Maximovich N. G.*, *Khayrulina E. A.*, *Berezina O. A.*, *Shikhov A. N.*, *Abdullin R. K.* 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. V. 40. P. 606–621. https://doi.org/10.1007/s10230-021-00761-7.
- 20. Qu W., Lu J., Lin L. I., Xiaowen L. I. Research on automatic extraction of water bodies and wetlands on HJ satellite CCD images // Remote Sensing Information. 2011. V. 4. P. 28–33.
- 21. *Rouse J. W.*, *Haas R. H.*, *Scheel J. A.*, *Deering D. W.* Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS // Proc. 3<sup>rd</sup> Earth Resource Technology Satellite (ERTS) Symp. 1974. V. 1. P. 48–62.
- 22. Shen L., Li C. Water body extraction from Landsat ETM+ imagery using adaboost algorithm // Proc. 18<sup>th</sup> Intern. Conf. Geoinformatics. Beijing, China. 2010. P. 1–4. DOI: 10.1109/GEOINFORMATICS.2010.5567762.
- 23. Xiao Y., Zhao W., Zhu L. A study on information extraction of water body using bandl and band7 of TM imagery // Science of Surveying and Mapping. 2010. V. 35(5). P. 226–227.
- 24. *Xu H.* Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery // Intern. J. Remote Sensing. 2006. V. 27(14). P. 3025–3033. DOI: 10.1080/01431160600589179.
- 25. *Yan P., Zhang Y., Zhang Y.* A study on information extraction of water enhanced water index (EWI) and GIS system in semi-arid regions with the based noise remove techniques // Remote Sensing Information. 2007. V. 6. P. 62–67.
- 26. Zhang T., Ren H., Qin Q., Zhang C., Sun Y. Surface water extraction from Landsat 8 OLI imagery using the LBV transformation // IEEE J. Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing. 2017. V. 10(10). P. 4417–4429. DOI: 10.1109/JSTARS.2017.2719029.

## Features of the development of a regional water index for monitoring the impact of acid mine water discharges on river systems

D. M. Ermakov<sup>1,2</sup>, A. D. Demenev<sup>3</sup>, O. Yu. Meshcheriakova<sup>3</sup>, O. A. Berezina<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Space Research Institute RAS, Moscow 117997, Russia E-mail: pldime@gmail.com

<sup>2</sup> Kotelnikov Institute of Radioengineering and Electronics RAS, Fryazino Branch Fryazino 141120, Moscow Region, Russia

<sup>3</sup> Perm State National Research University, Perm 614068, Russia E-mails: demenevartem@gmail.com, olgam.psu@gmail.com, berezina.olga16@gmail.com

A large-scale environmental problem of the Perm Territory, characteristic of many natural and technogenic ecosystems around the world, is the discharges of acidic mine waters within the abandoned coal mining complex. Contact environmental monitoring carried out on the territory is fraught with significant logistical difficulties and does not meet the requirements of operational information support. At the same time, there is an accumulation of unique data that can be useful as complementary information for organizing more effective space monitoring of a given territory. The paper describes the next stage in the development of the proposed by the authors approach to structuring and complex analysis of a number of previously known water indices. The aim of the approach is detection (segmentation) and further analysis using satellite multichannel images of open water areas in difficult observation conditions: with small transverse dimensions of the objects of the hydrological network and a possible high concentration of contaminants, which reduces the visible contrasts between water and land. The key aspect is the focus on the development of a regional (not global) index, which potentially makes it possible to take into account and effectively use additional information: features of the enclosing landscape, patterns of seasonal variation, and lighting conditions. At the same time, from a methodological point of view, the approach is not tied to the characteristics of a specific territory and can be adapted for monitoring other similar ecosystems. The effectiveness of the approach was demonstrated by comparing examples of processing data from actual satellite observations using standard and new water indices. It is shown that the approach is promising for the implementation of satellite monitoring in the above complex observation conditions.

Keywords: water index, environmental monitoring, Sentinel-2 MSI, Kizel coal basin

Accepted: 09.12.2021 DOI: 10.21046/2070-7401-2021-18-6-222-237

#### 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. Braverman E. M., Muchnik I. B., *Strukturnye metody obrabotki empiricheskikh dannykh* (Structural methods for processing empirical data), Moscow: Nauka, 1983, 464 p. (in Russian).
- 3. Loupian E.A., Konstantinova A.M., Balashov I.V., Kashnitskii A.V., Savorskiy V.P., Panova O.Yu., Development of a system for analyzing the state of environment in areas of large industrial facilities, tailing dumps, *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*, 2020, Vol. 17, No. 7, pp. 243–261 (in Russian), DOI: 10.21046/2070-7401-2020-17-7-243-261.
- 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., Berezina O.A., Meshcheriakova O.Yu., Demenev A.D., Research of migration of technogenic bottom sediments with application of modern geoinformation systems, *InterKarto. InterGIS. Geoinformatsionnoe obespechenie ustoichivogo razvitiya territorii* (InterCarto, InterGIS, GI Support of Sustainable Development of Territories: Proc. Intern. Conf.), Moscow: Moscow University Publ., 2020, Vol. 26(2), pp. 201–211 (in Russian), DOI: 10.35595/2414-9179-2020-2-26-201-211.

- 6. Ding F., Study on information extraction of water body with a new water index (NWI), *Science of Surveying and Mapping*, 2009, Vol. 34(4), pp. 155–157.
- 7. Ermakov D. M., Meshcheriakova O. Y., Berezina O. A., Maksimovich N. G., Selecting a Set of Remote Indices for Comprehensive Monitoring of Acid Mine Drainages, Science and Global Challenges of the 21<sup>st</sup> Century Science and Technology: Proc. Intern. Perm Forum, A. Rocha, E. Isaeva (eds.), 2021, Vol. 342, pp. 329–342, DOI: 10.1007/978-3-030-89477-1\_33.
- 8. Feng L., Hu C., Chen X., Cai X., Tian L., Chen L., Human induced turbidity changes in Poyang Lake between 2000 and 2010: Observations from MODIS, *J. Geophysical Research*, 2012, Vol. 117, Issue C7, https://doi.org/10.1029/2011JC007864.
- 9. Feyisa G. L., Meilby H., Fensholt R., Proud S. R., Automated water extraction index: a new technique for surface water mapping using Landsat imagery, *Remote Sensing of Environment*, 2014, Vol. 140, pp. 23–35, https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.029.
- 10. Fisher A., Flood N., Danahe T., Comparing Landsat water index methods for automated water classification in eastern Australia, *Remote Sensing of Environment*, 2016, Vol. 175, pp. 167–182, DOI: 10.1016/j. rse.2015.12.055.
- 11. Gao B. C., A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space, *Imaging Spectrometry*, 1995, Vol. 2480, pp. 225–236, https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3.
- 12. Hu C., A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans, *Remote Sensing of Environment*, 2009, Vol. 113, pp. 2118–2129, https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.05.012.
- 13. Hu M., Ma R., Cao Z., Xiong J., Xue K., Remote Estimation of Trophic State Index for Inland Waters Using Landsat-8 OLI Imagery, *Remote Sensing*, 2021, Vol. 13, Art. No. 1988, DOI: 10.3390/rs13101988.
- 14. James T., Schillaci C., Lipani A., Convolutional neural networks for water segmentation using sentinel-2 red, green, blue (RGB) composites and derived spectral indices, *Intern. J. Remote Sensing*, 2021, Vol. 42, No. 14, pp. 5338–5365, DOI: 10.1080/01431161.2021.1913298.
- 15. Lacaux J. P., Tourre Y. M., Vignolles C., Ndione J. A., Lafaye M., Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal, *Remote Sensing of Environment*, 2007, Vol. 106(1), pp. 66–74, https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012.
- 16. Li Y., Gong X., Guo Z., Xu K., Hu D., Zhou H., An index and approach for water extraction using Landsat OLI data, *Intern. J. Remote Sensing*, 2016, Vol. 37(16), pp. 3611–3635, DOI: 10.1080/01431161.2016.1201228.
- 17. McFeeters S. K., The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features, *Intern. J. Remote Sensing*, 1996, Vol. 17, No. 7, pp. 1425–1432, https://doi.org/10.1080/01431169608948714.
- 18. Meng W., Zhu S., Cao W., Su X., Cao B., Establishment of synthetical water index, *Science of Surveying and Mapping*, 2013, Vol. 38(4), pp. 130–133.
- 19. Pyankov S. V., Maximovich N. G., Khayrulina E. A., Berezina O. A., Shikhov A. N., Abdullin R. K., 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, Vol. 40, pp. 606–621.
- 20. Qu W., Lu J., Lin L. I., Xiaowen L. I., Research on automatic extraction of water bodies and wetlands on HJ satellite CCD images, *Remote Sensing Information*, 2011, Vol. 4, pp. 28–33.
- 21. Rouse J. W., Haas R. H., Scheel J. A., Deering D. W., Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS, *Proc.* 3<sup>rd</sup> Earth Resource Technology Satellite (ERTS) Symp., 1974, Vol. 1, pp. 48–62, https://doi.org/10.1007/s10230-021-00761-7.
- 22. Shen L., Li C., Water body extraction from Landsat ETM+ imagery using adaboost algorithm, *Proc.* 18<sup>th</sup> Intern. Conf. Geoinformatics, Beijing, China, 2010, pp. 1–4. DOI: 10.1109/GEOINFORMATICS.2010.5567762.
- 23. Xiao Y., Zhao W., Zhu L., A study on information extraction of water body using bandl and band7 of TM imagery, *Science of Surveying and Mapping*, 2010, Vol. 35(5), pp. 226–227.
- 24. Xu H., Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery, *Intern. J. Remote Sensing*, 2006, Vol. 27(14), pp. 3025–3033, DOI: 10.1080/01431160600589179.
- 25. Yan P., Zhang Y., Zhang Y., A study on information extraction of water enhanced water index (EWI) and GIS system in semi-arid regions with the based noise remove techniques, *Remote Sensing Information*, 2007, Vol. 6, pp. 62–67.
- 26. Zhang T., Ren H., Qin Q., Zhang C., Sun Y., Surface water extraction from Landsat 8 OLI imagery using the LBV transformation, *IEEE J. Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 2017, Vol. 10(10), pp. 4417–4429, DOI: 10.1109/JSTARS.2017.2719029.