



УДК 911.52

DOI 10.52575/2712-7443-2025-49-1-112-127

Оценка постпирогенной динамики растительности верхового болота (Западная Сибирь) на основе спутниковых данных Landsat

Синюткина А.А., Гашкова Л.П.

Сибирский научно-исследовательский институт сельского хозяйства и торфа –
филиал Сибирского федерального научного центра агробиотехнологий РАН
Россия, 634050, г. Томск, ул. Гагарина, 3
ankalaeva@yandex.ru, gashkova-lp@rambler.ru

Аннотация. Современные изменения климата и увеличение антропогенной нагрузки приводят к повышению частоты и тяжести проявления природных пожаров. Использование спутниковых данных является оптимальным подходом к оценке последствий пожаров и постпирогенного восстановления на обширных территориях, и этот метод широко применяется для лесных территорий. Но при этом практически полностью отсутствуют подобные исследования в пределах болот, несмотря на то, что пересыхающие в период продолжительной засухи болота также относятся к природным объектам с повышенной пожарной опасностью. В статье представлены результаты оценки послепожарного восстановления растительности участка Большого Васюганского болота, выгоревшего в 2016 году, выполненной на основе данных Landsat и материалов полевых геоботанических исследований. Рассмотрена временная динамика индексов NBR, NDWI и их разностных показателей за 8 лет после пожара для участков с разной интенсивностью пирогенной нагрузки, обнаружены взаимосвязи с характеристиками растительного покрова. Выявлено, что индекс NBR лучше отражает степень пирогенной нагрузки, а NDWI – послепожарное восстановление болотной растительности. Для первых 2–4 лет после пожара был характерен высокий темп роста индексов в связи с быстрым зарастанием практически открытых поверхностей кустарничками, далее рост индексов замедлился. Прогнозное восстановление значений индексов при сохранении современных темпов роста произойдет к 2028–2030 гг., то есть через 12–14 лет после пожара. Выявленные взаимосвязи индексов NBR и NDWI с характеристиками растительного покрова на примере ключевого участка могут быть использованы для оценки состояния выгоревших верховых болот на обширных территориях.

Ключевые слова: пожар, Большое Васюганское болото, NBR, NDWI, геоботанические исследования, Томская область

Благодарности: исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда, проект № 22-77-10024.

Для цитирования: Синюткина А.А., Гашкова Л.П. 2025. Оценка постпирогенной динамики растительности верхового болота (Западная Сибирь) на основе спутниковых данных Landsat. Региональные геосистемы, 49(1): 112–127. DOI: 10.52575/2712-7443-2025-49-1-112-127

Assessment of Post-Fire Vegetation Dynamics in a Raised Bog (Western Siberia) Based on Landsat Satellite Data

Anna A. Sinyutkina, Lyudmila P. Gashkova

Siberian Federal Research Centre of Agro-Bio Technologies of the Russian Academy of Sciences,
Siberian Research Institute of Agriculture and Peat
3 Gagarin St, Tomsk 634050, Russia
ankalaeva@yandex.ru, gashkova-lp@rambler.ru

Abstract. Wildfires are an important factor in the transformation of mire ecosystems, and their effects persist for a long time. Despite the fact that mires drying up during prolonged droughts are among natural

© Синюткина А.А., Гашкова Л.П., 2025

sites with an increased fire risk, there has been little research on fire consequences and post-fire restoration of burnt-out areas within mires using satellite data. The article presents the results of an assessment of the post-fire vegetation restoration of a site in the Great Vasyugan mire that burned out in 2016, based on Landsat data and geobotanical field research materials. The authors analyze the temporal dynamics of the NBR, NDWI indices and their difference indicators for eight years after the fire for sites with different intensity of pyrogenic load and reveal the interrelationships with the characteristics of vegetation cover. It has been found that the NBR index better reflects the degree of pyrogenic load, and the NDWI shows the post-fire restoration of mire vegetation. The indices considered have high coefficients of determination with projective cover of trees, NBR and dNBR reflect the projective cover of dwarf shrubs and the proportion of open surfaces better than NDWI, while dNBR and dNDWI perform better in respect to the projective cover of sphagnum mosses. The first two to four years after the fire were characterized by a high growth rate of both indices, as open land was rapidly covered by dwarf shrubs, then the growth of the indices slowed down. The projected recovery of index values while maintaining current growth rates will occur by 2028–2030, that is, 12–14 years after the fire. After that, the growth of the indices is likely to continue and will reflect an increase in the projective cover of deciduous trees instead of pines. The revealed correlations of the NBR and NDWI indices with the characteristics of vegetation cover based on the example of a key site will be used to assess the state of burnt-out raised bog in vast areas.

Keywords: wildfire, Great Vasyugan mire, NBR, NDWI, geobotanical research, Tomsk region

Acknowledgements: The research was financially supported by the Russian Science Foundation, project no. 22-77-10024.

For citation: Sinyutkina A.A., Gashkova L.P. 2025. Assessment of Post-Fire Vegetation Dynamics in a Raised Bog (Western Siberia) Based on Landsat Satellite Data. *Regional geosystems*, 49(1): 112–127 (in Russian). DOI: 10.52575/2712-7443-2025-49-1-112-127

Введение

В естественном состоянии, в условиях высокого увлажнения, болота в значительной степени устойчивы к возгоранию, но антропогенная нагрузка и современные климатические изменения приводят к повышению чувствительности болот к природным пожарам [Chasmer et al., 2017; Moore et al., 2017; Московченко и др., 2020; Feurdean et al., 2020; Ackley et al., 2021; Lin et al., 2021; Naas et al. 2024]. Болота, являясь одним из главных резервуаров углерода в бореальной зоне, в результате пожара становятся его источником как в процессе горения органического вещества – растений и торфа, так и за счет смены видового состава растительного покрова [Gunnarsson, 2005; Benscoter, Vitt, 2008; Bragazza et al., 2009; Davies et al., 2013; Копотева, Купцова, 2016; Cong et al., 2020; Малащук, Филиппов, 2021]. В результате горения происходит трансформация поверхности болота, выраженная в смене гидрологических условий и формировании гидрофобного слоя, что препятствует быстрому восстановлению сфагновых мхов, являющихся основными торфообразователями верховых болот [Moore et al., 2017; Kettridge et al., 2014]. Поэтому последствия пожаров сохраняются на протяжении длительного периода, и важным является проведение исследований в области оценки состояния постпиrogenных участков и прогнозирования времени восстановления растительного покрова к исходному состоянию.

Одним из основных подходов к оценке площадей распространения природных пожаров, интенсивности горения, степени трансформации растительности и процессов постпиrogenного восстановления является использование данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) [Rein, Huang, 2021]. При этом методология исследований разработана и применяется для оценки суходольных, в том числе лесных, территорий [Барталев и др. 2015; Бондур и др. 2019]. Методы дистанционного зондирования Земли широко применяются для картографирования и мониторинга состояния водно-болотных угодий по всему миру [Кнох et al., 2017; Amani et al., 2018; Sirin et al 2020; Шинкаренко, Барталев,

2023; и др.]. Но при этом практически полностью отсутствуют исследования последствий пожаров и послепожарного восстановления выгоревших площадей в пределах болот с использованием спутниковых данных [Шинкаренко, Барталев, 2023], несмотря на то, что пересыхающие в период продолжительной засухи болота также относятся к природным объектам с повышенной пожарной опасностью [Московченко и др., 2020]. Некоторые результаты в этой области получены в рамках проведения масштабных исследований по оценке площадей распространения, частоты возникновения, постпирогенного восстановления экосистем тундровой и лесотундровой зон Западной Сибири [Корниенко 2017; Московченко и др., 2020; Тигеев и др., 2021]. Разработка подходов использования данных ДЗЗ, адаптированных к специфике болот, отличающихся высокой влажностью поверхности и широким распространением мохового покрова, является актуальной задачей в области исследований по оценке интенсивности выгорания и постпирогенного восстановления экосистем.

Цель исследования – оценка послепожарного восстановления растительности верхового болота с использованием данных ДЗЗ и материалов полевых геоботанических исследований. В частности, были поставлены следующие задачи: 1) выявить зависимости временной динамики индексов в процессе послепожарного восстановления растительного покрова на ключевом участке в сравнении с данными натурных наблюдений; 2) провести площадную оценку последствий выгорания и выявить закономерности восстановления растительности в зависимости от интенсивности пирогенной нагрузки.

Наиболее часто используемым показателем при оценке площади распространения и последствий пожаров является нормализованный индекс гарей (англ. *Normalized Burn Ratio* – *NBR*). Проведено множество исследований по оценкам последствий пожаров для лесов, в результате которых доказана тесная корреляция индекса со степенью выгорания территории [Родионова и др. 2020; Волосюк, Топаз 2022; Dvornikov et al, 2022 Швецов, 2024 и др.]. В результате предыдущего нашего исследования [Синюткина, 2024] на постпирогенном болоте было выявлено, что нормализованный разностный водный индекс (англ. *Normalized Difference Water Index* – *NDWI*) оказался более пригодным в сравнении с вегетационными индексами для оценки пирогенной нагрузки и тенденций постпирогенного восстановления в условиях верховых болот, что согласуется с результатами исследований, представленных в работах [Meingast et al, 2014; Зраенко, 2019; Муравьева, 2020; Муравьева, 2023]. Таким образом, *NBR* является оптимальным для оценки пирогенных территорий, *NDWI* обычно применяется для болот, поэтому в нашем исследовании для оценки пространственно-временной динамики постпирогенного верхового болота мы будем использовать два этих индекса.

Объекты и методы исследования

Объектом исследования является ключевой участок в пределах осушенной части Бакчарского болотного массива (северо-восточный отрог Большого Васюганского болота) (рис. 1). Территория исследования относится к подзоне южной тайги Западной Сибири. Площадь Бакчарского болота составляет 2700 км², на территории 77 км² в 1980-х гг. проведено осушение сетью открытых каналов с целью лесомелиорации. Расстояние между каналами 200 м. Большую часть осушенной части занимает сосново-кустарничково-сфагновый фитоценоз. Осушительная мелиорация была малоэффективной, ожидаемого роста древесного яруса не произошло, было отмечено увеличение проективного покрытия кустарничками и изменение соотношения видов мхов вследствие снижения уровня болотных вод [Синюткина и др., 2018; Sinyutkina, 2021]. В 2016 году в пределах осушенной части на площади около 5 км² произошел пожар.

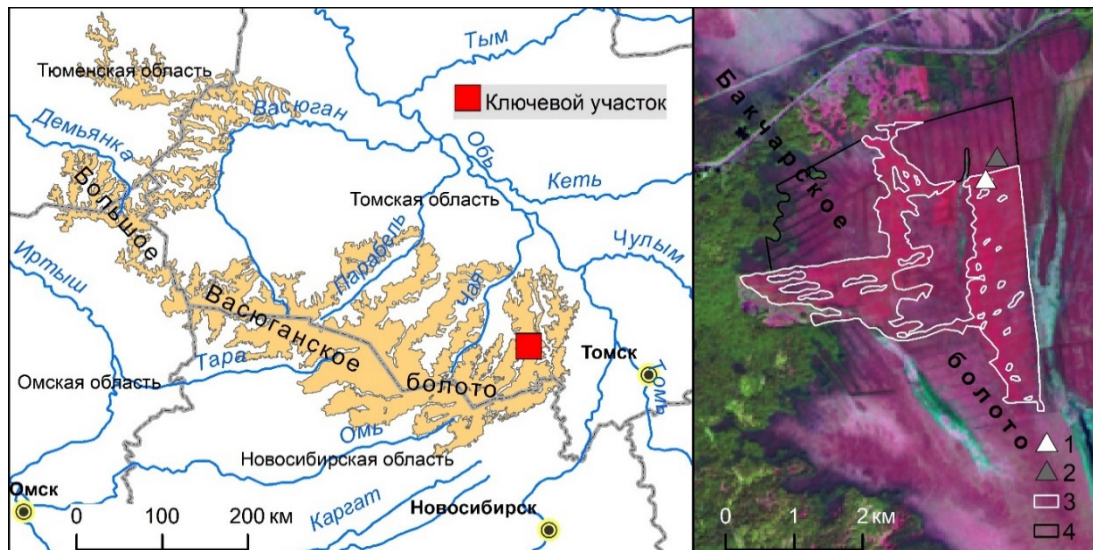


Рис. 1. Схема расположения объекта исследования: точки геоботанических описаний: 1 – постпирогенная площадка; 2 – невыгоревшая площадка; 3 – постпирогенный участок в пределах сосново-кустарничково-сфагнового болота; 4 – невыгоревший участок сосново-кустарничково-сфагнового болота (использован космический снимок Landsat 9 от 27 июля 2024 г., комбинация каналов B7, B5, B3)

Fig. 1. The map of the research object: sites of geobotanical descriptions: 1 – the post-fire site; 2 – the unburned site; 3 - the contour of the post-pyrogenic site within a pine-dwarf shrub-sphagnum bog; 4 - the unburned site of a pine-shrub-sphagnum bog (the Landsat 9 satellite image from July 27, 2024, a combination of B7, B5, B3 bands was used)

Вычисление $NDWI$ и NBR проведено по данным *Landsat 8* и *9 OLI*, подобранным по принципу отсутствия облаков и дымки, на даты максимально близкие к середине вегетационного периода, совпадающие с периодом проведения полевых исследований. Космические снимки были получены с сайта Геологической службы США (*United States Geological Survey*, <https://www.usgs.gov>). Обработка была выполнена в программной оболочке *QGIS 3.28*. С помощью модуля *Semi-Automatic Classification Plugin* была проведена атмосферная и радиометрическая коррекция многоканальных сцен. Всего было использовано 10 сцен для анализа, 3 из которых относятся к годам до возникновения пожара (2014–2016) и 7 сцен после пожара (2017–2021 и 2023–2024), 2022 был исключен из анализа по причине отсутствия безоблачного снимка. Снимки относятся к периоду от 29 июня до 01 августа, средняя дата 17 июля. В качестве допозарного значения индексов ($NDWI_{pre-fire}$ и $NBR_{pre-fire}$) было принято среднее значение за 3 года. Расчет индексов проведен с использованием растрового калькулятора *QGIS 3.28* по следующим формулам:

$$NDWI = (NIR - SWIR1) / (NIR + SWIR1);$$
$$NBR = (NIR - SWIR2) / (NIR + SWIR2),$$

где NIR – отражение в ближней инфракрасной области спектра (B5), $SWIR1,2$ – отражение в коротковолновой инфракрасной области спектра (B6, B7).

Были рассчитаны разностные показатели с использованием двух подходов: 1) разница между значениями индексов до пожара (*prefire*, среднее за три года) и по годам после пожара *postfire* для постпирогенного участка ($dNDWI$ и $dNBR$); 2) разница между значениями для контура невыгоревшей территории сосново-кустарничково-сфагнового болота и постпирогенного участка по годам. Первый подход был использован для деления территории на классы пирогенной нагрузки по интенсивности трансформации болот; второй – для рассмотрения временной динамики индексов, чтобы исключить влияния межгодовых различий, связанных со сдвигом дат съемки по времени в течение вегетационного периода.

Расчет индексов проводился отдельно для точки полевых описаний (среднее значение для 4 соседних пикселей) и для постпирогенного (в целом и по классам пирогенной нагрузки) и фонового контуров (рис. 1, правая часть). Выделение постпирогенного контура проведено визуальным методом с использованием сцены за 2017 год (первый год после пожара). Площадь контура составила 4,97 км². Фоновый участок состоит из двух контуров общей площадью 3,83 км² в пределах осушенной части сосново-кустарничково-сфагнового болота, непосредственно примыкающего к постпирогенному участку. Разделение на классы пирогенной нагрузки проведено согласно значениям dNBR для 2017 года. В зависимости от значения разностного индекса, постпирогенный контур был разделен на три класса по степени повреждения растительного покрова (классы пирогенной нагрузки): слабая (0–0,2), средняя (0,2–0,4) и сильная (0,4–0,7). Характеристика выделенных классов приведена согласно данным полевых исследований, проведенных в 2023 году в пределах постпирогенного участка, результаты которых представлены в [Синюткина, 2024].

Полевые геоботанические описания проводились на площадке в северной части постпирогенного участка каждый год, начиная с первого года после пожара во второй половине июля, таким образом для анализа использовались данные 8 геоботанических описаний. Кроме того, использованы данные геоботанического описания, выполненного на фоновой точке в 2024 году. Геоботанические описания включали определение проективного покрытия видов всех растительных ярусов и суммарного покрытия каждым ярусом, оценку доли открытой поверхности.

Статистическая обработка данных включала проведение линейного регрессионного анализа с определением коэффициентов детерминации (R^2) между индексами и характеристиками растительного покрова, их уровней значимости (p-value) и разностей между наблюдаемыми и предсказанными значениями. Коэффициент детерминации считался значимым при p-value < 0,05. На основе регрессионного анализа сделаны выводы о возможности использования индексов NBR и NDWI для оценки послепожарного восстановления растительного покрова верховых болот. Для оценки тесноты связи между переменными применялся коэффициент ранговой корреляции Спирмена.

Результаты и их обсуждение

Характеристика послепожарного восстановления растительного покрова ключевого участка по данным геоботанических описаний

До пожара изучаемый участок представлял сосново-кустарничково-сфагновое верховое болото, растительный покров которого соответствовал невыгоревшему контуру в пределах осушенной части Бакчарского болота. Древесный ярус с общим проективным покрытием (ОПП) 50% представлен сосной (*Pinus sylvestris* L.) высотой до 2,5 м. Подрост также образует сосна до 1 м высотой, с проективным покрытием (ПП) 10%. В травяно-кустарничковом ярусе с ОПП 70% доминирует хамедафне (*Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench.) (проективное покрытие (ПП) 30%). Кроме того, из кустарничков встречаются андромеда (*Andromeda polifolia* L.) (ПП 10%), багульник (*Rhododendron tomentosum* Hartmaja) (ПП 10%) и клюква (*Oxycoccus microcarpus* Turcz. ex Rupr.) (ПП 5%). Травянистые растения представлены пушицей (*Eriophorum vaginatum* L.) (ПП 10%), которая встречается в понижениях и на невысоких кочках, морошкой (*Rubus chamaemorus* L.) (5%) и росянкой (*Drosera rotundifolia* L.) (ПП < 5%). Моховой ярус с ОПП 95% представлен преимущественно сфагновыми мхами: *Sphagnum fuscum* (Schimp.) Klinggr. (ПП на кочках 70%) с примесью *Calypogeia sphagnicola* (Arnell et J. Perss.) Warnst. et Loeske. В понижениях встречаются *Sphagnum balticum* (Russ.) Russ.ex C.Jens. (ПП 15%), *Sphagnum divinum* Flatberg & K. Hassel (ПП 5%), *Sphagnum angustifolium* (Russ.ex Russ.) C.Jens. (ПП 5%) и лишайниками рода *Cladonia* (ПП 5%).

В результате пожара выгорело до 60 % поверхности, в основном в понижениях. Древесный ярус погиб полностью, остались обугленные стволы *Pinus sylvestris* с ветками. На моховых подушках, образованных *Sphagnum fuscum*, сохранилось только около 10 % живого мха и единичные кустарнички (*Vaccinium uliginosum* L. и *Chamaedaphne calyculata*). Уже в июле 2017 года начал активно восстанавливаться травяно-кустарничковый ярус (*Vaccinium uliginosum*, *Rhododendron tomentosum*, *Andromeda polifolia*, *Chamaedaphne calyculata*, *Eriophorum vaginatum* и *Rubus chamaemorus*), ОПП которого на кочках составляет 30 %, а в межкочьях 10 %. В моховом ярусе появляется *Polytrichum strictum* Menzies ex Brid. (ПП 5 %).

В 2018 году с единичных всходов *Populus tremula* L. начинает восстанавливаться древесный ярус. Травяно-кустарничковый ярус активно разрастается, и его ОПП уже составляет 80 % на кочках и 20 % в понижениях. В межкочьях продолжается увеличение обилия *Polytrichum strictum* (ПП 10 %), появляются единичные куртины *Marchantia polymorpha* L. (табл. 1).

Таблица 1
Table 1

Характеристики растительного покрова и значения индексов
в процессе послепожарного восстановления
Vegetation cover characteristics and index values during post-fire recovery

Год	Доля открытых поверхностей, %	Проективное покрытие, %					NBR	NDWI
		<i>Sphagnum</i> живой	<i>Sphagnum</i> погибший	<i>Polytrichum</i>	Травяно-кустарничковый ярус	Древесный ярус		
2017	60	10	50	5	20	0	0,152	-0,029
2018	50	10	45	10	50	1	0,260	0,058
2019	40	10	30	30	60	5	0,305	0,070
2020	40	15	10	30	70	5	0,280	0,025
2021	30	15	5	50	70	5	0,266	0,056
2022	20	15	0	60	80	5	–	–
2023	10	20	0	60	80	10	0,375	0,094
2024	10	40	0	50	80	10	0,391	0,092
Фон	0	60	0	0	70	50	0,500*	0,217*

* средние значения за период 2014–2024 гг.

В 2019 году появляются всходы *Betula pubescens* Ehrh., и ОПП древесных растений составляет около 5 %. В травяно-кустарничковом ярусе ОПП увеличивается до 60 %, в основном за счёт доминантов *Vaccinium uliginosum* (ПП 30 %) и *Chamaedaphne calyculata* (ПП 20 %). В моховом ярусе и продолжает разрастаться *Polytrichum strictum* (ПП 30 %).

В 2020 году высота древесного подроста достигает уже 20 см и появляются единичные всходы *Pinus sylvestris*. ОПП травяно-кустарничкового яруса составляет уже 70 %. На кочках и между стеблями *Polytrichum strictum* начинает восстанавливаться *Sphagnum fuscum*, его ПП составляет уже 15 %.

С 2021 по 2024 год продолжается восстановление древесного яруса. Его ОПП к 2024 году увеличивается до 10 %, высота некоторых особей *Betula pubescens* достигает уже 1,5 метра. ОПП травяно-кустарничкового яруса увеличивается до 80 %, ПП *Vaccinium*



uliginosum до 40 %, *Chamaedaphne calyculata* до 20 %, *Rhododendron tomentosum* до 10 %, *Andromeda polifolia* до 5 %, *Eriophorum vaginatum* до 10 % и *Rubus chamaemorus* до 5 %. На поверхности торфа осталось 10 % выгоревшей площади, не занятой растительностью. На кочках восстановился погибший после пожара *Sphagnum fuscum*, к 2024 году его ПП достигает 40 %. ПП *Polytrichum strictum* увеличивалось до 2023 года и достигло 60 %, в 2024 году отмечено снижение до 50 %. В понижениях появились лишайники рода *Cladonia* (ПП 10%) (см. табл. 1).

Сопоставление динамики индексов NBR и NDWI с данным геоботанических описаний

Для определения взаимосвязей между характеристиками растительного покрова и индексами проведен линейный регрессионный анализ с определением коэффициентов детерминации и оценки их уровня значимости. Определены остатки – различия между наблюдаемыми и предсказанными значениями индексов. В целом проведенный анализ показал высокие значимые коэффициенты детерминации по всем характеристикам растительного покрова, кроме проективного покрытия *Polytrichum strictum*, для которого характерен быстрый рост в период до 2022 года с последующей стабилизацией и даже снижением (табл. 1, 2). Все рассмотренные индексы имеют высокие коэффициенты детерминации с проективным покрытием деревьями, *NBR* и *dNBR* лучше в сравнении с *NDWI* отражают проективное покрытие кустарничками и долю открытых поверхностей, а в отношении проективного покрытия сфагновыми мхами лучше себя показали *dNBR* и *dNDWI* (см. табл. 2).

Таблица 2
Table 2

Коэффициенты детерминации (R^2) и уровни значимости (p-value)
 Coefficients of determination (R^2) and significance levels (p-value)

Проективное покрытие	NBR		dNBR		NDWI		dNDWI	
	R^2	p-value	R^2	p-value	R^2	p-value	R^2	p-value
Открытые поверхности	0,839	0,001	0,760	0,005	0,723	0,007	0,618	0,021
<i>Sphagnum</i>	0,563	0,031	0,709	0,009	0,628	0,019	0,726	0,007
Обгоревшие мхи	0,625	0,020	0,700	0,010	0,438	0,073	0,586	0,027
<i>Polytrichum</i>	0,096	0,455	0,042	0,629	0,015	0,770	0,007	0,840
Кустарнички	0,796	0,002	0,799	0,003	0,641	0,017	0,658	0,014
Деревья	0,803	0,003	0,903	0,000	0,793	0,003	0,837	0,001

Анализ распределения остатков по годам показал различия как между индексами, так и между характеристиками растительного покрова (рис. 2). Для индекса *NBR* наибольшие остатки наблюдаются в первый год после пожара, когда наблюдаемые значения были ниже предсказанных по всем показателям, кроме проективного покрытия кустарничками. Среднее абсолютное значение остатков составляло 0,07, а максимальные значения были характерны для сфагновых мхов (0,11) и *Polytrichum strictum* (0,13). В последующие годы (2018–2020) среднее значение остатков оставалось стабильным (среднее абсолютное значение 0,026), к концу периода наблюдается тенденция к увеличению остатков до 0,036.

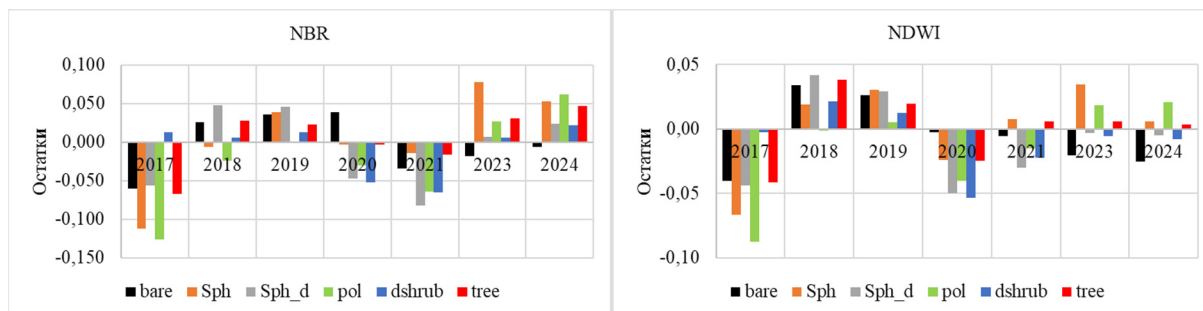


Рис. 2. Разность между наблюдаемыми и предсказанными значениями (остатки) индексов по результатам регрессионного анализа: bare – доля открытых поверхностей; проективное покрытие: Sph – живые сфагновые мхи; Sph_d – погибшие сфагновые мхи; pol – *Polytrichum strictum*; dshrub – кустарнички; tree – подрост

Fig. 2. The difference between the observed and predicted values (residuals) of the indices according to the results of regression analysis: bare – the proportion of open surfaces; projective cover: Sph – live sphagnum mosses; Sph_d – dead sphagnum mosses; pol – *Polytrichum strictum*; dshrub – dwarf shrubs; tree – undergrowth

Среднее значение абсолютных остатков за период 2017–2024 гг. равно 0,036, что составляет всего 12 % от среднего значения *NBR*. Отмечено, что для сфагновых мхов разница между предсказанными и наблюдаемыми значениями увеличилась к концу периода, предсказанные значения были ниже наблюдаемых в среднем на 0,065 в последние два года. Для открытых поверхностей наоборот наблюдается уменьшение абсолютных значений остатков. По остальным растительным ярусам выраженных тенденций не отмечено. Для индекса *NDWI* абсолютные значения остатков были выше в первый год после пожара (0,046), когда было отмечено превышение предсказанных значений над наблюдаемыми.

Далее происходит снижение остатков, и в 2024 году среднее абсолютное значение достигает 0,011. Несмотря на меньшие значения остатков по *NDWI* (0,024) в сравнении с *NBR*, они составляют 46 % от среднего значения *NDWI* за рассматриваемый период. Таким образом, можно предположить, что индекс *NBR* является хорошим показателем для оценки долей открытых поверхностей на горячих в течение длительного периода после пожара, но при этом плохо отражает проективное покрытие живыми сфагновыми мхами. Индекс *NDWI* лучше отражает состояние растительности в процессе восстановления, а *NBR* – пирогенную трансформацию в первые годы после пожара. При малом проективном покрытии или отсутствии ярусов индексы хуже отражают состояние растительного покрова, что наблюдалось в первый год после пожара.

Площадная оценка последствий выгорания и закономерности восстановления растительности в зависимости от интенсивности пирогенной нагрузки

Территория, относящаяся к первому классу пирогенной нагрузки, занимает 26 % площади постпирогенного участка. Класс характеризуется низкой долей выгорания поверхности, не превышающей 50 %, неполным выгоранием древесного яруса из сосны и отсутствием подроста осины и березы. Ко второму классу относится половина площади участка (52 %). Для класса характерно полное выгорание древесного яруса и частичное выгорание поверхности. В процессе постпирогенного восстановления отмечается появление подроста сосны и березы. Третий класс с высокой пирогенной нагрузкой занимает 22 % площади. Для класса характерно практически полное выгорание поверхности (75–100 %), высокое проективное покрытие *Polytrichum strictum*. В ярусе подроста преобладает береза. Общим для всех классов является практически полное восстановление кустарничкового яруса, проективное покрытие (60–80 %) и видовой состав которого не отличается между постпирогенными и невыгоревшими участками [Синюткина, 2024].

Интенсивность горения определялась уровнем болотных вод. Поэтому более интенсивному горению были подвержены участки вдоль осушительных каналов, в том числе вдоль магистрального канала, проходящего по восточной границе пирогенного участка. Участки с низкой интенсивностью горения приурочены к межканальным пространствам, характеризующимся более высоким уровнем болотных вод, и часто окружают невыгоревшие островки внутри пирогенного контура (рис. 3).

Темпы снижения значений разностных индексов различаются между классами пирогенной нагрузки и по годам, прошедшим после пожара. Среднее значение снижения $dNBR$ составило 0,040 в год. Максимальное значение 0,14 было отмечено в первый год для 3 класса. Темпы снижения были выше в первые два года после пожара для каждого класса (0,040–0,125 в год), затем темп снижения разностных индексов замедлился и даже остановился для первого класса в 2020–2021 гг.

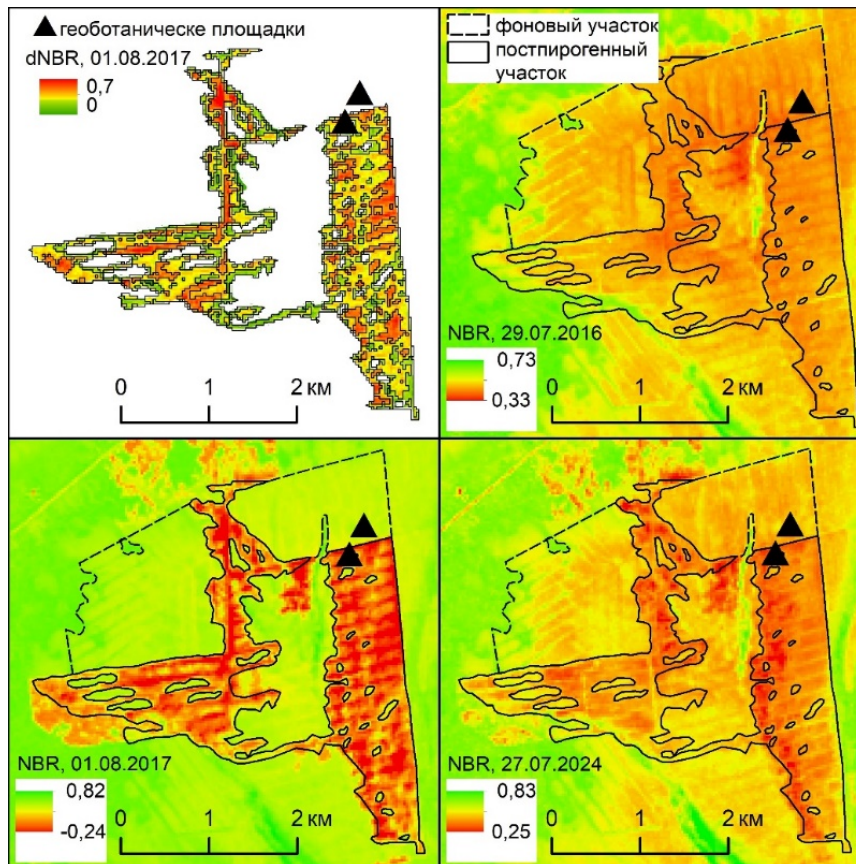


Рис. 3. Карты $dNBR$ и NBR на территорию ключевого участка
Fig. 3. Map of $dNBR$ and NBR on the territory of key sites

Закономерности изменения индекса $dNDWI$ не отличаются от $dNBR$, но характеризуются меньшей амплитудой. Среднее значение снижения составило 0,027 в год. Максимальное значение 0,095 в год также было отмечено в первый год для третьего класса (рис. 4). Высокая скорость увеличения значений индексов (или снижения разностных индексов) в первые годы обусловлена быстрым восстановлением кустарничков из сохранившихся корневищ и подземных побегов. При сохранении темпов роста индексов, характерных для периода 2021–2024 годов, восстановление NBR до фоновых значений произойдет к 2028 году, $NDWI$ к 2029–2030 году.

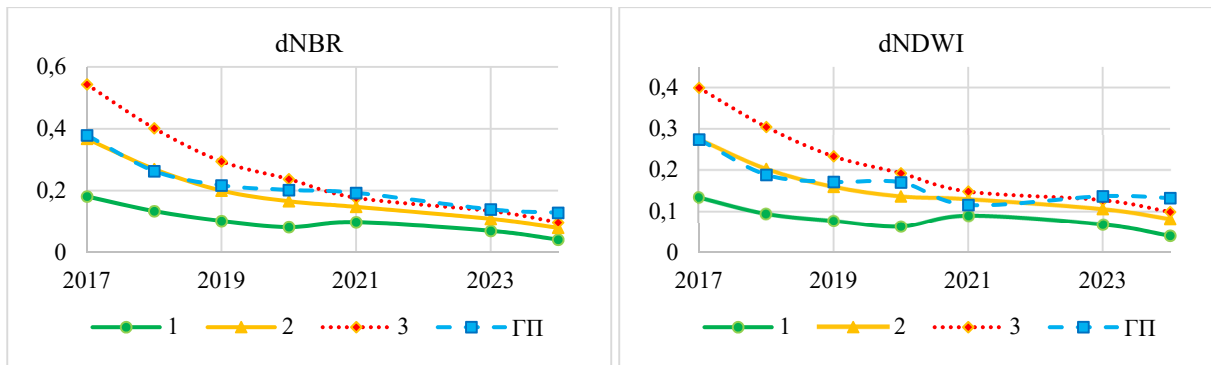


Рис. 4. Динамика индексов dNBR и dNDWI по классам пирогенной нагрузки (ГП – геоботаническая площадка на постпирогенном участке)

Fig. 4. Dynamics of dNBR and dNDWI indices by pyrogenic load classes (GP is a geobotanical site in a post-fire area)

Критерием выделения гарей является снижение спектральной яркости в ближней инфракрасной области спектра, поэтому индекс *NBR*, основанный на этом значении, часто используют для оценок площадей выгорания, интенсивности пирогенной трансформации растительности и послепожарного восстановления растительного покрова [Родионова и др., 2020; Московченко и др., 2020; Токарева и др., 2021; Волосюк, Топаз, 2022]. Индекс чувствителен к состоянию растительности и ее влагосодержанию, отличается большей амплитудой послепожарных изменений и требует большего периода восстановления в сравнении с *NDVI* [Швецов Е.Г., 2024]. Согласно данным предыдущих исследований на постпирогенном участке Бакчарского болота, через 5 лет после пожара значения *NDVI* участков с низкой долей выгорания уже не отличались от невыгоревшего участка, на остальных пирогенных участках продолжают сохраняться более низкие значения, но превышение значений невыгоревшего участка всего в 1,1 раза, при этом характеристики растительного покрова еще существенно отличались от невыгоревшей территории [Синюткина, Гашкова, 2022]. В результате исследования, проведенного на постпирогенном участке Бакчарского болота в 2023 году, было выявлено, что водный индекс *NDWI* в лучшей степени отражает проективное покрытие сфагновыми мхами, поэтому его целесообразно использовать при оценке постпирогенного восстановления верховых болот. Наиболее распространенные в исследовании водно-болотных угодий в мире мультиспектральные данные пространственного разрешения до 30 м, например, *Landsat* и *Sentinel* [Шинкаренко, Барталев, 2023]. Поэтому в рамках данного исследования были выбраны два индекса *NBR* и *NDWI*, рассчитанные на основе данных *Landsat*, как наиболее подходящие для оценки состояния растительного покрова на постпирогенных болотах.

Сопоставление результатов кластерного анализа точек полевых исследований по показателям, отражающим интенсивность пирогенной нагрузки (доля выгорания поверхности, средняя толщина горелого слоя) [Синюткина, 2024] с выделенными классами пирогенной нагрузки, подтвердило возможность использования разностного индекса гарей (*dNBR*) для оценки интенсивности выгорания растительности в условиях верховых болот.

Однако высокие темпы роста индексов не вполне отражают процессы восстановления исходного растительного покрова верховых болот, а именно сосново-кустарничково-сфагнового сообщества, особенно в условиях сильной пирогенной нагрузки. Анализ временного ряда данных подтвердил вывод, полученный ранее при анализе пространственной неоднородности индексов в пределах ключевого участка с использованием данных полевых исследований о том, что рост индексов здесь отражает появление подроста лиственных пород вместо сосны и зеленых мхов вместо сфагновых [Синюткина, 2024].

Одним из критериев оценки скорости послепожарного восстановления является количество лет, прошедших до момента восстановления индекса к допожарным значениям.



Согласно результатам нашего исследования, восстановление значений еще не произошло, прогнозное значение составляет 12 лет после пожара для *NBR* и 13–14 лет для *NDWI* при сохранении современных темпов восстановления. Для смешанных и темнохвойных лесов юга Средней Сибири это период составляет 12–15 лет [Швецов, 2024]. Согласно результатам исследования О.С. Токаревой и др. [2021], проведенного на территории Томской области, различия сохраняются на протяжении 17 лет после пожара в сравнении с фоновыми участками, и восстановление значений индекса еще не произошло. Меньшее время восстановления значений индексов в сравнении с лесами связано с трансформацией видового состава в условиях постпирогенной сукцессии, выраженной в замещении типичных для верховых болот видов – сфагновых мхов на зеленые мхи, соснового древостоя на лиственный.

Заключение

1. Регрессионный анализ данных с определением зависимостей между индексами и характеристиками растительного покрова и разницы между наблюдаемыми и предсказанными значениями индексов показал, что индекс *NBR* лучше отражает степень пирогенной нагрузки, а *NDWI* – послепожарное восстановление.

2. *NBR*, *NDWI* и их разностные показатели хорошо согласуются с данными геоботанических описаний и имеют высокие коэффициенты детерминации со всеми рассмотренными характеристиками растительного покрова, кроме проективного покрытия *Polytrichum strictum*. *NBR* лучше в сравнении с *NDWI* отражает долю открытых поверхностей и проективное покрытие кустарничками, оба разностных показателя лучше отражают проективное покрытие сфагновыми мхами в сравнении с абсолютными значениями индексов и оба индекса хорошо реагируют на проективное покрытие деревьями.

3. Наиболее высокий темп роста индексов был характерен в первые годы после пожара для территорий с максимальной пирогенной нагрузкой в связи с быстрым зарастанием практически открытых поверхностей кустарничками. На участках с низкой пирогенной нагрузкой темпы роста индексов были ниже, но значения разностных показателей здесь минимальны и видовой состав растительного покрова наиболее близок к невыгоревшему участку.

4. Прогнозное восстановление значений индексов при сохранении современных темпов роста произойдет к 2028–2030 гг., то есть через 12–14 лет после пожара в пределах всех классов пирогенной нагрузки. После этого рост индексов вероятно продолжится и будет отражать увеличение проективного покрытия древесным ярусом из лиственных пород.

Список литературы

- Барталев С.А., Стыщенко Ф.В., Егоров В.А., Лупян Е.А. 2015. Спутниковая оценка гибели лесов России от пожаров. Лесоведение, 2: 83–94.
- Бондур В.Г., Цидилина М.Н., Черепанова Е.В. 2019. Космический мониторинг воздействия природных пожаров на состояние различных типов растительного покрова в федеральных округах российской федерации. Исследование Земли из космоса, 3: 13–32. <https://doi.org/10.31857/S0205-96142019313-32>.
- Волосюк А.И., Топаз А.А. 2022. Оценка последствий лесных пожаров на основе автоматизированной обработки материалов дистанционного зондирования Земли. Журнал Белорусского государственного университета. География. Геология, 1: 57–70. <https://doi.org/10.33581/2521-6740-2022-1-57-70>.
- Зраенко С.М. 2019. Анализ алгоритмов обнаружения заболоченных лесных участков по космическим снимкам. Научно-технический вестник Поволжья, 9: 23–25.
- Копотева Т.А., Купцова В.А. 2016. Влияние пожаров на функционирование фитоценозов торфяных болот Среднеамурской низменности. Экология, 1: 14–21. <https://doi.org/10.7868/S0367059715060086>.

- Корниенко С.Г. 2017. Изучение трансформаций тундрового напочвенного покрова на участках пирогенного поражения по данным спутников Landsat. Криосфера Земли, 21(1): 93–104. [https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2017-1\(93-104\)](https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2017-1(93-104)).
- Малашук А.А., Филиппов Д.А. 2021. Постпирогенная динамика растительного покрова верхового болота Барское (Вологодская область). Трансформация экосистем, 4(1–11): 104–121. <https://doi.org/10.23859/estr-200512>.
- Московченко Д.В., Арефьев С.П., Московченко М.Д., Юртаев А.А. 2020. Пространственно-временной анализ природных пожаров в лесотундре Западной Сибири. Сибирский экологический журнал, 27(2): 243–255. <https://doi.org/10.15372/SEJ20200210>.
- Муравьева Л.В. 2020. Изучение многолетней динамики природно-антропогенных комплексов нарушенных болот с помощью снимков Landsat. Вестник Тверского государственного университета. Серия: География и геоэкология, 1(29): 52–60. <https://doi.org/10.26456/2226-7719-1-2020-52-60>.
- Муравьева Л.В. 2023. Распространение пожаров и их влияние на развитие природно-антропогенных комплексов болота Васильевский мох. Вестник Тверского государственного университета. Серия: География и геоэкология, 1(41): 47–55. <https://doi.org/10.26456/2226-7719-2023-1-47-55>.
- Родионова Н.В., Вахнина И.Л., Желибо Т.В. 2020. Оценка динамики послепожарного состояния растительности на территории Ивано-Арахлейского природного парка (Забайкальский край) по радарным и оптическим данным спутников Sentinel 1/2. Исследование Земли из космоса, 3: 14–25. <https://doi.org/10.31857/S0205961420030045>.
- Синюткина А.А. 2024. Использование вегетационных и водных индексов для оценки состояния постпирогенных верховых болот Западной Сибири. Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о Земле, 48: 90–109. <https://doi.org/10.26516/2073-3402.2024.48.90>.
- Синюткина А.А., Гашкова Л.П. 2022. Оценка состояния и геоинформационное моделирование постпирогенной динамики участка Большого Васюганского болота. Региональные геосистемы, 46(3): 366–377. <https://doi.org/10.52575/2712-7443-2022-46-3-366-377>.
- Синюткина А.А., Гашкова Л.П., Малолетко А.А., Магур М.Г., Харанжевская Ю.А. 2018. Трансформация поверхности и растительного покрова осушенных верховых болот юго-востока Западной Сибири. Вестник Томского государственного университета. Биология, 43: 196–223. <https://doi.org/10.17223/19988591/43/10>.
- Тигеев А.А., Московченко Д.В., Фахретдинов А.В. 2021. Современная динамика природной и антропогенной растительности зоны предтундровых лесов Западной Сибири по данным вегетационного индекса. Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса, 18(4): 166–177. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-4-166-177>.
- Токарева О.С., Алшаиби А.Д.А., Пасько О.А. 2021. Оценка восстановительной динамики растительного покрова лесных гарей с использованием данных со спутников Landsat. Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов, 332(7): 191–199. <https://doi.org/10.18799/24131830/2021/07/3283>.
- Швецов Е.Г. 2024. Спутниковый мониторинг послепожарной динамики нормализованного индекса гарей в лесах юга Средней Сибири. Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса, 21(4): 176–187. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2024-21-4-176-187>.
- Шинкаренко С.С., Барталев С.А. 2023. Применение данных дистанционного зондирования для широкомасштабного мониторинга водно-болотных угодий. Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса, 20(6): 9–34. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2023-20-6-9-34>.
- Ackley C., Tank S.E., Haynes K. M., Rezanezhad F., McCarter C., Quintona W.L. 2021. Coupled Hydrological and Geochemical Impacts of Wildfire in Peatland-Dominated Regions of Discontinuous Permafrost. Science of the Total Environment, 782: 146841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146841>.
- Amani M., Salehi B., Mahdavi S., Brisco B. 2018. Spectral Analysis of Wetland Using Multi-Source Optical Satellite Imagery. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 144: 119–136. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.005>.



- Benscoter B.W., Vitt D.H. 2008. Spatial Patterns and Temporal Trajectories of the Bog Ground Layer Along a Post-Fire Chronosequence. *Ecosystems*, 11: 1054–1064. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9178-4>.
- Bragazza L., Buttler A., Siegenthaler A., Mitchell E.A.D. 2009. Plant Litter Decomposition and Nutrient Release in Peatlands. *Carbon Cycling in Northern Peatlands*, 184: 99–110.
- Chasmer L.E., Hopkinson C.D., Petrone R.M., Sitar M. 2017. Using Multitemporal and Multispectral Airborne Lidar to Assess Depth of Peat Loss and Correspondence with a New Active Normalized Burn Ratio for Wildfires. *Geophysical Research Letters*, 44(23): 11,851–11,859. <https://doi.org/10.1002/2017GL075488>
- Cong J., Gao C., Han D., Li Y., Wang G. 2020. Stability of the Permafrost Peatlands Carbon Pool under Climate Change and Wildfires during the Last 150 Years in the Northern Great Khingan Mountains, China. *Science of the Total Environment*, 712: 136476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136476>.
- Davies G.M., Gray A., Rein G., Legg C. J. 2013. Peat Consumption and Carbon Loss due to Smouldering Wildfire in a Temperate Peatland. *Forest Ecology and Management*, 308: 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.051>.
- Dvornikov Y., Novenko E., Korets M., Olchev A. 2022. Wildfire Dynamics along a North-Central Siberian Latitudinal Transect Assessed Using Landsat Imagery. *Remote Sensing*, 14(3): 790. <https://doi.org/10.3390/rs14030790>.
- Feurdean A., Florescu G., Tantau I., Vanniere B., Diaconu A.-C., Pfeiffer M., Warren D., Hutchinson S.M., Gorina N., Gafka M., Kirpotin S. 2020. Recent Fire Regime in the Southern Boreal Forests of Western Siberia Is Unprecedented in the Last Five Millennia. *Quaternary Science Reviews*, 244: 106495. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106495>.
- Gunnarsson U. 2005. Global Patterns of Sphagnum Productivity. *Journal of Bryology*, 27(3): 269–279. <https://doi.org/10.1179/174328205X70029>.
- Haas O., Keeping T., Gomez-Dans J., Prentice I.C., Harrison S.P. 2024. The Global Drivers of Wildfire. *Frontiers in Environmental Science*, 12: 1438262. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1438262>
- Kettridge N., Humphrey R.E., Smith J.E., Lukenbach M.C., Devito K.J., Petrone R.M., Waddington J.M. 2014. Burned and Unburned Peat Water Repellency: Implications for Peatland Evaporation Following Wildfire. *Journal of Hydrology*, 513: 335–341. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.03.019>.
- Knox S.H., Dronova I., Sturtevant C., Oikawa P.Y., Matthes J.H., Verfaillie J., Baldocchi D. 2017. Using Digital Camera and Landsat Imagery with Eddy Covariance Data to Model Gross Primary Production in Restored Wetlands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 237–238: 233–245. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.02.020>.
- Lin S., Liu Ya., Huang X. 2021. Climate-Induced Arctic-Boreal Peatland Fire and Carbon Loss in the 21st Century. *Science of the Total Environment*, 796: 148924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148924>.
- Meingast K.M., Falkowski M.J., Kane E.S., Potvin L.R., Benscoter B.W., Smith A.M.S., Bourgeau-Chavez L.L., Miller M.E. 2014. Spectral Detection of Near-Surface Moisture Content and Water-Table Position in Northern Peatland Ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 152: 536–546. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.07.014>.
- Moore P.A., Lukenbach M.C., Kettridge N., Petrone R.M., Devito K.J., Waddington J.M. 2017. Peatland Water Repellency: Importance of Soil Water Content, Moss Species and Burn Severity. *Journal of Hydrology*, 554: 656–665. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.036>.
- Rein G., Huang X. 2021. Smouldering Wildfires in Peatlands, Forests and the Arctic: Challenges and Perspectives. *Environmental Science and Health*, 24: 100296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100296>.
- Sinyutkina A. 2021. Drainage Consequences and Self-Restoration of Drained Raised Bogs in the South-Eastern Part of Western Siberia: Peat Accumulation and Vegetation Dynamics. *Catena*, 205: 105464. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105464>.
- Sirin A.A., Medvedeva M.A., Makarov D.A., Maslov A.A., Joosten H. 2020. Multispectral Satellite Based Monitoring of Land Cover Change and Associated Fire Reduction after Large-Scale Peatland Rewetting following the 2010 Peat Fires in Moscow Region (Russia). *Ecological Engineering*, 158: 106044. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106044>.

References

- Bartalev S.A., Stytsenko F.V., Egorov V.A., Loupian E.A. 2015. Satellite-Based Assessment of Russian Forest Fire Mortality. *Russian Journal of Forest Science*, 2: 83–94 (in Russian).
- Bondur V.G., Tsidilina M.N., Cherepanova E.V. 2019. Satellite Monitoring of Wildfire Impacts on the Conditions of Various Types of Vegetation Cover in the Federal Districts of the Russian Federation. *Izvestiya. Atmospheric and Oceanic Physics*, 3: 13–32 (in Russian). <https://doi.org/10.31857/S0205-96142019313-32>.
- Valasiuk A.I., Topaz A.A. 2022. Assessment of Forest Fire Effects Based on Automated Processing of Earth Remote Sensing Imagery. *Journal of the Belarusian State University. Geography and Geology*, 1: 57–70 (in Russian). <https://doi.org/10.33581/2521-6740-2022-1-57-70>.
- Zraenko S.M. 2019. Analysis of the Possibilities of Detecting Waterforged Forest Sections by Space Images. *Nauchno-tekhnicheskii vestnik Povolzh'ya. Scientific and Technical Volga Region Bulletin*, 9: 23–25.
- Kopoteva T.A., Kuptsova V.A. 2016. Effect of Fires on the Functioning of Phytocenoses of Peat Bogs in the Middle-Amur Lowland. *Russian Journal of Ecology*, 1: 11–18 (in Russian). <https://doi.org/10.7868/S0367059715060086>.
- Kornienko S.G. 2017. Transformation of Tundra Land Cover at the Sites of Pyrogenic Disturbance: Studies Based on Landsat Satellite Data. *Earth's Cryosphere*, 21(1): 93–104 (in Russian). [https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2017-1\(93-104\)](https://doi.org/10.21782/KZ1560-7496-2017-1(93-104)).
- Malashchuk A.A., Filippov D.A. 2021. Post-Pyrogenic Dynamics of the Vegetation Cover of the Barskoe Raised Bog (Vologda Region, Russia). *Ecosystem Transformation*, 4(1–11): 104–121 (in Russian). <https://doi.org/10.23859/estr-200512>.
- Moskovchenko D.V., Arefev S.P., Moskovchenko M.D., Yurtaev A.A. 2020. Spatiotemporal Analysis of Wildfires in the Forest Tundra of Western Siberia. *Contemporary Problems of Ecology*, 13(2): 193–203 (in Russian). <https://doi.org/10.1134/S1995425520020092>.
- Murav'eva L.V. 2020. Study of the Multi-Year Dynamics of Natural-Anthropogenic Complexes of Disturbed Bogs by Using Landsat Pictures. *Herald of Tver State University. Series: Geography and Geocology*, 1(29): 52–60 (in Russian). <https://doi.org/10.26456/2226-7719-1-2020-52-60>.
- Murav'eva L.V. 2023. The Spread of Fires and Their Influence on the Development of Natural-Anthropogenic Complexes of the Swamp Vasilievsky Mokh. *Herald of Tver State University. Series: Geography and Geocology*, 1(41): 47–55 (in Russian). <https://doi.org/10.26456/2226-7719-2023-1-47-55>.
- Rodionova N.V., Vakhnina I.L., Zhelibo T.V. 2020. Assessment of the Dynamics of Postfire State of Vegetation in Territory Ivan-Arakhley Natural Park (Zabaikalsky Krai) Using Radar and Optical Sentinel 1/2 Data. *Izvestiya. Atmospheric and Oceanic Physics*, 3: 14–25 (in Russian). <https://doi.org/10.31857/S0205961420030045>.
- Sinyutkina A.A. 2024. The Application of Vegetation and Water Indices to Assess the State of Post-Pyrogenic Raised Bogs in Western Siberia. *The Bulletin of Irkutsk State University». Series «Earth Sciences»*, 48: 90–109 (in Russian). <https://doi.org/10.26516/2073-3402.2024.48.90>.
- Sinyutkina A.A., Gashkova L.P. 2022. State Assessing and GIS Modeling of the Post-Pyrogenic Dynamics of the Great Vasyugan Mire Site. *Regional Geosystems*, 46(3): 366–377 (in Russian). <https://doi.org/10.52575/2712-7443-2022-46-3-366-377>.
- Sinyutkina, A.A., Gashkova, L.P., Maloletko, A.A., Magur, M.G., Kharanzhevskaya, Y.A. 2018. Transformation of the Surface and Vegetation Cover of Drained Bogs in Tomsk Region. *Tomsk State University Journal of Biology*, 43: 196–223 (in Russian). <https://doi.org/10.17223/19988591/43/10>.
- Tigeev A.A., Moskovchenko D.V., Fakhretdinov A.V. 2021. Current Trends in Natural and Anthropogenic Vegetation in Western Siberia's Sub-Tundra Forests Based on Vegetation Indices Data. *Current Problems in Remote Sensing of the Earth from Space*, 18(4): 166–177 (in Russian). <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-4-166-177>.
- Tokareva O.S., Alshaibi A.D.A., Pasko O.A. 2021. Assessment of Restoration Dynamics of Burnt Forest Area Vegetation Using Landsat Satellite Data. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 332(7): 191–199 (in Russian). <https://doi.org/10.18799/24131830/2021/07/3283>.



- Shvetsov E.G. 2024. Satellite Monitoring of Post-Fire Normalized Burn Ratio Dynamics in Forests in the South of Central Siberia. *Current Problems in Remote Sensing of the Earth from Space*, 21(4): 176–187 (in Russian). <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2024-21-4-176-187>.
- Shinkarenko S.S., Bartalev S.A. 2023. Application of Remote Sensing Data in Large-Scale Monitoring of Wetlands. *Current Problems in Remote Sensing of the Earth from Space*, 20(6): 9–34 (in Russian). <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2023-20-6-9-34>.
- Ackley C., Tank S.E., Haynes K. M., Rezanekhad F., McCarter C., Quintona W.L. 2021. Coupled Hydrological and Geochemical Impacts of Wildfire in Peatland-Dominated Regions of Discontinuous Permafrost. *Science of the Total Environment*, 782: 146841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146841>.
- Amani M., Salehi B., Mahdavi S., Brisco B. 2018. Spectral Analysis of Wetland Using Multi-Source Optical Satellite Imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 144: 119–136. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.07.005>.
- Benscoter B.W., Vitt D.H. 2008. Spatial Patterns and Temporal Trajectories of the Bog Ground Layer Along a Post-Fire Chronosequence. *Ecosystems*, 11: 1054–1064. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9178-4>.
- Bragazza L., Buttler A., Siegenthaler A., Mitchell E.A.D. 2009. Plant Litter Decomposition and Nutrient Release in Peatlands. *Carbon Cycling in Northern Peatlands*, 184: 99–110.
- Chasmer L.E., Hopkinson C.D., Petrone R.M., Sitar M. 2017. Using Multitemporal and Multispectral Airborne Lidar to Assess Depth of Peat Loss and Correspondence with a New Active Normalized Burn Ratio for Wildfires. *Geophysical Research Letters*, 44(23): 11,851–11,859. <https://doi.org/10.1002/2017GL075488>
- Cong J. Gao C., Han D., Li Y., Wang G. 2020. Stability of the Permafrost Peatlands Carbon Pool under Climate Change and Wildfires during the Last 150 Years in the Northern Great Khingan Mountains, China. *Science of the Total Environment*, 712: 136476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136476>.
- Davies G.M., Gray A., Rein G., Legg C. J. 2013. Peat Consumption and Carbon Loss due to Smouldering Wildfire in a Temperate Peatland. *Forest Ecology and Management*, 308: 169–177. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.051>.
- Dvornikov Y., Novenko E., Korets M., Olchev A. 2022. Wildfire Dynamics along a North-Central Siberian Latitudinal Transect Assessed Using Landsat Imagery. *Remote Sensing*, 14(3): 790. <https://doi.org/10.3390/rs14030790>.
- Feurdean A., Florescu G., Tantau I., Vanniere B., Diaconu A.-C., Pfeiffer M., Warren D., Hutchinson S.M., Gorina N., Gafka M., Kirpotin S. 2020. Recent Fire Regime in the Southern Boreal Forests of Western Siberia Is Unprecedented in the Last Five Millennia. *Quaternary Science Reviews*, 244: 106495. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106495>.
- Gunnarsson U. 2005. Global Patterns of Sphagnum Productivity. *Journal of Bryology*, 27(3): 269–279. <https://doi.org/10.1179/174328205X70029>.
- Haas O., Keeping T., Gomez-Dans J., Prentice I.C., Harrison S.P. 2024. The Global Drivers of Wildfire. *Frontiers in Environmental Science*, 12: 1438262. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1438262>
- Kettridge N., Humphrey R.E., Smith J.E., Lukenbach M.C., Devito K.J., Petrone R.M., Waddington J.M. 2014. Burned and Unburned Peat Water Repellency: Implications for Peatland Evaporation Following Wildfire. *Journal of Hydrology*, 513: 335–341. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.03.019>.
- Knox S.H., Dronova I., Sturtevant C., Oikawa P.Y., Matthes J.H., Verfaillie J., Baldocchi D. 2017. Using Digital Camera and Landsat Imagery with Eddy Covariance Data to Model Gross Primary Production in Restored Wetlands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 237–238: 233–245. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.02.020>.
- Lin S., Liu Ya., Huang X. 2021. Climate-Induced Arctic-Boreal Peatland Fire and Carbon Loss in the 21st Century. *Science of the Total Environment*, 796: 148924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148924>.
- Meingast K.M., Falkowski M.J., Kane E.S., Potvin L.R., Benscoter B.W., Smith A.M.S., Bourgeau-Chavez L.L., Miller M.E. 2014. Spectral Detection of Near-Surface Moisture Content and Water-Table Position in Northern Peatland Ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 152: 536–546. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.07.014>.
- Moore P.A., Lukenbach M.C., Kettridge N., Petrone R.M., Devito K.J., Waddington J.M. 2017. Peatland Water Repellency: Importance of Soil Water Content, Moss Species and Burn Severity. *Journal of Hydrology*, 554: 656–665. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.036>.

- Rein G., Huang X. 2021. Smouldering Wildfires in Peatlands, Forests and the Arctic: Challenges and Perspectives. *Environmental Science and Health*, 24: 100296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100296>.
- Sinyutkina A. 2021. Drainage Consequences and Self-Restoration of Drained Raised Bogs in the South-Eastern Part of Western Siberia: Peat Accumulation and Vegetation Dynamics. *Catena*, 205: 105464. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2021.105464>.
- Sirin A.A., Medvedeva M.A., Makarov D.A., Maslov A.A., Joosten H. 2020. Multispectral Satellite Based Monitoring of Land Cover Change and Associated Fire Reduction after Large-Scale Peatland Rewetting following the 2010 Peat Fires in Moscow Region (Russia). *Ecological Engineering*, 158: 106044. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106044>.

*Поступила в редакцию 26.12.2024;
поступила после рецензирования 21.01.2025;
принята к публикации 20.02.2025*

*Received December 26, 2024;
Revised January 21, 2025;
Accepted February 20, 2025*

Конфликт интересов: о потенциальном конфликте интересов не сообщалось.
Conflict of interest: no potential conflict of interest related to this article was reported.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Синюткина Анна Алексеевна, кандидат географических наук, старший научный сотрудник научного отдела, Сибирский научно-исследовательский институт сельского хозяйства и торфа – филиал Сибирского федерального научного центра агробиотехнологий РАН, Томск, Россия

Гашкова Людмила Павловна, кандидат географических наук, старший научный сотрудник научного отдела, Сибирский научно-исследовательский институт сельского хозяйства и торфа – филиал Сибирского федерального научного центра агробиотехнологий РАН, Томск, Россия

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

Anna A. Sinyutkina, PhD in Geography, senior researcher of scientific department, Siberian Federal Research Centre of Agro-Bio Technologies of the Russian Academy of Sciences, Siberian Research Institute of Agriculture and Peat, Tomsk, Russia

Lyudmila P. Gashkova, PhD in Geography, senior researcher of scientific department, Siberian Federal Research Centre of Agro-Bio Technologies of the Russian Academy of Sciences, Siberian Research Institute of Agriculture and Peat, Tomsk, Russia