Мониторинг сплошных вырубок с использованием спутникового продукта глобального изменения лесного покрова

Е. Г. Швецов, Е. И. Пономарёв

Красноярский научный центр СО РАН, Красноярск, 660036, Россия

E-mail: eugeneshvetsov11@yandex.ru

Сибирский федеральный университет, Красноярск, 660041, Россия

Предложен способ мониторинга сплошных вырубок с использованием спутникового продукта глобального изменения лесного покрова на основе данных Landsat в сопряжении с дополнительными информационными ГИС-слоями (растительность, пожары). Создан тематический продукт, содержащий данные о вырубках на территорию Нижнего Приангарья за 2001–2019 гг. с пространственным разрешением 30 м. Валидация, выполненная для выборки полигонов вырубок (около 1500 полигонов) на территории Приангарского лесного района, показала, что тематический продукт имеет тенденцию к занижению площадей сплошных вырубок на 20 %. Величина ошибки первого рода (вырубки, пропущенные алгоритмом) составила порядка 27 % от общей площади, ошибки второго рода (ошибочно классифицированные вырубки) — около 8 %. За 2001–2019 гг. общая площадь нарушенных растительных покровов составила около 1,8 млн га, при этом суммарная площадь классифицированных вырубок — 512 тыс. га. До 43 % всех площадей вырубок приходится на древостои с преобладанием сосны (*Pinus silvestris*), 26 % — на темнохвойные насаждения (*Pinus sibirica*, *Abies sibirica*, *Picea obovata*), 25 % — на лиственничные (*Larix sibirica*) и 5 % — на лиственные (*Betula spp.*, *Populus tremula*). Среднее значение площади вырубок — около $27,0 \pm 12,2$ тыс. га/год. Линейная аппроксимация показывает статистически значимый тренд ($R^2 = 0,63$) увеличения площадей вырубок в районе исследований.

Ключевые слова: Приангарский лесной район, вырубки, дистанционные данные, Landsat

Одобрена к печати: 05.07.2021

DOI: 10.21046/2070-7401-2021-18-4-140-148

Введение

Бореальные леса являются одним из крупнейших наземных биомов площадью около 1,2 млрд га, из которых около 900 млн га приходятся на территорию России (Global..., 2015). Интенсификация антропогенной деятельности, в частности лесозаготовок, вместе с климатическими изменениями и воздействием лесных пожаров определяют современный уровень нарушенности растительности, оказывая значимое влияние на состав, структуру и функционирование бореальных лесов (Барталев и др., 2016; Gauthier et al., 2015). Такие проблемы актуальны, например, для территории Сибири, особенно для лесов высокой эксплуатационной значимости, к которым относится Приангарский лесной район.

Промышленные лесозаготовки являются одним из наиболее значимых факторов нарушения на территории северной Евразии. В Сибири, в Иркутской обл. и Красноярском крае заготавливается соответственно до 15 % ($35,7$ млн м^3 в 2018 г. и $31,7$ млн м^3 в 2019 г.) и 12 % ($28,6$ млн м^3 в 2018 г. и $25,6$ млн м^3 в 2019 г.) от общего производства древесины в России (Росстат, <https://fedstat.ru/indicator/37848>).

В задачах оценки экологических последствий таких масштабных воздействий спутниковый мониторинг является важным источником информации о состоянии, динамике и функционировании природных комплексов. Современные разработки на основе спутниковых данных позволяют картировать растительность, проводить оценку гибели и восстановления древостоя (Барталев и др., 2015; Krylov et al., 2014), анализировать и прогнозировать динамику воздействия на древостои природных факторов, таких как энтомофитовредители (Kharuk,

Antamoshkina, 2017) и пожары (Ponomarev et al., 2020). Спутниковые системы низкого и среднего пространственного разрешения, такие как MODIS (*англ.* Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) и Landsat, активно используются в задачах мониторинга состояния лесов, создания тематических глобальных продуктов состояния растительных покровов и т. д. (Барталев и др., 2016; Hansen et al., 2013). Однако тематические продукты, такие как векторные слои вырубок и атрибутивные описания их состояния, требуют большей детализации в масштабах локальных территорий. Таким образом, разработка подходов для создания таких тематических продуктов требует дополнительных исследований.

Основные цели данной работы: 1) разработка метода мониторинга сплошных вырубок с использованием спутникового продукта глобального изменения растительности в сопряжении с дополнительными информационными ГИС-слоями (растительность, пожары) (ГИС — геоинформационные системы); 2) количественная оценка площадей вырубок и валидация предложенного подхода на примере территории Приангарского лесного района.

Материалы и методы

Район исследований

Территория исследования включает Мотыгинский, Богучанский и Кежемский административные районы Красноярского края, относящиеся к Приангарскому лесному району (Об утверждении..., 2014). Леса Приангарского лесного района относятся к южной подзоне тайги, представлены ценными эксплуатационными лесами с преобладанием сосны (*Pinus silvestris*) (37 %), темнохвойных (*Pinus sibirica*, *Abies sibirica*, *Picea obovata*) (24 %), лиственничных (*Larix sibirica*) (28 %) и лиственных (*Betula spp.*, *Populus tremula*) (11 %) насаждений. Площадь района исследований составляет 10,7 млн га и охватывает территорию с координатами 56–60° с. ш. и 92–102° в. д. (рис. 1).

Рис. 1. Район исследований (а). Распределение преобладающих типов лесов согласно работе (Барталев и др., 2016) (б); цифрами 1–4 отмечены доминирующие древостои: 1 — лиственные, 2 — лиственничные, 3 — с преобладанием сосны, 4 — темнохвойные; 5 — нелесные земли, 6 — водные объекты

Исходные данные

Предложенный способ мониторинга вырубок базировался на применении глобального продукта изменения лесного покрова Global Forest Change версии 1.7 (Hansen et al., 2013), находящегося в открытом доступе (http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.7.html). Этот продукт сформирован по данным Landsat-7, -8 среднего пространственного разрешения (30 м) и включает базовый слой по состоянию на 2000 г., а также

динамические слои изменений (появление или исчезновение) лесного покрова с периодичностью один год с 2001 по 2019 г. С использованием данного продукта выполняли пространственно-временной анализ изменений лесного покрова, определяли локализацию участков и датировали время (год) произошедших изменений.

Сведения о преобладающих древостоях были получены из данных сервиса VEGA-PRO Института космических исследований РАН (<http://pro-vega.ru/maps/>) (Барталев и др., 2016). Этот слой позволил выполнить обработку данных о вырубках с привязкой к основным лесобразующим породам региона.

Для формирования референсного слоя полигонов вырубок использовались снимки спутников Landsat-5, -7, -8 за 2000–2019 гг., а также Sentinel-2A/B за 2017–2019 гг. Снимки были загружены из архивов Геологической службы США (*англ.* United States Geological Survey — USGS) с помощью сервиса Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Всего было использовано 42 снимка Landsat и 6 снимков Sentinel на территорию около 1,2 млн га, на которых облачный покров занимал не более 20 % площади.

В данных глобального продукта изменения лесного покрова участки, связанные с воздействием лесных пожаров в районе интереса, были отфильтрованы с помощью базы данных пожаров Института леса им. В. Н. Сукачева СО РАН Красноярского научного центра СО РАН, содержащей сведения о полигонах пожаров за период 1996–2020 гг. (Пономарев, Швецов, 2015).

Контрольная выборка и геометрические метрики вырубок

Для формирования контрольной выборки экспертно выполняли детектирование и оконтуривание вырубок с применением ГИС-процедур на снимках Landsat-5, -7, -8 за 2000–2019 гг. Контрольные слои вырубок включали от 40 до 90 полигонов за каждый год, имеющих различные спектральные признаки и представляющие собой хроноряды объектов исследования для условий района интереса. Слой полигонов за 2000 г. был сформирован с целью выделения и исключения из дальнейшего анализа вырубок, появившихся до рассматриваемого периода. Для оценки качества полученной контрольной выборки дополнительно были использованы данные Sentinel-2 с пространственным разрешением 10 м. Сравнение выполнялось с использованием данных за 3 года (2017–2019).

Рис. 2. Пример вырубок на снимке Landsat-8 (а). Иллюстрация геометрических метрик, использованных в алгоритме детектирования (б); буквами обозначены: a и b — меньшая и большая сторона ограничивающего прямоугольника соответственно, $S1$ и $S2$ — площадь полигона вырубки и площадь ограничивающего его прямоугольника соответственно

Для полученных полигонов вырубок был рассчитан ряд метрик, связанных с их площадями и геометрическими размерами, которые в последующем использовались в процедуре автоматического детектирования вырубок. Во-первых, были рассчитаны среднее значение (S_{mean}^*) и стандартное отклонение (S_{std}^*) площади отдельных полигонов вырубок. Во-вторых, рассчитывалось среднее значение и стандартное отклонение отношения площади полигона вырубки к площади минимального ограничивающего прямоугольника (F_{mean}^* и F_{std}^* соответственно). Также рассчитывалось среднее значение и стандартное отклонение отношения меньшей стороны ограничивающего прямоугольника к его большей стороне (A_{mean}^* и A_{std}^*). Таким образом, величина отношения площади полигона вырубки к площади минимального ограничивающего прямоугольника рассчитывалась как $F = S1/S2$, а отношение меньшей стороны ограничивающего прямоугольника к его большей стороне как $A = a/b$ (рис. 2, см. с. 142).

Детектирование вырубок

Использованный метод картирования вырубок был основан на совместном применении данных об изменении состояния (потеря) лесного покрова, материалов векторного слоя классов растительности и ретроспективных данных о лесных пожарах. В работе предполагалось, что на территории исследования присутствует два основных типа нарушенности растительного покрова: пожары и вырубки. Доля техногенных объектов в процентном отношении незначительна. Следовательно, исключая полигоны пожаров из глобального продукта изменения лесного покрова (Hansen et al., 2013) для района исследований, можно получить слой оставшихся нарушений растительности, связанных только со сплошными рубками. Для этого средствами ГИС выполнялось пространственное совмещение слоёв изменения лесного покрова и пожаров. Вызванная пожарами гибель древостоя может наблюдаться в течение нескольких лет после пирогенного воздействия. В настоящей работе использовалось пороговое значение в 3 года согласно подходу, использованному ранее для выделения нарушенностей, связанных с воздействием лесных пожаров (Krylov et al., 2014). Величина порогового значения для пространственного совмещения полигонов нарушенностей и пожаров была принята равной 4 км (Krylov et al., 2014). Таким образом, изменение состояния растительности в рассматриваемом пикселе считалось вызванным пожаром, если пожар был обнаружен на расстоянии не далее 4 км от данного пикселя и не более чем за 3 года до даты включения в динамический слой продукта изменения лесного покрова.

На следующем шаге выполнялась группировка смежных пикселей раstra и формирование векторного полигонального слоя оставшихся участков с нарушенностью растительности средствами ГИС.

Далее для каждого нарушенного участка проводилась проверка выполнения ряда площадных и геометрических критериев, рассчитанных для контрольного слоя вырубок.

Результаты и обсуждение

Всего визуальным детектированием на снимках Landsat было обнаружено 1439 полигонов вырубок, средняя площадь составила 24,1 га, стандартное отклонение — 20,2 га. Среднее значение и стандартное отклонение для параметра F (отношение площади полигона вырубки к площади минимального ограничивающего прямоугольника) составили 0,76 и 0,13 соответственно; для A (отношение меньшей стороны ограничивающего прямоугольника к большей стороне) — 0,65 и 0,19. Полученные характеристики контрольных полигонов использовались для настройки алгоритма.

Сравнение полученной контрольной выборки с данными Sentinel за 2017–2019 гг. показало, что использование спутниковых данных более высокого пространственного разрешения оказывает незначительное влияние на полученную выборку. Так, использование данных Sentinel позволило получить на 6,6 % больше полигонов вырубок по сравнению

с данными Landsat, а суммарная площадь вырубок увеличилась на 1,2 %. Площадь вырубок, которые были детектированы по данным Sentinel, но были пропущены на снимках Landsat, не превышала 14 га, в среднем составляя $3,2 \pm 3,0$ га. Таким образом, использование данных Landsat позволяет получить удовлетворительные результаты при формировании контрольной выборки.

Были исключены полигоны, площадь которых не соответствовала площади контрольных вырубок или дополнительным геометрическим метрикам. Ниже приведены критерии, использованные для исключения таких полигонов.

$$S < S_{mean}^* - 2S_{std}^* \text{ или } S > S_{mean}^* + 3S_{std}^*, \quad (1)$$

$$A < A_{mean}^* - 2,5A_{std}^* \text{ или } A > A_{mean}^* + 2,5A_{std}^*, \quad (2)$$

$$F < F_{mean}^* - 2F_{std}^* \text{ или } F > F_{mean}^* + 2F_{std}^*. \quad (3)$$

Уравнение (1) использовалось для исключения объектов, не удовлетворяющих критерию площади. Уравнение (2) — для исключения объектов, не удовлетворяющих критерию геометрии полигона (ширина, соотношение сторон), например фрагментов дорог, отмеченных продуктом изменения состояния лесного покрова как нарушенные участки. Наконец, с помощью соотношения (3) исключались объекты, не удовлетворяющие критерию формы полигона, такие как фрагменты дорог с изгибами. Благодаря изгибу соотношение (2) не выполнялось, однако площадь нарушенности (дороги) в данном случае оказывалась значительно меньше, чем площадь соответствующего ей ограничивающего прямоугольника.

Коэффициенты уравнений (1)–(3) были получены на основе анализа гистограмм, рассчитанных для контрольной выборки (рис. 3). Они выбирались таким образом, чтобы охватить диапазон изменений соответствующей метрики в контрольной выборке.

Рис. 3. Гистограммы распределения метрик, рассчитанных для контрольной выборки: а — площадь; б — метрика A; в — метрика F

Сравнение полученной контрольной выборки полигонов с результатами работы алгоритма детектирования вырубок показало, что площадь вырубок, рассчитанная по продукту изменения состояния лесного покрова, меньше, чем площадь контрольных полигонов: 64 тыс. га и 80 тыс. га соответственно. Также была рассчитана площадь пересечения геоинформационного слоя контрольной выборки и результатов работы алгоритма. Получено, что около 21 тыс. га площади полигонов контрольной выборки не было обнаружено алгоритмом, т.е. ошибка первого рода (вырубки, не обнаруженные алгоритмом) составила порядка 27 %. Ошибка второго рода (ложные обнаружения, т.е. повреждения, ошибочно классифицированные как вырубки) составила около 8 %.

Согласно использованному продукту изменения состояния лесного покрова на территории Нижнего Приангарья за период 2001–2019 гг., потеря лесного покрова произошла на площади около 1,8 млн га (около 18 % от общей площади лесов по состоянию на 2000 г.). Средняя площадь, на которой происходила потеря лесов, составила $95,4 \pm 65,8$ тыс. га в год (среднее значение $\pm$ стандартное отклонение).

Помимо общей потери лесов за рассмотренный период времени наблюдался рост территории, нарушенной сплошными рубками (рис. 4). Так, в период 2001–2010 гг. средняя площадь вырубок составила $20,8 \pm 6,0$ тыс. га в год, при этом в период 2011–2019 гг. в среднем вырубалось $33,8 \pm 14,0$ тыс. га лесов в год. Общая площадь за весь период составила 512 тыс. га, средняя площадь — $27,0 \pm 12,2$ тыс. га в год. Возрастающий тренд площади вырубок в период с 2001 по 2020 г. был статистически значимым ($R^2 = 0,63$, $p < 0,01$).

Рис. 4. Динамика площадей сплошных вырубок. Точками показаны площади вырубок; чёрная линия — линия тренда; тёмно-серая линия соответствует средней площади вырубок в 2001–2010 и 2011–2019 гг.; величина стандартного отклонения средней площади вырубок показана светло-серым цветом

Можно выделить несколько факторов, которые могут влиять на точность результатов детектирования вырубок.

Во-первых, это выбранные значения пространственных и временных порогов при выделении нарушений, вызванных пожарами. Послепожарный отпад древостоя может продолжаться в течение нескольких лет (в основном 3–5 лет) после пирогенного воздействия (Валендик и др., 1979). Так, при уменьшении временного порога количество нарушений, классифицируемых как пирогенные, снизится, а эти полигоны с нарушением перейдут в категорию вырубок и наоборот. Снижение пространственного порогового значения приведёт к тому, что меньше повреждений древостоя будет отнесено к пирогенным нарушениям, что означает потенциальное увеличение ошибок второго рода. Увеличение величины пространственного порога, наоборот, увеличит количество ошибок первого рода.

Во-вторых, это возможные ошибки продукта изменения лесного покрова, использованного для детектирования вырубок. Хотя сообщается, что данный продукт в целом имеет высокую точность, в разные годы в нём могут присутствовать как завышения, так и занижения нарушенных площадей лесов (Galiatsatos et al., 2020). Сравнение полученного нами продукта вырубок с результатами визуального детектирования показало, что в отдельные годы площади могут различаться на величину до 40–50 %. Например, в 2011 г. площади вырубок, рассчитанные с помощью продукта изменения лесного покрова, были почти на 46 % ниже, чем результаты визуального детектирования. В то же время в следующем 2012 г. они были уже на 37 % выше. Исходя из этого можно предположить, что часть повреждений древостоя, произошедших в 2011 г., фактически была обнаружена только в 2012 г.

В-третьих, в работе использовалось допущение, что потери лесного покрова, не вызванные лесными пожарами, относятся к категории вырубок или дорог. В случае Нижнего Приангарья рубки и лесные пожары являются основными факторами нарушения территории. В то же время в случае использования алгоритма для других территорий, где присутствуют дополнительные факторы нарушения, может потребоваться включение дополнительных критериев.

Наряду с общими площадями сплошных вырубок на территории Нижнего Приангарья были рассчитаны площади вырубок для преобладающих типов древостоев. Наибольшие площади вырубок были отмечены в сосновых (*Pinus silvestris*) древостоях (43 % площади вырубок),

далее следуют темнохвойные (*Pinus sibirica*, *Abies sibirica*, *Picea obovata*) (27 %) и лиственничные (*Larix sibirica*) (25 %) древостои. В наименьшей степени подвержены рубкам были лиственные леса (*Betula spp.*, *Populus tremula*) (5 % площади рубок). Также можно отметить, что леса с преобладанием темнохвойных древостоев характеризовались наибольшим ростом площади рубок (0,78 тыс. га в год).

Заключение

Предложен метод мониторинга сплошных рубок с использованием спутникового продукта глобального изменения лесного покрова в сопряжении с дополнительными информационными ГИС-слоями (растительность, пожары), а также набором геометрических метрик, характеризующих дополнительные дешифровочные признаки рассматриваемого класса объектов. Валидация, выполненная на примере данных на Приангарский лесной район для периода 2001–2019 гг., показала удовлетворительный результат сравнения с экспертной выборкой. Величина ошибки первого рода (рубки, пропущенные алгоритмом) составила порядка 27 % от общей площади, ошибка второго рода (ошибки классификации рубок) — около 8 %.

Общая площадь нарушенных лесов на территории Нижнего Приангарья за 2001–2019 гг. составила около 1,8 млн га, или ~18 % от общей площади лесов. В среднем ежегодная площадь, на которой происходила потеря лесов, составила $95,4 \pm 65,8$ тыс. га. Суммарная площадь рубок — 512 тыс. га, в среднем — до $27,0 \pm 12,2$ тыс. га в год. До 43 % всех площадей рубок приходятся на древостои с преобладанием сосны (*Pinus silvestris*), 26 % — на темнохвойные (*Pinus sibirica*, *Abies sibirica*, *Picea obovata*), 25 % — на лиственничные (*Larix sibirica*) и 5 % — на лиственные (*Betula spp.*, *Populus tremula*) насаждения. Наиболее существенный рост площади рубок за период 2001–2019 гг. отмечен в лесах с преобладанием темнохвойных насаждений (0,78 тыс. га в год).

Линейная аппроксимация показывает статистически значимый тренд ($R^2 = 0,63$) увеличения площадей рубок в районе исследований.

Работа выполнена по темам госзаданий № 0287-2019-0006 и 0287-2021-0040 и при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, Правительства Красноярского края и Красноярского краевого фонда поддержки научной и научно-технической деятельности (проект № 20-44-242004).

Литература

1. Барталев С. А., Стыценко Ф. В., Егоров В. А., Луян Е. А. Спутниковая оценка гибели лесов России от пожаров // Лесоведение. 2015. № 2. С. 83–94.
2. Барталев С. А., Егоров В. А., Жарко В. О., Луян Е. А., Плотников Д. Е., Хвостиков С. А., Шабанов Н. В. Спутниковое картографирование растительного покрова России. М.: ИКИ РАН, 2016. 208 с.
3. Валентик Э. Н., Матвеев П. М., Софронов М. А. Крупные лесные пожары. М.: Наука, 1979. 198 с.
4. Об утверждении Перечня лесорастительных зон Российской Федерации и Перечня лесных районов Российской Федерации: приказ Минприроды России № 367 от 18.08.2014 (ред. от 19.02.2019). М., 2014. URL: <https://docs.cntd.ru/document/420224339>.
5. Пономарев Е. И., Швецов Е. Г. Спутниковое детектирование лесных пожаров и геоинформационные методы калибровки результатов // Исслед. Земли из космоса. 2015. № 1. С. 84–94.
6. Galiatsatos N., Donoghue D. N. M., Watt P., Bholanath P., Pickering J., Hansen M. C., Mahmood A. R. J. An Assessment of Global Forest Change Datasets for National Forest Monitoring and Reporting // Remote Sensing. 2020. V. 12. Art. No. 1790.
7. Gauthier S., Bernier P., Kuuluvainen T., Shvidenko A. Z., Schepaschenko D. G. Boreal forest health and global change // Science. 2015. V. 349. P. 819–822.
8. Global Forest Resources Assessment 2015. Desk reference. FAO. Rome, 2015. 253 p. URL: <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf>.

9. Hansen M. C., Potapov P. V., Moore R., Hancher M., Turubanova S. A., Tyukavina A., Thau D., Stehman S. V., Goetz S. J., Loveland T. R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C. O., Townshend J. R. G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change // *Science*. 2013. V. 342. P. 850–853.
10. Kharuk V. I., Antamoshkina O. A. Impact of silkmouth outbreak on taiga wildfires // *Contemporary Problems of Ecology*. 2017. V. 10(5). P. 556–562.
11. Krylov A., McCarty J. L., Potapov P., Loboda T., Tyukavina A., Turubanova S., Hansen M. C. Remote sensing estimates of stand-replacement fires in Russia, 2002–2011 // *Environmental Research Letters*. 2014. V. 9. Art. No. 105007.
12. Ponomarev E. I., Masyagina O. V., Litvintsev K. Y., Ponomareva T. V., Shvetsov E. G., Finnikov K. A. The effect of post-fire disturbances on a seasonally thawed layer in the permafrost larch forests of Central Siberia // *Forests*. 2020. V. 11(8). Art. No. 790.

Detection of clear-cuts using satellite-derived global forest change product

E. G. Shvetsov, E. I. Ponomarev

Krasnoyarsk Scientific Center SB RAS, Krasnoyarsk 660036, Russia

E-mail: eugeneshvetsov11@yandex.ru

Siberian Federal University, Krasnoyarsk 660041, Russia

We propose a method for logged areas monitoring using a satellite product of global forest change based on Landsat data and additional GIS layers (land cover, fires). A thematic clear-cut product was created for the Lower Angara region covering 2001–2019 with a spatial resolution of 30 m. The accuracy assessment performed for a sample of clear-cut polygons (about 1500 polygons) in the Angara forest region showed that the thematic product tends to underestimate clear-cut areas roughly by 20 %. The magnitude of the error of the first type (logged area that was missed by the algorithm) was about 27 % of the total area, while the error of the second type (erroneously classified clear cuts) was about 8 %. Total disturbed area between 2001 and 2019 was about 1.8 million ha, while the total area of clear-cuts was 512 thousand ha. Almost 43 % of all logged area occurred in pine-dominated (*Pinus silvestris*) forest stands, 26 % — in dark coniferous (*Pinus sibirica*, *Abies sibirica*, *Picea obovata*) stands, 25 % — in larch (*Larix sibirica*) stands and 5 % — in deciduous (*Betula spp.*, *Populus tremula*) forests. Mean logged area is $\sim 27.0 \pm 12.2$ thousand hectares per year. Linear approximation shows a statistically significant trend ($r^2 = 0.63$) of an increase in the logged area within the study area.

Keywords: Angara forest region, clear-cuts, remote sensing data, Landsat

Accepted: 05.07.2021

DOI: 10.21046/2070-7401-2021-18-4-140-148

References

1. Bartalev S. A., Stytsenko F. V., Egorov V. A., Loupian E. A., Satellite-based assessment of Russian forest fire mortality, *Lesovedenie*, 2015, Vol. 2, pp. 83–94 (in Russian).
2. Bartalev S. A., Egorov V. A., Zharko V. O., Loupian E. A., Plotnikov D. E., Khvostikov S., Shabanov N., *Land cover mapping over Russia using Earth observation data*, Moscow: IKI RAN, 2016, 208 p. (in Russian).
3. Valendik E. N., Matveev P. M., Sofronov M. A., *Krupnye lesnye pozhary* (Large forest fires), Moscow: Nauka, 1979, 198 p.
4. *On approval of the list of forest zones of the Russian Federation and the list of forest regions of the Russian Federation: Order No. 367, Date 18.08.2014 (as amended on 19.02.2019)*, Moscow, 2014 (in Russian), available at: <https://docs.cntd.ru/document/420224339>.
5. Ponomarev E. I., Shvetsov E. G., Satellite detection of forest fires and geoinformation methods of calibration of the results, *Issledovanie Zemli iz kosmosa*, 2015, No. 1, pp. 84–94 (in Russian).

6. Galiatsatos N., Donoghue D. N. M., Watt P., Bholanath P., Pickering J., Hansen M. C., Mahmood A. R. J., An Assessment of Global Forest Change Datasets for National Forest Monitoring and Reporting, *Remote Sensing*, 2020, Vol. 12, Art. No. 1790.
7. Gauthier S., Bernier P., Kuuluvainen T., Shvidenko A. Z., Schepaschenko D. G., Boreal forest health and global change, *Science*, 2015, Vol. 349, pp. 819–822.
8. *Global Forest Resources Assessment 2015*, Desk reference, FAO, Rome, 2015, 253 p., available at: <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf>.
9. Hansen M. C., Potapov P. V., Moore R., Hancher M., Turubanova S. A., Tyukavin A., Thau D., Stehman S. V., Goetz S. J., Loveland T. R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C. O., Townshend J. R. G., High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change, *Science*, 2013, Vol. 342, pp. 850–853.
10. Kharuk V. I., Antamoshkina O. A., Impact of silkmouth outbreak on taiga wildfires, *Contemporary Problems of Ecology*, 2017, Vol. 10, No. 5, pp. 556–562.
11. Krylov A., McCarty J. L., Potapov P., Loboda T., Tyukavina A., Turubanova S., Hansen M. C., Remote sensing estimates of stand-replacement fires in Russia, 2002–2011, *Environmental Research Letters*, 2014, Vol. 9, Art. No. 105007.
12. Ponomarev E. I., Masyagina O. V., Litvintsev K. Y., Ponomareva T. V., Shvetsov E. G., Finnikov K. A., The effect of post-fire disturbances on a seasonally thawed layer in the permafrost larch forests of Central Siberia, *Forests*, 2020, Vol. 11(8), Art. No. 790.