*ISSN 0024-1148, Лесоведение*

# СОДЕРЖАНИЕ

**Номер 6, 2021**

## От редакции

30 лет Центру по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН 563

## Оригинальные статьи

Функциональная классификация лесов: актуальность и подходы к разработке

*Н. В. Лукина, А. П. Гераськина, А. И. Кузнецова, В. Э. Смирнов, А. В. Горнов, Н. Е. Шевченко, Е. В. Тихонова, Д. Н. Тебенькова, Е. В. Басова* 566

Экосистемные услуги и пространственное распределение защитных лесов Российской Федерации

*Д. Г. Замолодчиков, В. И. Грабовский, В. В. Каганов* 581

Историко-географические причины сохранности ненарушенных темнохвойных лесов Северного Урала

*А. А. Алейников* 593

Геопространственное моделирование биометрических и структурных характеристик лесов Брянской области на основе спутниковых и выборочных лесотаксационных данных

*Е. А. Гаврилюк, Н. В. Королева, Д. А. Карпухина, Е. Н. Сочилова, Д. В. Ершов* 609

Поливариантность развития подроста ели сибирской в темнохвойных лесах северного Предуралья

*Т. Ю. Браславская, А. С. Ефименко* 627

## Обзорные статьи

Методические подходы к оценке характеристик лесов по данным спутниковой съемки сверхвысокого пространственного разрешения в оптическом диапазоне

*С. В. Князева, А. Д. Никитина, Е. И. Белова, А. С. Плотникова, Е. С. Подольская, К. А. Ковганко* 645

*ISSN 0024-1148, Russian Journal of Forest Science (Lesovedenie)*

# CONTENTS

**No. 6, 2021**

## From the Editorial Board

30 years of Center of Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences 563

## Original Articles

Forests' Functional Classification: Relevance and Approaches to Development
*N. V. Lukina, A. P. Geraskina, A. I. Kuznetsova, V. E. Smirnov, A. V. Gornov, N. Ye. Shevchenko, Ye. V. Tikhonova, D. N. Tebenkova, and Ye. V. Basova* 566

The Ecosystem Services and Spatial Distribution of Protective Forests in Russian Federation
*D. G. Zamolodchikov, V. I. Grabovskiy, and V. V. Kaganov* 581

Historical and Geografic Factors of Intactness of the Primary Dark Coniferous Forests of Northern Ural
*A. A. Aleinikov* 593

Geospatial Modeling of Biometric and Structural Forest Attributes in the Bryansk Oblast Based on Satellite Imagery and Selective Inventory Data
*E. A. Gavrilyuk, N. V. Koroleva, D. A. Karpukhina, E. N. Sochilova, and D. V. Ershov* 609

Polyvariance of Siberian Spruce Undergrowth Development in Dark Coniferous Forests of the Northern Cis-Ural Region
*T. Yu. Braslavskaya and A. S. Yefimenko* 627

## Overviews

Methods and Approaches to the Estimation of Forest Characteristics Using the Optical Satellite Data of Very High Spatial Resolution
*S. V. Knyazeva, A. D. Nikitina, Ye. I. Belova, A. S. Plotnikova, Ye. S. Podolskaya, and K. A. Kovganko* 645

*ЛЕСОВЕДЕНИЕ, 2021, № 6, с. 563–565*

## ОТ РЕДАКЦИИ

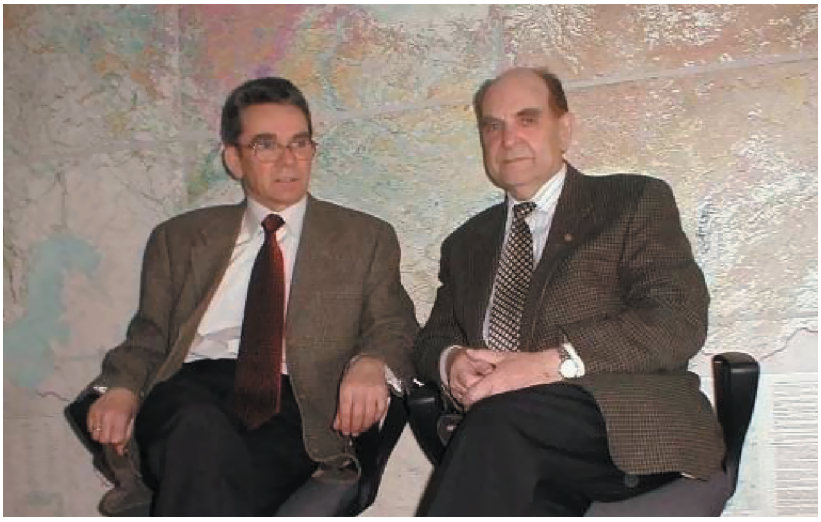
# 30 ЛЕТ ЦЕНТРУ ПО ПРОБЛЕМАМ ЭКОЛОГИИ И ПРОДУКТИВНОСТИ ЛЕСОВ РАН

**DOI:** 10.31857/S0024114821060024

В 2021 г. исполняется 30 лет Центру по проблемам экологии и продуктивности лесов Российской академии наук (ЦЭПЛ РАН). Центр был создан Постановлением Президиума Академии наук СССР от 9 декабря 1991 г. № 309 с целью проведения и координации научных исследований, развития международного научно-технического сотрудничества по проблемам оценки ресурсно-экологического потенциала лесов, мониторинга лесных экосистем, сохранения биологического разнообразия и генофонда лесной растительности, повышения рекреационных и средозащитных функций леса.

Инициатором создания ЦЭПЛ РАН был академик Александр Сергеевич Исаев. Центр был задуман им как небольшое научное подразделение высококвалифицированных экспертов, поэтому численность сотрудников не превышала 50 человек. В период становления основу научного коллектива Центра составили специалисты, пришедшие из Государственного комитета СССР по лесу, Вычислительного центра АН СССР, Всероссийского научно-исследовательского и информационного центра по лесным ресурсам, Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, Московского педагогического государственного университета им. В.И. Ленина и Института эволюционной морфологии и экологии животных им. А.Н. Северцова АН СССР (ныне Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН).

26 октября 2021 г. исполняется 90 лет со дня рождения Александра Сергеевича Исаева, выдающегося ученого, организатора науки и государственного деятеля. Его научные достижения многогранны, он стал основателем и первопроходцем многих ключевых направлений лесной науки. А.С. Исаев сумел раскрыть механизмы взаимодействия насекомых-ксилофагов с древесными растениями (эти работы были отмечены золотой медалью IUFRO в 1976 г.). Он был первым, кто понял значение спутниковой информации для оценки и мониторинга лесов, руководил рядом программ по созданию систем дистанционного зондирования лесного покрова. За участие в создании Информационной системы дистанционного мониторинга ленных пожаров (ИСДМ) А.С. Исаев стал лауреатом премии Правительства Российской Федерации в области науки и техники. Большое внимание А.С. Исаев уделил проблеме углеродного цикла лесов в связи с проблемой изменения климата. В его публикациях даны пер-



Академик РАН А.С. Исаев (справа) и член-корреспондент РАН Г.Н. Коровин.

вые оценки запасов и депонирования углерода лесами России, полученные на основе лесоучетной информации. Методология мониторинга биоразнообразия лесов, предложенная А.С. Исаевым, базировалась на концептуальном подходе, учитывающем пространственно-временную динамику лесообразовательного процесса.

Научно-организаторские способности А.С. Исаева раскрылись на постах директора Института леса и древесины имени В.Н. Сукачева СО АН СССР (1977–1988 гг.) и председателя Красноярского научного центра СО АН СССР (1979–1988 гг.). В 1988 г. научный потенциал, опыт организационной и общественной работы А.С. Исаева был востребован на государственном уровне. Он был назначен Председателем Государственного комитета по лесу (Госкомлес) СССР. За время его руководства (1988–1991 гг.) была начата реорганизация системы лесного хозяйства страны с учетом достижений науки и новых технологий. Академик А.С. Исаев стал первым директором ЦЭПЛ РАН (1991–2004 г.) и оставался научным руководителем коллектива до ухода из жизни в 2018 г.

С 2004 по 2012 гг. Центр возглавлял член-корреспондент РАН Георгий Николаевич Коровин. С 2012 г. по настоящее время его директором является член-корреспондент РАН, профессор, доктор биологических наук Наталья Васильевна Лукина.

С момента основания ЦЭПЛ РАН активно занимается вопросами, связанными с развитием теории и практики лесоустройства, лесной таксации, многоцелевого лесопользования, выявлением дополнительных неиспользуемых лесных ресурсов, выработкой национальной лесной политики. Фундаментальные исследования Центра стали основой для разработки инновационных технологий наземного и дистанционного мониторинга лесных экосистем, интенсивного, многоцелевого и неистощительного лесопользования, устойчивого управления лесами.

ЦЭПЛ РАН является координатором подпрограммы “Динамика лесных экосистем” Программы фундаментальных исследований Президиума РАН “Живая природа: современное состояние и проблемы развития”, успешно ведет проекты по Программам фундаментальных исследований Президиума РАН “Природная среда России: адаптационные процессы в условиях изменяющегося климата и развития атомной энергетики”, “Роль пространства в модернизации России: природный и социально-экономический потенциал”, а также по Программе фундаментальных исследований Отделения биологических наук РАН “Биологические ресурсы”.

Центром ведутся научные исследования по приоритетному направлению в системе международных обязательств в рамках договоров с Российским научным фондом “Научные основы учета и прогноза бюджета углерода лесов России в системе международных обязательств по охране атмосферы и климата” и “Аккумуляция углерода в лесных почвах и сукцессионный статус лесов”. Результаты исследований опубликованы в серии коллективных монографий и статьях в российских и международных журналах.

Совместно с Институтом космических исследований РАН ЦЭПЛ РАН разработал новые технологии аэрокосмических методов мониторинга лесов и оценки их состояния, основанные на дистанционном зондировании лесного покрова в различных диапазонах электромагнитного спектра. В этих целях используются космические снимки различного разрешения, соответствующие параметрам исследуемых лесных объектов – от отдельных деревьев до крупных природно-территориальных комплексов, что позволяет решать конкретные задачи.

Сотрудниками Центра разработаны методические основы оценки углеродного бюджета лесов и их влияния на концентрацию углекислого газа в атмосфере. Сделана оценка содержания углерода в лесах России и размеров его депонирования лесной растительностью. Созданы нормативы, позволяющие оценивать детритные пулы и потоки углерода в лесах России, а также выявлены возможности повышения углеродного потенциала лесов за счет крупномасштабных проектов лесоразведения и лесовосстановления. Исследования Центра в области углеродного цикла в бореальных лесах принципиально необходимы для планирования отечественной лесной политики. Они использовались в Национальных докладах о кадастре антропогенных выбросов парниковых газов и Национальных сообщениях по проблеме изменения климата.

В рамках исследования проблем биологического разнообразия лесов ученые ЦЭПЛ РАН создали аналитическую систему оценки биоразнообразия лесного покрова Европейской России. Она включает детальное описание основных типов бореальных лесов, а также справочные базы данных и алгоритмы оценки их видового, структурного и типологического разнообразия. С помощью этой системы дана оценка биоразнообразия заповедных территорий центральной части Европейской России, основанная на концепции иерархического континуума растительного покрова; сформировано представление о потенциальной флоре отдельных пространственных единиц лесного покрова и сделан прогноз развития лесного покрова при заповедном режиме; показана роль различных способов хозяйствования в поддержании биоразнообразия.

Журнал “Лесоведение” и ЦЭПЛ РАН, который, вместе с Институтом лесоведения РАН, является его соучредителем, связывают тесные и добрые отношения. Центр всячески помогает редак-

ции: предоставляет помещение, обеспечивает компьютерным оборудованием, оказывает поддержку редакторам и переводчикам. Заседания редакционной коллегии журнала также организуются Центром, в том числе в дистанционном режиме.

В 1981–2018 гг. главным редактором журнала “Лесоведение” был академик А.С. Исаев. За время его руководства “Лесоведение” стало наиболее авторитетным отечественным научным изданием по лесоведению и лесной экологии. А.С. Исаев пропускал через себя каждый номер журнала, приветствовал значимые статьи, искренне расстраивался, когда в очередном номере преобладали типовые статьи. С 2018 г. главным редактором журнала стала член-корреспондент РАН Н.В. Лукина. На время ее руководства пришелся нелегкий период реформы издательской деятельности РАН. Но журнал выстоял и даже увеличил объем номеров.

Сотрудники ЦЭПЛ РАН с момента его основания были активным авторами журнала “Лесоведение”. Можно вспомнить публикации таких авторитетных ученых, как А.И. Уткин, В.И. Сухих, Л.Б. Заугольнова, Л.М. Носова. Этот номер журнала сформирован из публикаций сотрудников ЦЭПЛ РАН и отражает традиционные направления его деятельности.

Редакционная коллегия и редакция журнала “Лесоведение” сердечно поздравляют коллектив Центра по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН с 30-летием, желают творческих достижений, значимых публикаций, крупных научных проектов и признания научных результатов! По лесным меркам, 30 лет – это максимум роста и производительности. Пусть этот максимум выразится и в успехах публикационной активности!

*Редакция и редакционная коллегия журнала “Лесоведение”*

*E-mail: dzamolod@mail.ru*

ЛЕСОВЕДЕНИЕ, 2021, № 6, с. 566–580

ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

УДК 574.42+574.32

# ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ КЛАССИФИКАЦИЯ ЛЕСОВ: АКТУАЛЬНОСТЬ И ПОДХОДЫ К РАЗРАБОТКЕ[1]

© 2021 г. Н. В. Лукина[a, *], А. П. Гераськина[a], А. И. Кузнецова[a], В. Э. Смирнов[a], А. В. Горнов[a], Н. Е. Шевченко[a], Е. В. Тихонова[a], Д. Н. Тебенькова[a], Е. В. Басова[a]

[a] Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, ул. Профсоюзная, 84/32, стр. 14, Москва, 117997 Россия

*E-mail: nvl07@yandex.ru

Поступила в редакцию 30.06.2021 г.
После доработки 13.07.2021 г.
Принята к публикации 21.07.2021 г.

В статье обосновывается актуальность разработки функциональной классификации лесов на основе эффективности выполнения ими экосистемных функций. На примере девяти типов хвойно-широколиственных лесов, доминирующих в европейской части России и функционирующих в автономных позициях ландшафта, демонстрируется возможный подход к оценке выполнения ими функции регулирования цикла углерода на основе взаимосвязей между информативными индикаторами состава растительности, почвенной макрофауны и экосистемных процессов, связанных с секвестрацией почвенного углерода. Самым низким уровнем аккумуляции почвенного углерода характеризуются хвойно-широколиственные леса на песчаных почвах, отличающиеся небольшим функциональным разнообразием и низкой биомассой дождевых червей. Высокий запас почвенного углерода демонстрируют леса с более равномерным распределением в составе растительности функциональных групп растений с быстро- и медленноразлагаемым опадом. Это объясняется созданием трофических и топических условий, благоприятных для функционирования дождевых червей – активных переработчиков опада в хвойно-широколиственных лесах. Широкомасштабная оценка взаимосвязей между растительностью, почвенной биотой и экосистемными процессами, формирующими функцию регулирования цикла углерода лесами России, является актуальной научной задачей в связи с проблемами изменения климата. На основе оценки эффективности выполнения различных экосистемных функций лесами разных типов, идентифицированных в России с использованием классификаций растительности, может быть создана функциональная классификация лесов.

*Ключевые слова: хвойно-широколиственные леса, функциональная классификация, углерод, растительность, дождевые черви, функциональные группы.*

**DOI:** 10.31857/S0024114821060085

Развитие классификации типов лесов, которая обладает прогностическим потенциалом, является важнейшей задачей лесоведения. Существующие подходы к типизации лесов основываются на доминирующих (Сукачев, Дылис, 1964) и/или индикаторных (Каяндер, 1933) видах растений, характеризующих условия произрастания лесов, а также на типах условий местопроизрастания (Алексеев, 1928; Погребняк, 1928, 1955). Для лесов Европейской России разработана унифицированная классификации растительности, которая базируется на доминантном подходе, дополненном эколого-ценотическим и флористическим анализом (Заугольнова, 2008; Браславская, Заугольнова, 2010). Л.Б. Заугольновой и В.Б. Мартыненко создан электронный Определитель типов леса Европейской России (http://cepl.rssi.ru/bio/forest/index.htm). Определитель позволяет охарактеризовать типологическое разнообразие лесов на основе традиций отечественной лесной фитоценологии и зарубежных подходов к классификации растительности. В зоне хвойно-широколиственных лесов европейской части России по материалам Определителя типов леса Европейской (http://cepl.rssi.ru/bio/forest/index.htm) России можно выделить около 160 типов леса.

В соответствии с российской классификацией почв (Классификация, 2004) в лесах выделяют более 50 типов почв, из которых не менее 15 типов формируются в зоне хвойно-широколиственных лесов. Свойства почв и почвенные процессы, на основе которых проводится классификация почв, важны для реализации экосистемных функций

[1] Работа выполнена в рамках темы госзадания № АААА-А18-118052590019-7 ФГБУН Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН.

лесов. Однако соответствие между типами леса и типами почв установить сложно, поскольку не только один и тот же тип почв идентифицируется в разных типах леса, но и в одном и том же типе леса идентифицируются почвы разных типов.

Между тем, оценка функциональных взаимосвязей между растительностью и почвой имеет важнейшее научное и практическое значение. В последние годы активно развивается концепция мультифункциональности лесов (Manning et al., 2015; Тебенькова и др., 2019), согласно которой леса выполняют одновременно все четыре категории экосистемных функций/услуг: обеспечивающие (древесина, волокна), регулирующие (регулирование климата, гидрологического режима), поддерживающие (сохранение и формирование местообитаний, естественного плодородия почв) и культурные (рекреация, оздоровление и др.) (Millennium ..., 2005).

В связи с высокой актуальностью оценки экосистемных функций и услуг лесов и взаимосвязей между ними возникает необходимость разработки функциональной классификации лесных экосистем. Подходы к выделению функциональных групп/типов растений (Смирнова и др., 2004; Cornelissen et al., 2007; Salemaa et al., 2008) и почвенной биоты (Lavelle et al., 2006) развиваются, однако задача создания функциональной классификации лесов пока не решается. Хотя все леса мультифункциональны, однако полнота реализации той или иной функции в разных типах леса различается. На основе оценки выполнения функций лесными биогеоценозами разных типов, идентифицированных в России с использованием классификаций растительности, может быть создана функциональная классификация лесов.

Цель данной статьи – обсудить актуальность функциональной классификации лесов и предложить возможные подходы к ее разработке на примере функции регулирования цикла углерода на основе оценки взаимосвязей между растительностью, почвенными сапрофагами и индикаторами экосистемных процессов, связанных с секвестрацией углерода в почвах.

Функциональная классификация лесов должна отражать эффективность выполнения лесами, формирующимися в различных условиях комбинированного влияния природных и антропогенных факторов, экосистемных функций. Таким образом, ключевым моментом создания функциональной классификации является оценка эффективности выполнения различных функций. Это позволит учитывать взаимосвязи, то есть синергию и конфликты (компромиссы) между экосистемными функциями/услугами, без чего невозможно устойчивое управление лесами.

В данной работе мы остановимся только на возможных подходах к оценке эффективности выполнения лесами функции регулирования цикла углерода. Такая оценка может быть построена на основе интеграции информации о специфических чертах/признаках/функциональных характеристиках лесной биоты разных трофических уровней, участвующей в экосистемных процессах, взаимодействие которых формирует данную функцию.

Поскольку эффективность реализации экосистемных функций зависит как от биотических факторов и экосистемных процессов, так и от абиотических и антропогенных факторов, важно учитывать их комбинированное влияние. Остановимся вначале кратко на абиотических факторах, оказывающих влияние на цикл углерода, прежде всего, на таких как почвообразующие породы, климат, рельеф. Эффективность выполнения функции регулирования цикла углерода является результатом взаимодействия лесной биоты с комплексом этих природных абиотических факторов. Идентифицируют 3 генерализованных и 9 детализированных разностей почвообразующих пород по гранулометрическому составу: пески (рыхлый, связный, супесь), суглинок (легкий, средний, тяжелый), глина (легкая, средняя, тяжелая) (Розанов, 2004). Для разработки функциональной классификации лесов в отношении функции регулирования цикла углерода, важно учитывать и варьирование химического и минералогического состава почвообразующих пород.

Для учета влияния климатических условий целесообразно использовать существующий подход к зонированию растительности лесного пояса России: северная, средняя, южная тайга и хвойно-широколиственные, широколиственные леса. Выделяются также три позиции в ландшафтах, на которых развиваются леса: автономная, транзитная и аккумулятивная. Если учитывать 3 разности по гранулометрическому составу, 4 зоны растительности лесного пояса и 3 разности по положению лесов в ландшафте, сочетания этих трех абиотических факторов дает 36 комбинированных разностей условий, важных для реализации экосистемных функции регулирования цикла углерода. На функции лесов, связанные с биогеохимическими циклами, влияют и другие абиотические факторы, такие как дренирование почв, обусловленное как их структурой, так и степенью водопроницаемости подпочвенного слоя и уровнем грунтовых вод, определяемым расположением водоносного слоя.

К антропогенным факторам, влияющим на эффективность выполнения экосистемных функций лесов, относятся режимы лесопользования и история землепользования в целом, техногенный фактор. Важнейшим и постоянно действующим фактором динамики лесов являются пожары, которые часто имеют антропогенное происхожде-

ние; необходим учет влияния прошлых (Бобровский, 2010) и современных пожаров (Барталев, Стыценко, 2021).

Таким образом, для оценки эффективности выполнения лесами функции регулирования цикла углерода необходимо учитывать весь этот комплекс абиотических факторов. Поскольку анализ данных факторов существует в многочисленных научных трудах и отражен в различных базах данных, необходима их интеграция с использованием современных подходов и методов, развитием информационных систем на разных пространственных уровнях.

Перейдем к биотическим факторам и экосистемным процессам. Все экосистемные функции обеспечиваются биотой через формирование ею экосистемных процессов. Функция регулирования цикла углерода формируется через взаимодействие таких экосистемных процессов, как поглощение соединений углерода растительностью и почвой и его аккумуляция в этих пулах, разложение, минерализация органического вещества, эмиссия $CO_2$ в атмосферу, вынос соединений углерода из лесных экосистем с почвенными водами. Естественно, что все представители биоты без исключения участвуют в формировании этой функции, но для решения практической задачи создания функциональной классификации лесов важно ответить на вопрос: можно ли выделить наиболее информативные, относительно несложно измеряемые индикаторы, отражающие участие представителей биоты разных трофических уровней в регулировании экосистемных процессов, формирующих цикл углерода?

Для классификации лесов по эффективности выполнения ими функции регулирования цикла углерода, прежде всего, необходимо предложить информативные специфические черты/характеристики/индикаторы представителей биоты, как продуцирующей органическое вещество (растительность), так и участвующей в его разложении и накоплении, фиксации (стабилизации) в почвах (почвенная биота).

Известно, что для оценки эффективности процессов продуцирования органического вещества растительностью необходимо оценивать такие показатели как фитомасса и мортмасса, размеры годичной продукции и годичного опада отдельных видов, групп растений и фитоценоза в целом (Уткин, 1975; Пулы и потоки ..., 2007). Густота древостоя, строение/структура крон древесных растений и полога в целом регулируют количество не только проникающего под полог солнечного света, определяющего развитие нижних ярусов растительности, но и проникающих под полог атмосферных осадков и, соответственно, влияют на интенсивность выноса соединений углерода из биогеоценоза (Лукина и др., 2018), и поэтому тоже влияют на биогеохимические циклы.

Следует подчеркнуть, что все эти показатели зависят от возраста растений и сообществ, поэтому при оценке выполнения функций лесами разных типов необходимо учитывать возрастную динамику видов растений, их групп и сообществ. Для оценки и прогнозов не менее важно учитывать сукцессионный статус/стадии сукцессии лесов (Аккумуляция ..., 2018): почвы хранят органический углерод, который формируется на протяжении смен поколений лесных сообществ. Для оценки бюджета углерода важнейшей задачей является измерение внутригодичной, сезонной и суточной динамики экосистемных процессов, таких как разложение опада и эмиссия парниковых газов (Курганова, 2010), поступление соединений углерода с атмосферными выпадениями и их вынос с почвенными водами (см. http://icp-forests.net), обмен парниковыми газами между лесными биогеоценозами и атмосферой (Kurbatova et al., 2013). Все эти индикаторы экосистемных процессов, отражающие как многолетнюю, так и годичную, сезонную и суточную динамику соединений углерода, важны и должны оцениваться для развития функциональной классификации лесов. Существуют уже накопленные данные, полученные на основе как научного, так и ведомственного мониторинга, и необходима их постоянная актуализация. Однако при первом приближении к решению непростой задачи построения функциональной классификации лесов необходимо предложить относительно несложные подходы, позволяющие оценивать относительную эффективность выполнения лесными биогеоценозами разных типов/стадий сукцессий функции регулирования циклов углерода. Такие подходы могут развиваться на основе оценки взаимосвязей между представителями биоты разных трофических уровней и индикаторами экосистемных процессов, связанных с секвестрацией углерода в почвах, где депонируется значительная часть экосистемного углерода (Framstad et al., 2013).

Звеном, связывающим растительность, почву и почвенную биоту, является опад. Качество опада оказывает влияние на скорость его разложения (Berg, McClaugherty, 2020) и, соответственно, на биогеохимические циклы. Характеристиками качества опада являются содержания в нем элементов питания (азот, фосфор, калий, кальций, магний и др.) и вторичных метаболитов (полифенолы, лигнины, др.), стехиометрические соотношения C : N, лигнин : N и др. (Cadish, Giller, 1997; Perez-Harguindeguy, 2000; Berg, McClaugherty, 2020). Скорость разложения опада высокого качества, отличающегося высоким содержанием азота и других элементов питания, узким соотношением C : N и лигнин : N, выше, чем опада, содержащего меньше элементов питания и больше вторичных метаболитов. Качество опада обуслов-

ливает содержание доступных для биоты питательных веществ в почве и регулирует скорость разложения растительных остатков – основного источника питания сапрофагов (Krishna, 2017).

К почвенным сапрофагам относятся микроорганизмы и беспозвоночные животные, которые являются переработчиками опада. Если разложение опада осуществляется только микроорганизмами и микрофауной, эмиссия углекислого газа довольно интенсивна, что приводит к потерям почвенного углерода. Снижает эти потери почвенная макрофауна, в особенности такие макросапрофаги, как дождевые черви, которые способствуют закреплению углерода в почвах, как за счет обеспечения процессов гумусообразования, так и за счет переноса органического вещества почвы в более глубокие горизонты в результате роющей деятельности (Frouz et al., 2013). В то же время дождевые черви за счет ферментов кишечного тракта активизируют почвенные микроорганизмы (Spurgeon et al., 2013; Kurakov et al., 2016; Cao et al., 2018).

Дождевые черви и другие почвенные беспозвоночные широко используются для зоологической диагностики почв (Гиляров, 1975; Mordokovich, 2014). Критерии для индикаторных групп выбираются в соответствии с целями и задачами исследования, например, для индикации техногенных нарушений и мониторинга природных местообитаний выбираются разные группы почвенных беспозвоночных в связи с разным составом почвенной фауны на исследуемых территориях. В целом, выбор определенной группы или вида беспозвоночных в качестве индикатора почвенных условий должен основываться на его доминировании в естественных местообитаниях (Бабенко, 2013). Выбор именно почвенной макрофауны из многочисленных представителей почвенной фауны для оценки экосистемных процессов, связанных с регулированием цикла углерода в лесах, можно обосновать тем, что представители почвенной макрофауны являются истинными педобионтами, влияют на другую почвенную биоту и на формирование почв и отражают происходящие в ней изменения. Трофическая группа макросапрофагов представляет особый интерес как индикаторная, поскольку, с одной стороны, она отражает основные физико-химические свойства почв (гранулометрический состав, влажность, кислотность) и чувствительна к качеству опада растительности (Staaf, 1987; Huang et al., 2020), с другой стороны, сама оказывает влияние на содержание C, N, Ca, отношение C : N, кислотность и другие почвенные характеристики, т.е. выступает и как отклик на комбинированное влияние абиотических факторов, почвенных свойств и растений, и может выступать как предиктор почвенных изменений. Среди почвенных макросапрофагов в лесных экосистемах европейской части России часто доминируют дождевые черви, которые составляют до 90% биомассы почвенных беспозвоночных (Чернов, 1975). В подстилке численность моллюсков, двупарноногих многоножек, личинок двукрылых может быть высокой, но их вклад в биомассу значительно ниже, чем дождевых червей.

Дождевые черви, в первую очередь, весьма чувствительны к гранулометрическому составу почв. Для дождевых червей более благоприятны легкие суглинистые и среднесуглинистые почвы, в почвах тяжелого гранулометрического состава, испытывающих затопление (тяжелые суглинки), а также легкого гранулометрического состава (пески), которые часто пересыхают, они могут отсутствовать (Перель, 1979; Холхоева, 1993; Zhang et al., 2007). Значимым фактором для успешного функционирования червей является качество опада, от которого зависят биомасса и состав морфо-экологических групп дождевых червей. Дождевые черви предпочитают быстро разлагаемый лиственный опад (липа, клен, ясень, береза) трудно разлагаемому лиственному (дуб, осина, бук) или хвойному (ель, пихта, сосна) (Перель, 1979; Schelfhout et al., 2017). Показано, что при схожем составе древостоя видовое разнообразие и биомасса дождевых червей во многом определяются ярусом кустарников и напочвенным покровом. Например, в буковых или темнохвойных лесах, древостой которых формирует трудноразлагаемый опад, разными группами дождевых червей более плотно заселены мелкотравные, щитовниково-мелкотравные, разнотравные и лещиново-разнотравные сообщества, менее заселены – мертвопокровные, зеленомошные и рододендровые (Geraskina, Shevchenko, 2021).

Рассмотрим возможность оценки эффективности выполнения лесами функции регулирования цикла углерода на основе разрабатываемого нами подхода к оценке взаимосвязей между растительностью, почвенными макросапрофагами и индикаторами экосистемных процессов, обеспечивающих секвестрацию углерода в почвах, на примере девяти доминирующих типов хвойно-широколиственных лесов европейской части России. Оценка данной экосистемной функции лесов приобретает особенно высокое значение в современный период климатических изменений.

Для апробации предложенного подхода были выбраны ***объекты***, представляющие стадии послерубочных сукцессий хвойно-широколиственных лесов европейской части России в автоморфных позициях ландшафтов, формирующиеся в разных климатических условиях на почвообразующих породах различного гранулометрического состава (табл. 1). На суглинистых почвообразующих породах проводили исследования в трех типах лесов Северо-Западного Кавказа (СЗК) и трех

**Таблица 1.** Содержание глинистых частиц в почвообразующих породах и индикаторы растительности, почвенных макросапрофагов и экосистемных процессов

| Показатели | Северо-Западный Кавказ | | | Москворецко-Окская равнина | | | Брянское полесье | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | осиново-грабовые мелкотравные, 50–60 лет* | пихто-буково-грабовые мелкотравные, 80–110 лет | пихто-буковые мертво-покровные, >450 лет | липово-березовые неморально-травные, 60–70 лет | липовые неморально-травные, 90–110 лет | дубово-еловые бореально-неморально-травные, >100 лет | сосняки кустарничково-зелено-мошные, 40–60 лет | сосняки сложные неморально-бореальнотравные, 70–120 лет | полидоми-нантные с елью неморально-травные, >120 |
| Содержание глинистых частиц в почвообразующих породах | | | | | | | | | |
| <0.002 мм, % | 25.5 ± 3.4 | 25.9 ± 4.8 | 17.9 ± 1.2 | 26.3 ± 1.3 | 19.4 ± 0.2 | 19.5 ± 0.4 | 1.1 ± 0.4 | 2.1 ± 0.4 | 1.7 ± 0.1 |
| Индикаторы растительности | | | | | | | | | |
| ЛбА, % | 85.5 ± 0.5 | 49.9 ± 11.1 | 0.4 ± 0.4 | 94.3 ± 2.5 | 96.8 ± 2.1 | 16.7 ± 8 | 19.3 ± 3.9 | 21.2 ± 9.6 | 21.2 ± 4.8 |
| ЛмА, % | 14.5 ± 0.5 | 25.9 ± 7.5 | 59 ± 1.7 | 4.3 ± 1.4 | 3.2 ± 2.1 | 10.7 ± 1.8 | 2.2 ± 2.2 | 13.8 ± 2.2 | 31.1 ± 1.7 |
| ХвА, % | 0 | 24.1 ± 3.9 | 40.6 ± 1.5 | 1.4 ± 1.1 | 0 | 72.6 ± 9.8 | 83 ± 5.8 | 64.9 ± 7.5 | 47.7 ± 4.6 |
| ЛВ, % | 7.8 ± 2.3 | 15.5 ± 4.5 | 4.2 ± 3 | 34.2 ± 6.8 | 55 ± 6.1 | 46.4 ± 1.1 | 23 ± 11.1 | 40.3 ± 2.2 | 35 ± 5.5 |
| ХвВ , % | 10 ± 5.1 | 42.8 ± 7.1 | 10.8 ± 6.4 | 0.8 ± 0.7 | 0 | 3.6 ± 1.1 | 1.7 ± 1 | 5.8 ± 2.6 | 1.1 ± 0.6 |
| ТС, % | 19.5 ± 2.4 | 32.6 ± 2.9 | 0.7 ± 0.3 | 78.2 ± 1.7 | 77.6 ± 4.1 | 64 ± 4.3 | 16.4 ± 2.7 | 33.4 ± 9.1 | 57.2 ± 0.9 |
| КС, % | 19.9 ± 3 | 27.4 ± 2 | 4.6 ± 0.2 | 3 ± 0.7 | 2.4 ± 0 | 6 ± 2.3 | 28.6 ± 5.1 | 16.6 ± 1.4 | 10.6 ± 0.7 |
| Индикаторы макросапрофагов | | | | | | | | | |
| БмП, г м$^{-2}$ | 2.2 ± 0.8 | 1.7 ± 1.1 | 0.4 ± 0.3 | 0 ± 0 | 1.6 ± 1.3 | 1.8 ± 0.4 | 0 ± 0 | 3.8 ± 0.3 | 5 ± 1.4 |
| БмПП, г м$^{-2}$ | 0.6 ± 0.6 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 4.3 ± 2.9 | 2.3 ± 0.8 | 10.5 ± 4.1 | 0 ± 0 | 1.3 ± 1.3 | 0 ± 0 |
| БмСП, г м$^{-2}$ | 6 ± 2.1 | 6.4 ± 0.7 | 9.9 ± 4.3 | 11.8 ± 3.5 | 5.3 ± 3.1 | 3.6 ± 1.3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| БмН, г м$^{-2}$ | 0 ± 0 | 1.2 ± 0.7 | 7.5 ± 3 | 0 ± 0 | 6.7 ± 4.6 | 4.3 ± 1.4 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Индикаторы экосистемных процессов (L-подгоризонт подстилки) | | | | | | | | | |
| C : N | 23 ± 1 | 25 ± 0 | 25 ± 1 | 27 ± 1 | 26 ± 0 | 21 ± 2 | 32 ± 2 | 22 ± 1 | 19 ± 1 |
| СН, % | 94 ± 0 | 92 ± 0 | 91 ± 1 | 92 ± 0 | 91 ± 0 | 91 ± 1 | 77 ± 1 | 86 ± 1 | 91 ± 1 |
| Индикаторы экосистемных процессов (FH-подгоризонт подстилки) | | | | | | | | | |
| C : N | 18 ± 1 | 20 ± 1 | 23 ± 0 | 20 ± 0 | 18 ± 0 | 19 ± 0 | 29 ± 2 | 20 ± 1 | 16 ± 1 |
| СН, % | 97 ± 0 | 96 ± 0 | 95 ± 0 | 96 ± 0 | 96 ± 0 | 94 ± 0 | 67 ± 6 | 88 ± 2 | 94 ± 2 |
| Индикаторы экосистемных процессов (гумусовый горизонт A) | | | | | | | | | |
| C : N | 12 ± 0 | 12 ± 0 | 11 ± 0 | 11 ± 1 | 11 ± 0 | 13 ± 0 | 20 ± 1 | 16 ± 1 | 13 ± 1 |
| СН, % | 76 ± 3 | 71 ± 9 | 71 ± 9 | 89 ± 2 | 88 ± 0 | 76 ± 8 | 31 ± 3 | 71 ± 16 | 88 ± 4 |
| Запас почвенного углерода | | | | | | | | | |
| FH, C запас, т га$^{-1}$ | 1.3 ± 0.3 | 1.9 ± 0.1 | 1.5 ± 0.1 | 0.1 ± 0 | 0.1 ± 0.1 | 0.8 ± 0.1 | 9.7 ± 0.7 | 3.1 ± 0.2 | 3.5 ± 0.2 |
| 0–50 см, C запас, т га$^{-1}$ | 82.5 ± 4.5 | 82.7 ± 0.8 | 74.9 ± 4.3 | 82.8 ± 7.5 | 67.6 ± 1.1 | 76.2 ± 3.2 | 39 ± 4.7 | 58.2 ± 8.7 | 45 ± 5.9 |

Примечание. ЛбА – вклад проективного покрытия лиственных с быстроразлагаемым опадом в ярусе А; ЛмА – вклад проективного покрытия лиственных с медленно-разлагаемым опадом в ярусе А; ХвА – вклад проективного покрытия хвойных в ярусе А; ЛВ – проективное покрытие лиственных в ярусе В; ХвВ – проективное покрытие хвойных в ярусе В; ТС – проективное покрытие травянистых растений в ярусе С; КС – проективное покрытие древесных растений в ярусе С; БмП – биомасса подстилочной функциональной группы дождевых червей; БмПП – биомасса почвенно-подстилочной функциональной группы дождевых червей; БмСП – биомасса собственно-подстилочной функциональной группы дождевых червей; БмН – биомасса норной функциональной группы дождевых червей; СН – степень насыщенности основаниями; * – возраст древостоя.

типах лесов Москворецко-Окской равнины (МОР), на песчаных – в трех типах лесов Брянского полесья (БП). В 2016 г. в каждом типе леса заложено по три постоянных пробных площади размером 0.25 га; всего заложено 27 пробных площадей.

Подробное физико-географическое, геоботаническое описание всех объектов исследования, а также детальная характеристика макросапрофагов и почв, геоботанические, зоологические методы и методы химического анализа почв изложены в ряде недавних работ (Аккумуляция ..., 2018; Горнов и др., 2018; Казакова и др., 2018, Шевченко и др., 2019; Кузнецова и др., 2019; Гераськина, 2020).

К информативным ***индикаторам участия растительности*** в формировании лесами функции регулирования цикла углерода можно отнести проективное покрытие функциональных групп растений, различающихся по качеству опада, и, соответственно, по скорости его разложения. Качество опада учитывается через выделение трех функциональных групп по преобладанию в проективном покрытии в ярусе А древесных растений: (1) хвойные; лиственные с быстро- (2) и медленноразлагаемым (3) опадом. В качестве индикаторов выбрана доля этих групп растений. Оценивали также проективное покрытие разных функциональных групп деревьев и кустарников из яруса В: хвойных и лиственных. Растения напочвенного покрова (ярус С) могут также вносить существенный вклад в регулирование цикла углерода. К индикаторам первой группы растений этого яруса отнесено проективное покрытие кустарничков, кустарников и деревьев (КС) с низким качеством опада, к индикаторам второй группы – проективное покрытие травянистых, т.е. злаков, осок, всех трав (ТС) с высоким качеством опада. Всего в каждом типе леса сделано по 11 геоботанических описаний (20 × 20 м), на основе которых и выявлено участие растений с разным качеством опада.

Доля лиственных растений с быстроразлагаемым опадом в покрытии яруса А лесов на песчаных почвообразующих породах (БП) варьирует в среднем незначительно – от 19 до 21%, тогда как в лесах на суглинках вариации существенно больше: МОР – от 17 до 97%, СЗК – от 0.4 до 86% (табл. 1). Доля лиственных растений с медленно разлагаемым опадом в покрытии яруса А лесов БП варьирует значительно, от 2 до 31%, на суглинках МОР – от 3 до 11%, СЗК – от 15 до 59%. Доля хвойных в покрытии яруса А лесов БП варьирует от 48 до 83%, на суглинках МОР – от 0 до 73%, СЗК – от 0 до 41%. Таким образом, в целом различия в участии растений с опадом разного качества между разными типами леса в трех регионах весьма велики, но для формирования экосистемных процессов, связанных с циклом углерода, важно учитывать распределение растений с разным качеством опада на одних и тех же объектах.

На объектах БП наиболее равномерное распределение в ярусе А древесных растений с разным качеством опада наблюдается в сосняках сложных и полидоминантных широколиственных лесах. При этом в обоих типах леса в ярусе В доминируют лиственные растения и хорошо развит травяной покров. Напротив, сосняки кустарничково-зеленомошные отличаются ярким доминированием в ярусе А сосны (вклад 83%), подрост лиственных не развит, в ярусе С доминируют древесные, кустарники и кустарнички.

В липовых лесах МОР с выраженным доминированием липы во всех ярусах представлены в основном растения с быстроразлагаемым опадом, тогда как в дубово-еловых лесах растения с разным качеством опада распределены более равномерно. Липово-березовые леса с доминированием березы по качеству опада занимают промежуточное положение. Отношение лигнин : N в стареющих листьях березы достигает 21, тогда как в стареющих листьях липы не превышает 13 (Jabiol et al., 2019), и поэтому по скорости разложения листья березы существенно уступают листьям липы, которые, как правило, не успевают сформировать выраженный подгоризонт опада из-за быстрой переработки почвенной биотой.

На объектах СЗК в осиново-грабовых лесах практически отсутствуют хвойные и доминируют лиственные растения с быстроразлагаемым опадом листьев граба (86%), который отличается узким отношением лигнин : N – 9 (Jabiol et al., 2019). В пихтово-буково-грабовых лесах растения с разным качеством опада распределены более равномерно. В пихтово-буковых лесах в ярусе А доминируют лиственные (59%) и хвойные (41%) с медленно разлагаемым опадом. В осиново-грабовых и пихтово-буково-грабовых лесах развит травяной покров, тогда как в темных пихтово-буковых лесах травяной покров не развит. Таким образом, во всех трех регионах функционируют типы леса с разным соотношением функциональных групп растений с быстро- и медленноразлагаемым опадом.

К информативным ***индикаторам участия почвенной биоты*** в формировании хвойно-широколиственными лесами функции регулирования цикла углерода можно отнести состав и биомассу функциональных групп доминирующих по биомассе почвенных макросапрофагов – дождевых червей. На исследуемых объектах равнинных и горных лесов отобрано около 300 проб: БП – 90, МОР – 60, СЗК – 144 пробы размерами 25 × 25 см, глубиной 30 см. Полевые работы выполнены в весенне-летние периоды 2016 и 2018 гг. Проведен количественный учет макросапрофагов и измерена их биомасса. Морфо-экологические (функци-

ональные) группы дождевых червей приведены согласно Т.С. Перель (1979): подстилочная, почвенно-подстилочная, собственно почвенная и норная группы.

Биомасса дождевых червей в лесах БП изменяется в среднем от 0 до 5 г м$^{-2}$ , на суглинках МОР – от 16 до 20 г м$^{-2}$, на суглинках СЗК – от 9 до 18 г м$^{-2}$. Несмотря на благоприятный гранулометрический состав для дождевых червей в почвах СЗК, показатель биомассы в лесах этого региона широко варьирует и его наименьшие значения близки к биомассе червей в лесах БП, что, прежде всего, связано с редким, но существенно подрывающим популяции дождевых червей явлением – пересыханием почвы в летний сезон (Geraskina, Shevchenko, 2021). При этом в лесах БП представлена в основном функциональная группа подстилочных червей, что объясняется неблагоприятным для развития других групп гранулометрическим (песчаным) составом почвообразующих пород, тогда как в лесах МОР и СЗК, формирующихся на суглинках, представлены все четыре функциональные группы.

Для разработки классификации лесов по эффективности выполнения ими функции регулирования цикла углерода целесообразно предложить интегральные ***индикаторы экосистемных процессов***, связанных с секвестрацией углерода в почвах, отражающих участие биоты в формировании этих процессов. К таким информативным и просто измеряемым индикаторам экосистемных процессов, протекающих в почве, можно отнести отношение C : N в аккумулятивных горизонтах почв (подгоризонты L и FH подстилки и гумусовый горизонт A) и степень насыщенности их основаниями. Чем меньше отношение C : N в аккумулятивных горизонтах и чем выше степень их насыщенности основаниями, тем быстрее идут процессы разложения органического вещества и, соответственно, это может приводить к более интенсивной эмиссии углекислого газа и миграции соединений углерода с почвенными водами в нижние минеральные горизонты и их выносу за пределы биогеоценоза. Результат взаимодействия всех этих процессов и многолетней секвестрации соединений углерода может оцениваться на основе запаса углерода в подстилке и минеральных слоях почв. Для оценки этих индикаторов в каждом типе леса отобрано по 36 образцов подстилки и гумусового горизонта A.

Отношение C : N варьирует в среднем от 23 до 25 в подгоризонте подстилки L, от 18 до 23 в подгоризонте подстилки FH и от 11 до 12 в горизонте A почв лесов СЗК; от 21 до 27 в L, от 18 до 20 в FH и от 11 до 13 в горизонте A почв лесов МОР; от 19 до 32 в L, от 15 до 29 в FH и от 13 до 20 в горизонте A почв лесов БП. По этому отношению выделяются сосновые леса БП, где и в подстилке, и в гумусовом горизонте оно значительно больше. В других типах леса БП отношение C : N в подстилке сопоставимо с лесами на суглинках, но в гумусовом горизонте A оно во всех типах леса БП больше, чем в лесах на суглинках.

Степень насыщенности основаниями варьирует в среднем от 91 до 94% в L подгоризонте, от 95 до 97% в FH и от 71 до 76% в горизонте A почв лесов СЗК; от 91 до 92% в L, от 94 до 96% в FH и от 76 до 89% в горизонте A почв лесов МОР; от 77 до 91% в L, от 67 до 94% в FH и от 31 до 88% в горизонте A почв лесов БП. Таким образом, по степени насыщенности основаниями также выделяются сосновые леса БП, где этот показатель и в подстилке, и в гумусовом горизонте значительно меньше.

Запасы почвенного углерода изменяются в среднем от 1 до 2 т га$^{-1}$ в подстилке (FH) и от 75 до 83 т га$^{-1}$ в слое 0–50 см в почвах лесов СЗК, от 0.1 до 1 т га$^{-1}$ в подстилке (FH) и от 68 до 83 т га$^{-1}$ в слое 0–50 см в почвах лесов МОР, и от 3 до 10 т га$^{-1}$ в подстилке (FH) и от 39 до 59 т га$^{-1}$ в слое 0–50 см в почвах лесов БП. При этом запасы углерода в древесной биомассе увеличивались с возрастом древостоев особенно значительно на объектах СЗК: от 109 т га$^{-1}$ в самых молодых осиново-грабовых лесах до 127 т га$^{-1}$ в пихтово-буково-грабовых и 482 т га$^{-1}$ в пихтово-буковых лесах. На объектах БП изменения запасов углерода в древесной биомассе с возрастом древостоя также были весьма значительны: от 77 т га$^{-1}$ в сосняках кустарничково-зеленомошных до 209 т га$^{-1}$ в полидоминантных широколиственных лесах. Гораздо менее выраженное увеличение запаса углерода в древесной биомассе с возрастом древостоя демонстрируют леса МОР: от 159 до185 т га$^{-1}$.

Таким образом, самые высокие запасы углерода в подстилке демонстрируют леса БП, которые, напротив, отличаются небольшими запасами углерода в минеральном слое 0–50 см. Во всех регионах наименьшие запасы углерода в этом слое почвы обнаруживаются в типах леса с выраженным доминированием одной функциональной группы: или с быстро-, или с медленноразлагаемым опадом. Среди объектов МОР менее значительные запасы углерода в минеральном слое 0–50 см обнаруживаются в лесах с доминированием липы, среди объектов БП – в лесах с доминированием сосны (сосняки кустарничково-зеленомошные), а на объектах СЗК – в пихтово-буковых лесах с доминированием пихты и бука, отличающихся низким качеством опада, хотя запас древесины и количество древесного опада здесь отличаются самыми высокими значениями (Аккумуляция ...., 2018).

Запасы углерода в почвах, в отличие от его запаса в древесной биомассе, не связаны с возрастом древостоев. Доля почвенного углерода от

суммарного запаса углерода в древесной биомассе и почвах, включая подстилку, снижалась с возрастом древостоев от 43 до 14% на объектах СЗК и от 39 до 19% на объектах БП и составляла 29–30% на всех объектах МОР. В пихтово-буковых лесах СЗК и в полидоминантных широколиственных лесах БП, формируемых самыми высоковозрастными древостоями, запасы почвенного углерода оказались относительно невысокими. В пихтово-буковых лесах, возраст древостоя которых достигает 450 лет и более, это можно объяснить комбинированным действием нескольких факторов: (1) значительный объем осадков (2000 мм), т.е. климатический фактор, (2) хорошо известный низкий уровень транспирации деревьями бука (биотический фактор), что вместе с первым фактором приводит к развитию процессов оглеения, промывания почвенного профиля и выносу соединений углерода из почв, и (3) медленноразлагаемый опад бука и пихты (биотический фактор). О высокой влагонасыщенности минерального профиля в этих лесах свидетельствуют и большая численность и биомасса норных червей, функционирующих в глубоких почвенных слоях (Гераськина, 2018).

В полидоминантных широколиственных лесах БП значительная мощность элювиальных горизонтов, достигающая 50 см, также свидетельствует о периодическом промывании почвенного профиля и выносе соединений углерода из почв, которые не компенсируются действием быстроразлагаемых компонентов опада лиственных древесных растений и трав. Таким образом, результаты данных исследований подтверждают, что водный режим, наряду с биотическими факторами и другими абиотическими факторами, может играть значительную роль в формировании почвенного пула углерода лесов и регулировании цикла углерода в лесах.

Для оценки вклада предикторов – индикаторов растительности, дождевых червей и экосистемных процессов, а также почвообразующих пород в варьирование запасов почвенного углерода выбран ***метод иерархического разложения*** (Chevan, Sutherland, 1991). Данный метод основан на разложении $R^2$ согласно иерархии всех возможных линейных моделей, которые можно построить с данным набором предикторов. Иерархическое разложение не ставит целью нахождение лучшей модели или некоторого оптимального набора предикторов, но позволяет оценить относительные вклады предикторов в вариацию отклика. Существенным свойством метода, важным и в настоящей работе, является его способность нивелировать проблему мультиколлинеарности предикторов. Для каждого предиктора рассчитываются два вида вкладов: 1) независимый и 2) совместный, проявляемый в присутствии других предикторов. Последний может принимать отрицательные значения, если среди предикторов есть “супрессоры” (Chevan, Sutherland, 1991). На рис. 1–2 даны два вида вкладов и $R^2$ для полной модели (в скобках значение $R^2$, скорректированного на число предикторов). Проценты по оси ординат рассчитаны от дисперсии, объясненной моделью, а не от общей вариации в данных. Анализ выполнен с помощью пакета *hier.part* (Mac Nally, Walch, 2004) в среде статистического программирования R (R Core Team, 2020).

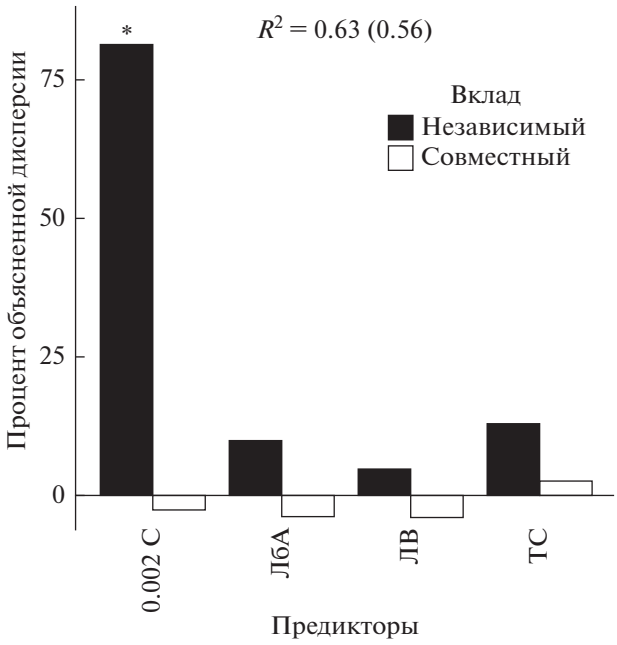



**Рис. 1.** Вклад основных предикторов в дисперсию биомассы дождевых червей. Предикторы: 0.002 – содержание глинистых частиц, ЛбА – вклад проективного покрытия лиственных с быстроразлагаемым опадом в ярусе А, ЛВ – проективное покрытие лиственных в ярусе В, ТС – проективное покрытие травянистых растений в ярусе С.

В качестве отклика выбран запас углерода в подстилке и минеральных слоях почв. В качестве предикторов оценивали долю частиц меньше 0.002 мм в почвообразующих породах как характеристику гранулометрического состава, индикаторы функционального разнообразия растительности (ярусы А, В и С), позволяющие учитывать как количество (проективное покрытие), так и качество опада, а также отношение C : N, степень насыщенности основаниями аккумулятивных горизонтов почв (подстилки и гумусового горизонта А).

Биомасса и функциональное разнообразие дождевых червей также рассматривались как отклик, поскольку их функционирование лимитируется гранулометрическим составом почвообразующих пород и обусловлено качеством опада. С другой стороны, биомасса червей рассматривается как предиктор, поскольку черви значительно влияют на реализацию рассматриваемых экосистемных

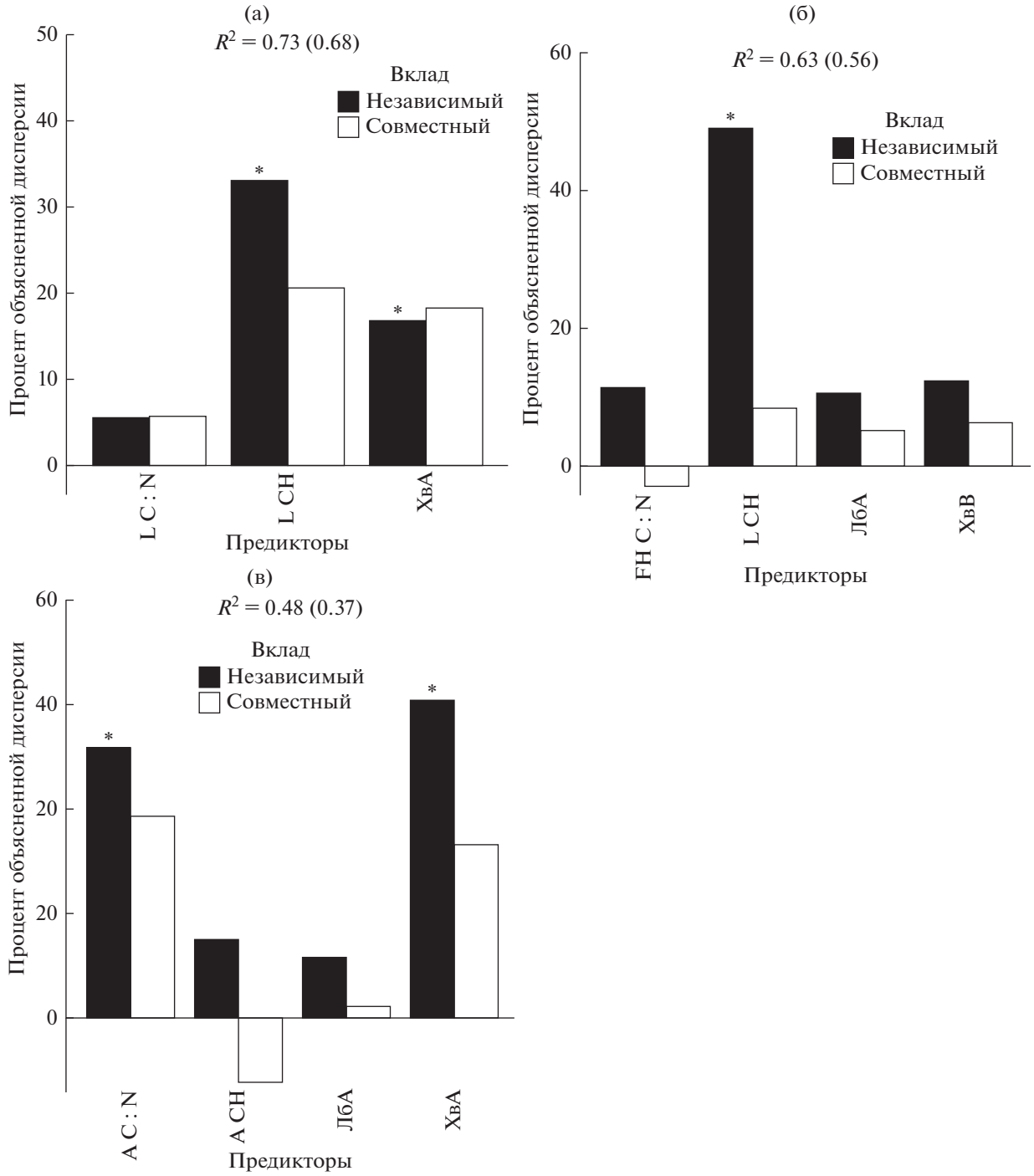



**Рис. 2.** Вклад основных предикторов в дисперсию запаса углерода в почвах. Предикторы: LCH – степень насыщенности основаниями в подгоризонте L подстилки, L C : N – отношение углерода к азоту в подгоризонте L подстилки, ХвА – вклад проективного покрытия хвойных в ярусе А, FH C : N – отношение углерода к азоту в подгоризонте FH подстилки, ЛбА – вклад проективного покрытия лиственных с быстроразлагаемым опадом в ярусе А, ХвВ – проективное покрытие хвойных в ярусе В, A CH – отношение углерода к азоту в горизонте А, A CH – степень насыщенности основаниями в горизонте А. Отклики: а – запасы углерода подстилки, б – запасы углерода в минеральном слое 0–50 см, в – запасы углерода в минеральном слое 15–50 см.

процессов и, соответственно, накопление углерода в почвах. К переменным применялись необходимые преобразования для выполнения статистических требований общей линейной модели.

Наиболее значимые предикторы секвестрации углерода в почвах выявлялись на основе иерархического анализа вкладов потенциальных предикторов. Анализ предикторов биомассы червей как

отклика с учетом объектов всех трех регионов показал, что, как и следовало ожидать, доля глинистых частиц в почвообразующей породе вносит наибольший вклад в дисперсию биомассы червей (около 80%), а совокупный индивидуальный вклад растений с быстроразлагаемым опадом из всех трех ярусов составляет около 20% (рис. 1). При этом связь биомассы червей со всеми этими предикторами положительная.

Существенный вклад (от 30 до 50%) в дисперсию запасов углерода и в FH подгоризонте подстилки, и в минеральном слое 0–50 см (рис. 2а, 2б) вносит качество опада (L подгоризонт подстилки), а именно, степень его насыщенности основаниями: чем выше степень насыщенности опада основаниями, тем меньше запас подстилки и, соответственно, запас углерода в ней и, напротив, тем больше запас углерода в минеральных горизонтах почв, в которые мигрируют соединения углерода из богатого основаниями быстро разлагающегося опада. Вклад функциональных групп растений с опадом разного качества в дисперсию запасов углерода может достигать от 18% в подстилке до 25% (совокупный вклад) в минеральном полуметровом слое. Связь вариации запасов углерода в подстилке со вкладом в общее проективное покрытие хвойных растений с медленноразлагаемым опадом положительная. Запасы в минеральном слое 0–50 см положительно связаны со вкладом растений с быстроразлагаемым опадом и отрицательно – со вкладом растений с медленно разлагаемым опадом.

Обнаруживается также связь между отношением C : N в гумусовом горизонте A и запасами почвенного углерода: чем меньше отношение C : N в гумусовом горизонте A, тем больше запас углерода в нижележащих минеральных горизонтах почв (слой 15–50 см) (рис. 2в). При этом между отношением C : N в подгоризонтах L и FH подстилки и в гумусовом горизонте A существует тесная положительная связь ($r > 0.5–0.7$). Это подтверждает, что отношение C : N в нижних подгоризонтах подстилки (FH) и в гумусовом горизонте A наследуется из опада (L).

Таким образом, качество опада разных функциональных групп вносит существенный вклад в аккумуляцию почвенного углерода. Можно было ожидать, что чем интенсивнее поток органического вещества из опада и подстилки, обеспечиваемый в первую очередь растениями с быстроразлагаемым опадом высокого качества, тем больше углерода накапливается в минеральных слоях почвы. Однако наибольший уровень аккумуляции почвенного углерода обнаруживается в лесах с более равномерным распределением растений с разным качеством опада. Объяснить это можно следующим образом. Дождевые черви, являющиеся активными переработчиками опада, влияющими и на функционирование грибов, формируют функциональные группы (подстилочные, почвенно-подстилочные, собственно почвенные и норные), связанные как с подстилкой, так и с минеральными горизонтами почв. Подстилка для части из них является не только источником питания, но и местообитанием, и для оптимального функционирования червей сохранение подстилки имеет ключевое значение. Показано, что для дождевых червей более благоприятен смешанный хвойно-лиственный опад, формируемый растительностью разных ярусов, так как за счет трудноразлагаемых фракций сохранится подстилка, которая служит местообитанием дождевым червям, а легкоразлагаемые фракции – трофическим ресурсом высокого качества (Sariyildiz, 2008; Sariyildiz, Küçük, 2008; Гераськина, 2020). При высокой скорости разложения быстроразлагаемого опада уровень эмиссии углекислого газа может быть высоким, но благодаря деятельности дождевых червей соединения углерода закрепляются в почвах за счет обеспечения процессов гумусообразования и переноса органического вещества почвы в более глубокие горизонты в результате роющей деятельности (Frouz et al., 2013). Поэтому дождевые черви играют ключевую роль в экосистемных процессах, способствующих накоплению углерода в экосистемах. В лесах с более равномерным распределением растений с разным качеством опада для таких активных переработчиков опада, как дождевые черви, складываются более благоприятные условия для функционирования, что в итоге приводит к повышению эффективности экосистемных процессов, обеспечивающих секвестрацию почвенного углерода в этих лесах.

Широкомасштабная оценка взаимосвязей между растительностью, почвенной биотой и всеми экосистемными процессами, связанными с продуцированием и разложением органического вещества, позволит классифицировать леса по эффективности выполнения ими функции регулирования цикла углерода, что является актуальной научной задачей в связи с изменениями климата.

Важнейшей проблемой является поиск информативных показателей экосистемных процессов, обеспечивающих и другие экосистемные функции. Эти оценки позволят создать функциональную классификацию лесов с учетом взаимосвязей (синергии и компромиссы) между всеми функциями.

**Заключение.** Разработка функциональной классификации лесов является актуальной проблемой. Такая классификация может быть разработана на основе оценки эффективности выполнения различных экосистемных функций лесами разных типов/стадий сукцессий. Одним из подходов к оценке эффективности функции регули-

рования цикла углерода в лесах является изучение взаимосвязей между представителями биоты разных трофических уровней, отвечающих как за продуцирование органического вещества, так и его разложение и секвестрацию в почвах, где депонируется значительная часть экосистемного углерода. Проведенные исследования в хвойно-широколиственных лесах демонстрируют, что самым низким уровнем аккумуляции почвенного углерода отличаются леса на песчаных почвах, характеризующиеся небольшим функциональным разнообразием и низкой биомассой дождевых червей. Высоким запасом углерода в почвах, формирующихся как на суглинках, так и на песках, отличаются хвойно-широколиственные леса с более равномерно распределенным составом растений с разным качеством опада. Это объясняется благоприятными трофическими и топическими условиями для функционирования почвенной биоты, прежде всего дождевых червей, которые являются активными переработчиками опада в этих лесах.

Широкомасштабные исследования взаимосвязей между растительностью, почвенной биотой и экосистемными процессами как в хвойно-широколиственных, так и в доминирующих в России бореальных лесах, открывают перспективу развития классификации лесов по эффективности выполнения ими функции регулирования цикла углерода. Участие лесов в экосистемных процессах, связанных с формированием цикла углерода, может оцениваться на основе несложно измеряемых индикаторов. Для таких оценок могут использоваться существующие и новые данные геоботанических описаний и исследований почвенной биоты в лесах, а также анализ связей между ними. При этом необходимо учитывать абиотические факторы, к которым относятся климатические условия, почвообразующие породы, рельеф, водный режим.

Разработка подходов к оценке эффективности выполнения различных экосистемных функций лесами разных типов, идентифицированных в России на основе классификаций растительности, позволит создать функциональную классификацию лесов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Аккумуляция углерода в лесных почвах и сукцессионный статус лесов / Под ред. Лукиной Н.В. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2018. 232 с.

*Алексеев Е.В.* Типы Украинского леса. Правобережье. Киев, 1928. 120 с.

*Бабенко А.С.* Почвенные беспозвоночные как индикаторы состояния территории // Геохимия живого вещества: материалы Международной молодежной школы-семинара (2–5 июня 2013 г., г. Томск). Томск, 2013. С. 40–42.

*Барталев С.А., Стыценко Ф.В.* Спутниковая оценка гибели древостоев от пожаров по данным о сезонном распределении пройденной огнем площади // Лесоведение. 2021. № 2. С. 115–122.

*Бобровский М.В.* Лесные почвы Европейской России: биотические и антропогенные факторы формирования. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. 359 с.

*Браславская Т.Ю., Заугольнова Л.Б.* Классификация и типология лесной растительности как инструмент исследования лесного покрова // Методические подходы к экологической оценке лесного покрова в бассейне малой реки. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. С. 56–71.

*Гераськина А.П.* Преобразования комплекса дождевых червей в ходе послерубочных сукцессий в лесах Северо-Западного Кавказа // Вопросы лесной науки. 2018. № 1. С. 1–14.
https://doi.org/10.31509/2658-607x-2018-1-1-1-14

*Гераськина А.П.* Влияние дождевых червей разных морфо-экологических групп на аккумуляцию углерода в лесных почвах // Вопросы лесной науки. 2020. Т. 3. № 2. С. 1–20.
https://doi.org/10.31509/2658-607x-2020-3-2-1-20

*Гиляров М.С.* Учет крупных беспозвоночных (мезофауны) // Методы почвенно-зоологических исследований. М.: Наука, 1975. С. 12–29.

*Горнов А.В., Горнова М.В., Тихонова Е.В., Шевченко Н.Е., Кузнецова А.И., Ручинская Е.В., Тебенькова Д.Н.* Оценка сукцессионного статуса хвойно-широколиственных лесов европейской части России на основе популяционного подхода // Лесоведение. 2018. № 4. С. 243–257.
https://doi.org/10.1134/S0024114818040083

*Заугольнова Л.Б.* Подходы к оценке типологического разнообразия лесного покрова // Мониторинг биологического разнообразия лесов России: методология и методы. М.: Наука, 2008. С. 36–58.

*Заугольнова Л.Б., Мартыненко В.Б.* Определитель типов леса Европейской России URL: http://cepl.rssi.ru/bio/forest/index.htm (дата обращения 01.05.2021).

*Казакова А.И., Семиколенных А.А., Горнов А.В., Горнова М.В., Лукина Н.В.* Влияние растительности на лабильные характеристики лесных почв зандровых местностей заповедника “Брянский лес” // Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение. 2018. № 3. С. 9–15.

*Каяндер А.К.* Сущность и значение типов леса. М.: Гослестехиздат, 1933. 36 с.

Классификация и диагностика почв России / Сост. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

*Кузнецова А.И., Лукина Н.В., Тихонова Е.В., Горнов А.В., Горнова М.В., Смирнов В.Э., Гераськина А.П., Шевченко Н.Е., Тебенькова Д.Н., Чумаченко С.И.* Аккумуляция углерода в песчаных и суглинистых почвах равнинных хвойно-широколиственных лесов в ходе восстановительных сукцессий // Почвоведение. 2019. № 7. С. 803–816.
https://doi.org/10.1134/S0032180X19070086

*Курганова И.Н.* Эмиссия и баланс диоксида углерода в наземных экосистемах России: дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.27; 03.00.16. М.: МГУ, 2010. 325 с.

*Лукина Н.В., Ершов В.В., Горбачева Т.Т., Орлова М.А. (Данилова М.А.), Исаева Л.Г., Тебенькова Д.Н.* Оценка состава почвенных вод северо-таежных хвойных лесов фоновых территорий индустриально развитого региона // Почвоведение. 2018. № 3. С. 284–296. https://doi.org/10.7868/S0032180X18030036

*Перель Т.С.* Распространение и закономерности распределения дождевых червей фауны СССР. М.: Наука, 1979. 272 с.

*Погребняк П.С.* Лесорастительные условия левобережного Полесья // Труды по опытному лесному делу Украины. 1928. № 10. С. 46–78.

*Погребняк П.С.* Основы лесной типологии. К.: Изд-во АН УССР, 1955. 452 с.

Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России / Под ред. Г.А. Заварзина. М.: Наука, 2007. 315 с.

*Розанов Б.Г.* Морфология почв. М.: Академический проект, 2004. 432 с.

*Смирнова О.В., Ханина Л.Г., Смирнов В.Э.* Эколого-ценотические группы в растительном покрове лесного пояса Восточной Европы // Восточноевропейские леса: история в голоцене и современность. Кн. 1. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. С. 165–175.

*Сукачев В.Н., Дылис Н.В.* Основы лесной биогеоценологии. М.: Наука, 1964. 574 с.

*Тебенькова Д.Н., Лукина Н.В., Данилова М.А., Кузнецова А.И., Горнов А.В., Шевченко Н.Е., Катаев А.Д., Гагарин Ю.Н., Чумаченко С.И.* Мультифункциональность и биоразнообразие лесных экосистем // Лесоведение. 2019. № 5. С. 341–356. https://doi.org/10.1134/S0024114819050115

*Уткин А.И.* Биологическая продуктивность лесов (методы изучения и результаты) // Лесоведение и лесоводство. 1975. Т. 1. С. 9–190.

*Холхоева Л.С.* Некоторые особенности распространения дождевых червей по типам почв Левобережной Украины // Известия Харьковского энтомологического общества. 1993. Т. 2. № 1. С. 125–130.

Ценофонд лесов Европейской России. URL: http://cepl.rssi.ru/bio/flora/main.htm (дата обращения 28.06.2021).

*Чернов Ю.И.* Природная зональность и животный мир суши. М.: Наука, 1975. 225 с.

*Шевченко Н.Е., Кузнецова А.И., Тебенькова Д.Н., Смирнов В.Э., Гераськина А.П., Горнов А.В., Тихонова Е.В., Лукина Н.В.* Сукцессионная динамика запасов почвенного углерода и растительности хвойно-широколиственных лесов Северо-Западного Кавказа // Лесоведение. 2019. № 3. С. 163–176. https://doi.org/10.1134/S0024114819030082

*Berg B., McClaugherty C.* Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Springer Cham, 2020. 332 p. https://doi.org/10.1007/978-3-030-59631-6

*Cadisch G., Giller K.E.* Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition. Wallingford: CAB International, 1997. 432 p.

*Cao J., Wang C., Dou Z., Liu M., Ji D.* Hyphospheric impacts of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungus on soil bacterial community to promote oxytetracycline degradation // J. Hazard Mater. 2018. V. 341. P. 346–354. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.07.038

*Chevan A., Sutherland M.* Hierarchical partitioning // The American Statistician. 1991. V. 45. P. 90–96.

*Cornelissen J.H., Lang S.I., Soudzilovskaia N.A., During H.J.* Comparative cryptogam ecology: A review of bryophyte and lichen traits that drive biogeochemistry // Annals of Botany. 2007. V. 99. P. 987–1001.

*Framstad E., Wit H., Mäkipää R., Larjavaara M., Vesterdal L., Karltun E.* Biodiversity, Carbon Storage and Dynamics of Old Northern Forests. Copenhagen, Denmark. 2013. https://doi.org/10.6027/TN2013-507

*Frouz J., Livečková M., Albrechtová J., Chroňáková A., Cajthaml T., Pižl V., Háněl L., Starý J., Baldrian P., Lhotáková Z., Šimáčková H., Cepáková Š.* Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites // Forest Ecology and Management. 2013. V. 309. P. 87–95. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013

*Geraskina A., Shevchenko N.* Distribution of epi-endogeic and endogeic earthworm species (Oligochaeta: Lumbricidae) in the forest belt of the Northwest Caucasus // Zootaxa. 2021. V. 4975. № 3. P. 561–573. https://doi.org/10.11646/zootaxa.4975.3.6

*Huang W., Gonzalez G., Zou X.* Earthworm abundance and functional group diversity regulate plant litter decay and soil organic carbon level: A global meta-analysis // Applied Soil Ecology. 2020. V. 150. P. 1–15. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103473

*Jabiol J., Lecerf A., Lamothe S., Gessner M., Chauvet E.* Litter quality modulates effects of dissolved nitrogen on leaf decomposition by stream microbial communities // Microbial Ecology. 2019. V. 77. № 4. P. 959–966. 1007/s00248-019-01353-3

*Krishna M.P., Mohan M.* Litter decomposition in forest ecosystems: a review // Energy, Ecology and Environment. 2017. V. 2. № 4. P. 236–249.

*Kurakov A.V., Kharin S.A., Byzov B.A.* Changes in the composition and physiological and biochemical properties of fungi during passage through the digestive tract of earthworms // Biological Bulletin. 2016. V. 43. P. 290–299. https://doi.org/10.1134/S1062359016040075

*Kurbatova J., Tatarinov F., Molchanov A., Varlagin A., Avilov V., Kozlov D., Valentini R.* Partitioning of ecosystem respiration in a paludified shallowpeat spruce forest in the southern taiga of European Russia // Environmental Research Letters. 2013. V. 8. № 4. P. 045028.

*Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Rossi J.P.* Soil invertebrates and ecosystem service // European Journal of Soil Biology. 2006. V. 42. P. 3–15.

*Mac Nally R., Walsh C.* Hierarchical partitioning public-domain software // Biodiversity and Conservation. 2004. V. 13. № 3. P. 659–660.

*Manning P., Taylor G., Hanley M.E.* Bioenergy, food production and biodiversity – an unlikely alliance? // Global Change Biology Bioenergy. 2015. V. 7. № 4. P. 570–576. https://doi.org/10.1111/gcbb.12173

Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis. Washington, DC: Island Press. 2005. URL: http://www.millenniumassessment.org/en/Reports.aspx# (дата обращения 28.06.2021).

*Mordkovich V.G.* Zoological diagnostics of soils: Imperatives, purposes, and place within soil zoology and pedology // Biology Bulletin Reviews. 2014. V. 4. № 5. P. 404–411.

*Pérez-Harguindeguy N.* Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina // Plant and Soil. 2000. V. 218. № 1. P. 21–30.

R Core Team R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. 2020. URL: https://www.R-project.org/

*Salemaa M., Derome J., Nojd P.* Response of boreal forest vegetation to the fertility status of the organic layer along a climatic gradient // Boreal Environment Research. 2008. V. 13. Suppl. B. P. 48–66.

*Sariyildiz T.* Effects of tree canopy on litter decomposition rates of *Abies nordmanniana, Picea orientalis* and *Pinus sylvestris* // Scandinavian J. Forest Research. 2008. V. 23. № 4. P. 330–338.
https://doi.org/10.1080/02827580802275816

*Sariyildiz T., Küçük M.* Litter mass loss rates in deciduous and coniferous trees in Artvin, northeast Turkey: Relationships with litter quality, microclimate, and soil characteristics // Turkish J. Agriculture and Forestry. 2008. V. 32. № 6. P. 547–559.

*Schelfhout S., Mertens J., Verheyen K., Vesterdal L., Baeten L., Muys B., De Schrijver A.* Tree species identity shapes earthworm communities // Forests. 2017. V. 8. № 3. P. 85.

*Spurgeon D.J., Keith A.M., Schmidt O., Lammertsma D.R., Faber J.H.* Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties // BMC Ecology. 2013. V. 13. № 1. P. 46.
https://doi.org/10.1186/1472-6785-13-46

*Staaf H.* Foliage litter turnover and earthworm populations in three beech forests of contrasting soil and vegetation types // Oecologia. 1987. V. 72. № 1. P. 58–64.

*Zhang W., Chen D., Zhao C.* Functions of earthworm in ecosystem // Biodiversity Science. 2007. V. 15. № 2. P. 142–153.
https://doi.org/10.1360/biodiv.060294

# Forests' Functional Classification: Relevance and Approaches to Development

**N. V. Lukina[1,#], A. P. Geraskina[1], A. I. Kuznetsova[1], V. E. Smirnov[1], A. V. Gornov[1], N. Ye. Shevchenko[1], Ye. V. Tikhonova[1], D. N. Tebenkova[1], and Ye. V. Basova[1]**

*[1]Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences, Profsoyuznaya st., 84/32, bldg. 14, Moscow, 117997 Russia*

**E-mail: nvl07@yandex.ru*

The article substantiates the relevance of the development of a forests' functional classification based on the efficiency of their ecosystem functions' performance. Using the example of nine types of coniferous-deciduous forests that dominate the European part of Russia, functioning in autonomous landscape positions, a possible approach to assessing their performance in terms of the carbon cycle regulation function is demonstrated based on the relationships between informative indicators of the composition of vegetation, the soil macrofauna, and the ecosystem processes associated with the soil carbon sequestration. The lowest level of soil carbon accumulation is characteristic for coniferous-broad-leaved forests on sandy soils, with low functional diversity and low biomass of earthworms. A higher stock of soil carbon was found in forests with a composition of vegetation with a more even ratio of plants' functional groups with rapidly and slowly decaying litter. This is due to the creation of trophic and topical conditions favourable for the functioning of earthworms, who are in turn active processors of litter in coniferous-deciduous forests. A large-scale assessment of the relationship between vegetation, soil biota and ecosystem processes that forms the regulating function of carbon cycle in Russian forests is an urgent scientific task due to the looming problems of climate change. Based on the effectiveness assessment of various ecosystem functions' supply by forests of different types, identified in Russia using vegetation classifications, a functional forest classification can be created.

*Keywords: coniferous-deciduous forests, functional classification, carbon, vegetation, earthworms, functional groups.*

**Acknowledgements:** The study has been conducted within the framework of the State Contract № AAAA-A18-118052590019-7 with CEFP RAS.

## REFERENCES

*Akkumulyatsiya ugleroda v lesnykh pochvakh i suktsessionnyi status lesov* (Carbon accumulation in forest soils and forest succession status), Moscow: Tovarishchestvo nauchnykh izdanii KMK, 2018, 232 p.

Alekseev E.V., *Tipy Ukrainskogo lesa. Pravoberezh'e* (Types of the Ukrainian forest. Right bank), Kiev: 1928, 120 p.

Babenko A.C., Pochvennye bespozvonochnye kak indikatory sostoyaniya territorii (Soil invertebrates as indicator of territory pollution), *Geochemistry of living substance*, Proc. of International youth school, Tomsk, June 2–5, 2013, Tomsk, 2013, pp. 40–42.

Bartalev S.A., Stytsenko F.V., Sputnikovaya otsenka gibeli drevostoev ot pozharov po dannym o sezonnom raspredelenii proidennoi ognem ploshchadi (An assessment of the forest stands destruction by fires based on the remote sensing data on a seasonal distribution of burnt areas), *Lesovedenie*, 2021, No. 2, pp. 115–122.

Berg B., McClaugherty C., *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*, Springer Cham, 2020, 332 p.

Bobrovskii M.V., *Lesnye pochvy Evropeiskoi Rossii. Biotich-eskie i antropogennye faktory formirovaniya* (Forest soil in European Russia: biotic and anthropogenic factors in pedogenesis), M.: KMK, 2010, 359 p.

Braslavskaya T.Y., Zaugol'nova L.B., Klassifikatsiya i tipologiya lesnoi rastitel'nosti kak instrument issledovaniya lesnogo pokrova (Classification and typology of forest vegetation as a tool for studying forest cover), In: *Metodicheskie podkhody k ekologicheskoi otsenke lesnogo pokrova v basseine maloi reki* (Methodical approaches to environmental assessment of forest cover in a small catchment), M.: Tovarishchestvo nauchnykh izdanii KMK, 2010, pp. 56–71.

Cadisch G., Giller K.E., *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*, Wallingford: CAB International, 1997, 432 p.

Cao J., Wang C., Dou Z., Liu M., Ji D., Hyphospheric impacts of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungus on soil bacterial community to promote oxytetracycline degradation, *J. Hazard Mater*, 2018, Vol. 341, pp. 346–354.

Chernov Y.I., *Prirodnaya zonal'nost' i zhivotnyi mir sushi* (Natural zoning and fauna of the terrestrial area), M.: Nauka, 1975, 225 p.

Chevan A., Sutherland M., Hierarchical partitioning, *The American Statistician*, 1991, Vol. 45, pp. 90–96.

Cornelissen J.H., Lang S.I., Soudzilovskaia N.A., During H.J., Comparative cryptogam ecology: A review of bryophyte and lichen traits that drive biogeochemistry, *Annals of Botany*, 2007, Vol. 99, pp. 987–1001.

Framstad E., Wit H., Mäkipää R., Larjavaara M., Vesterdal L., Karltun E., *Biodiversity, Carbon Storage and Dynamics of Old Northern Forests*, Copenhagen, Denmark, 2013.

Frouz J., Livečková M., Albrechtová J., Chroňáková A., Cajthaml T., Pižl V., Háněl L., Starý J., Baldrian P., Lhotáková Z., Šimáčková H., Cepáková Š., Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites, *Forest Ecology and Management*, 2013, Vol. 309, pp. 87–95.

Geraskina A., Shevchenko N., Distribution of epi-endogeic and endogeic earthworm species (Oligochaeta: Lumbricidae) in the forest belt of the Northwest Caucasus, *Zootaxa*, 2021, Vol. 4975, No 3, pp. 561–573.

Geras'kina A.P., Preobrazovaniya kompleksa dozhdevykh chervei v khode poslerubochnykh suktsessii v lesakh Severo-Zapadnogo Kavkaza (Transformations of earthworm communities during post-logging successions in the forests of the Northwest Caucasus), *Voprosy lesnoi nauki*, 2018, No. 1, pp. 1–14.

Geras'kina A.P., Vliyanie dozhdevykh chervei raznykh morfo-ekologicheskikh grupp na akkumulyatsiyu ugleroda v lesnykh pochvakh (Impact of earthworms of different morpho-ecological groups on carbon accumulation in forest soils), *Voprosy lesnoi nauki*, 2020, Vol. 3, No. 2, pp. 1–20.

Gilyarov M.S., Uchet krupnykh bespozvonochnykh (mezofauny) (Large invertebrates count (mesofauna)), In: *Metody pochvenno-zoologicheskikh issledovanii* (Methods of soil-zoological research), M.: Nauka, 1975, pp. 12–29.

Gornov A.V., Gornova M.V., Tikhonova E.V., Shevchenko N.E., Kazakova A.I., Ruchinskaya E.V., Tebenkova D.N., Otsenka suktsessionnogo statusa khvoino-shirokolistvennykh lesov evropeiskoi chasti Rossii na osnove populyatsionnogo podkhoda (Population-based assessment of succession stage of mixed forests in European part of Russia), *Lesovedenie*, 2018, No. 6, pp. 16-30.

Huang W., Gonzalez G., Zou X., Earthworm abundance and functional group diversity regulate plant litter decay and soil organic carbon level: A global meta-analysis, *Applied Soil Ecology*, 2020, Vol. 150, pp. 1–15.

Jabiol J., Lecerf A., Lamothe S., Gessner M., Chauvet E., Litter quality modulates effects of dissolved nitrogen on leaf decomposition by stream microbial communities, *Microbial Ecology*, 2019, Vol. 77, No. 4, pp. 959–966.

Kayander A.K., *Sushchnost' i znachenie tipov lesa* (Essence and significance of forest types), M.: Goslestekhizdat, 1933, 36 p.

Kazakova A.I., Semikolennykh A.A., Gornov A.V., Gornova M.V., Lukina N.V., Vliyanie rastitel'nosti na labil'nye kharakteristiki lesnykh pochv zandrovykh mestnostei zapovednika "Bryanskii les" (Influence of vegetation on lability characteristics of soils of zander locations of Bryansky Forest Nature Reserve), *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 17: Pochvovedenie*, 2018, No. 3, pp. 9–15.

Kholkhoeva L.S., Nekotorye osobennosti rasprostraneniya dozhdevykh chervei po tipam pochv Levoberezhnoi Ukrainy (Some features of the distribution of earthworms according to the types of soils of the Left-Bank Ukraine), *Izvestiya Khar'kovskogo entomologicheskogo obshchestva*, 1993, Vol. 2, No. 1, pp. 125–130.

*Klassifikatsiya i diagnostika pochv Rossii* (Classification and recognition of soils in Russia), Smolensk: Oikumena, 2004, 342 p.

Krishna M.P., Mohan M., Litter decomposition in forest ecosystems: a review, *Energy*, *Ecology and Environment*, 2017, Vol. 2, No. 4, pp. 236–249.

Kurakov A.V., Kharin S.A., Byzov B.A., Changes in the composition and physiological and biochemical properties of fungi during passage through the digestive tract of earthworms, *Biological Bulletin*, 2016, Vol. 43, pp. 290–299.

Kurbatova J., Tatarinov F., Molchanov A., Varlagin A., Avilov V., Kozlov D., Valentini R., Partitioning of ecosystem respiration in a paludified shallowpeat spruce forest in the southern taiga of European Russia, *Environmental Research Letters*, 2013, Vol. 8, No. 4, pp. 045028.

Kurganova I.N., *Emissiya i balans dioksida ugleroda v nazemnykh ekosistemakh Rossii. Diss. d-ra biol. nauk* (Emission and balance of carbon dioxide in terrestrial ecosystems of Russia. Doctor's biol. sci. thesis), M.: MGU, 2010, 325 p.

Kuznetsova A.I., Lukina N.V., Tikhonova E.V., Gornov A.V., Gornova M.V., Smirnov V.E., Geraskina A.P., Shevchenko N.E., Tebenkova D.N., Chumachenko S.I., Carbon stock in sandy and loamy soils of coniferous–broadleaved forests at different succession stages, *Eurasian Soil Science*, 2019, Vol. 52, No. 7, pp. 756–768.

Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M., Bureau F., Rossi J.P., Soil invertebrates and ecosystem service, *European J. Soil Biology*, 2006, Vol. 42, pp. 3–15.

Lukina N.V., Orlova M.A., Teben'kova D.N., Ershov V.V., Gorbacheva T.T., Isaeva L.G., Assessment of soil water composition in the northern taiga coniferous forests of background territories in the industrially developed region, *Eurasian Soil Science*, 2018, Vol. 51, No. 3, pp. 277–289.

Mac Nally R., Walsh C., Hierarchical partitioning public-domain software, *Biodiversity and Conservation*, 2004, Vol. 13, No. 3, pp. 659–660.

Manning P., Taylor G., Hanley M.E., Bioenergy, food production and biodiversity – an unlikely alliance?, *Global Change Biology Bioenergy*, 2015, Vol. 7, No. 4, pp. 570–576.

*Millennium Ecosystem Assessment*. Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis. Washington, DC: Island Press. 2005. Available at: http://www.millenniumassessment.org/en/Reports.aspx# (June 28, 2021).

Mordkovich V.G., Zoological diagnostics of soils: Imperatives, purposes, and place within soil zoology and pedology, *Biology Bulletin Reviews*, 2014, Vol. 4, No. 5, pp. 404–411.

Perel' T.S., *Rasprostranenie i zakonomernosti raspredeleniya dozhdevykh chervei fauny SSSR* (Range and regularities in the distribution of earthworms of the USSR fauna), M.: Nauka, 1979, 272 p.

Pérez-Harguindeguy N., Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina, *Plant and Soil*, 2000, Vol. 218, No. 1, pp. 21–30.

Pogrebnyak P.S., Lesorastitel'nye usloviya levoberezhnogo Poles'ya (Forest growth conditions of the left-bank Polesye), *Trudy po opytnomu lesnomu delu Ukrainy*, 1928, No. 10, pp. 46–78.

Pogrebnyak P.S., *Osnovy lesnoi tipologii* (Basics of forest typology), Kiev: Izd-vo AN USSR, 1955, 456 p.

*Puly i potoki ugleroda v nazemnykh ekosistemakh Rossii* (Pools and fluxes of carbon in terrestrial ecosystems of Russia), M.: Nauka, 2007, 315 p.

*R Core Team R*: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. 2020. Available at: https://www.R-project.org/

Rozanov B.G., *Morfologiya pochv* (Soil morphology), M.: Akademicheskii proekt, 2004, 432 p.

Salemaa M., Derome J., Nojd P., Response of boreal forest vegetation to the fertility status of the organic layer along a climatic gradient, *Boreal Environment Research*, 2008, Vol. 13, Suppl. B, pp. 48–66.

Sariyildiz T., Effects of tree canopy on litter decomposition rates of *Abies nordmanniana*, *Picea orientalis* and *Pinus sylvestris*, *Scandinavian J. Forest Research*, 2008, Vol. 23, No. 4, pp. 330–338.

Sariyildiz T., Küçük M., Litter mass loss rates in deciduous and coniferous trees in Artvin, northeast Turkey: Relationships with litter quality, microclimate, and soil characteristics, *Turkish J. Agriculture and Forestry*, 2008, Vol. 32, No. 6, pp. 547–559.

Schelfhout S., Mertens J., Verheyen K., Vesterdal L., Baeten L., Muys B., De Schrijver A., Tree species identity shapes earthworm communities, *Forests*, 2017, Vol. 8, No. 3, pp. 85.

Shevchenko N.E., Kuznetsova A.I., Teben'kova D.N., Smirnov V.E., Geras'kina A.P., Gornov A.V., Grabenko E.A., Tikhonova E.V., Lukina N.V., Suktsessionnaya dinamika rastitel'nosti i zapasy pochvennogo ugleroda v khvoino-shirokolistvennykh lesakh Severo-Zapadnogo Kavkaza (Succession dynamics of vegetation and storages of soil carbon in mixed forests of Northwestern Caucasus), *Lesovedenie*, 2019, No. 3, pp. 163–176.

Smirnova O.V., Khanina L.G., Smirnov V.E., Ekologotsenoticheskie gruppy v rastitel'nom pokrove lesnogo poyasa Vostochnoi Evropy (Eco-coenotic groups in the plant cover of forest zone in Eastern Europe), In: *Vostochnoevropeiskie lesa: istoriya v golotsene i sovremennost'* (Eastern European forest in the Holocene and modern history), M.: Nauka, 2004, Vol. 1, pp. 165–175.

Spurgeon D.J., Keith A.M., Schmidt O., Lammertsma D.R., Faber J.H., Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties, *BMC Ecology*, 2013, Vol. 13, No. 1, pp. 46.

Staaf H., Foliage litter turnover and earthworm populations in three beech forests of contrasting soil and vegetation types, *Oecologia*, 1987, Vol. 72, No. 1, pp. 58–64.

Sukachev V.N., Dylis N.V., *Osnovy lesnoi biogeotsenologii* (Fundamentals of forest biogeocoenology), M.: Nauka, 1964, 574 p.

Teben'kova D.N., Lukina N.V., Chumachenko S.I., Danilova M.A., Kuznetsova A.I., Gornov A.V., Gagarin Yu.N., Mul'tifunktsional'nost' i bioraznoobrazie lesnykh ekosistem (Multifunctionality and biodiversity of forest ecosystems), *Lesovedenie*, 2019, No. 5, pp. 341–356.

Utkin A.I., Biologicheskaya produktivnost' lesov (metody izucheniya i rezul'taty) (Biological productivity of forests (research methods and results)), *Lesovedenie i lesovodstvo*, 1975, Vol. 1, pp. 9–190.

www.cepl.rssi.ru/bio/flora/main.htm, (June 28, 2021).

Zaugol'nova L.B., Podkhody k otsenke tipologicheskogo raznoobraziya lesnogo pokrova (Approaches to assessing the typological diversity of forest cover), In: *Monitoring biologicheskogo raznoobraziya lesov Rossii: metodologiya i metody* (Monitoring of biological diversity of Russian forests: methodology and methods), M.: Nauka, 2008, pp. 36–58.

Zhang W., Chen D., Zhao C., Functions of earthworm in ecosystem, *Biodiversity Science*, 2007, Vol. 15, No. 2, pp. 142–153.

*ЛЕСОВЕДЕНИЕ, 2021, № 6, с. 581–592*

## ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

*УДК 630*907*

# ЭКОСИСТЕМНЫЕ УСЛУГИ И ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЗАЩИТНЫХ ЛЕСОВ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ[1]

**© 2021 г. Д. Г. Замолодчиков[a, b, *], В. И. Грабовский[a], В. В. Каганов[a]**

[a] *Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, ул. Профсоюзная, д. 84/32, Москва, 117997 Россия*

[b] *Высшая школа экономики, Покровский бульвар, д. 11, Москва, 109028 Россия*

**E-mail: dzamolod@mail.ru*

Поступила в редакцию 07.06.2021 г.
После доработки 12.07.2021 г.
Принята к публикации 21.07.2021 г.

На основе материалов Государственного лесного реестра проведен анализ динамики площади и пространственного распределения защитных лесов Российской Федерации. Общая площадь защитных лесов в 2020 г. составляла 284.61 × $10^6$ га, из этой величины 165.00 × $10^6$ га (58.0%) было покрыто лесом, 22.62 × $10^6$ га (7.9%) относилось к не покрытым лесом землям, 96.99 × $10^6$ га (34.1%) – к нелесным землям. Для постсоветского периода характерно возрастание площадей защитных лесов в России: от 109.39 × $10^6$ га покрытых лесом земель и 174.83 × $10^6$ га всех земель в 1993 г. до современных значений (рост на 50.8% и 62.8% соответственно). Доля защитных лесов от общей площади покрытых лесом земель региона варьирует от 7% (Магаданская область) до 100%. 100%-ная доля защитных лесов отмечается во всех субъектах Южного и Северо-Кавказского федеральных округов, ряде субъектов Центрального и Приволжского федерального округов, а также в Ненецком и Чукотском автономных округах. Доли площади защитных лесов от общей площади субъекта РФ варьируют от 0.2% (Республика Калмыкия) до 37.1% (Московская область). Малые значения доли защитных лесов от площади региона отмечаются в Республике Калмыкия (0.2%), Астраханской обл. (1.9%), Ростовской обл. (2.1%), Волгоградской обл. (4.1%), Оренбургской обл. (3.6%), Ханты-Мансийском автономном округе (3.7%), Амурской обл. (4.8%), Магаданской обл. (2.5%). Площадь защитных лесов на душу населения варьирует по субъектам РФ от 0.03 (Ставропольский край) до 96.9 (Чукотский автономный округ) га. Низкие значения показателя характерны для всех субъектов Европейской части России южнее полосы, в которую входят Брянская обл., Московская обл., Ярославская обл., Костромская обл., Нижегородская обл., Республика Марий Эл, Республика Удмуртия, Пермский край. Далее низкие значения распространяются на регионы юга Западной Сибири от Свердловской и Челябинской обл. до Новокузнецкой обл. Защитные леса России в основном выполняют водоохранные и противоэрозионные функции. Ряд тенденций в развитии России требуют усиления таких экосистемных услуг, как защита атмосферного воздуха и формирование условий для рекреации. Следует признать необходимым дальнейшее расширение площади защитных лесов за счет эксплуатационных, к чему в ряде регионов имеется доступный потенциал, а также изменение категорий защитности на более актуальные для современных условий.

*Ключевые слова: защитные леса, динамика площади, пространственное распределение, экосистемные услуги.*

**DOI:** 10.31857/S0024114821060115

Традиционно в лесном хозяйстве России на первом плане находилась ресурсная роль лесов как источника древесины. На решение задач заготовки и воспроизводства древесного сырья ориентированы многочисленные нормативы, справочники и руководства по лесоводству и лесоведению. Однако вполне очевидно, что лес предоставляет намного больше благ, чем простое производство древесины. За такими благами последнее время закрепился термин “экосистемные услуги”. Лес выполняет множество средообразующих экосистемных услуг, в частности, регуляции водного цикла, газового состава атмосферы, формирования благоприятного климата, защиты почв. При наличии различных форм техногенного загрязнения лес становится важным фактором очистки водного стока. Лес является средой обитания множества организмов, тем самым обеспечивая сохранение биоразнообразия. Многие из

[1] Работа выполнена при поддержке темы госзадания № АААА-А18-118052590019-7 ФГБУН Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН (идентификация экосистемных услуг) и РНФ № 19-77-30015 (анализ пространственного распределения).

этих организмов являются источником недревесных (грибы, ягоды, лекарственные растения) и охотничьих ресурсов. Все более возрастает роль рекреационных услуг лесов, особенно в самые последние годы при наличии серьезных ограничений для международного туризма в период коронавирусной пандемии.

Предоставление лесом разнообразных благ привело к пониманию, что во многих случаях сохранение леса важнее, чем проведение заготовки древесины или конверсия в другие виды землепользования. Одним из первых российских законодательных актов, устанавливающих ограничения на сведение лесов в связи с водоохранными функциями, можно считать Указ Петра I от 30 марта 1701 г. о запрете чистки лесов на расстоянии 30 верст от сплавных рек (Черных, 2012). В Положении о сбережении лесов от 4 апреля 1888 г. было введено понятие защитных лесов, "безусловное сохранение которых оказывается необходимым в видах государственной или общественной пользы" (Высочайше ..., 1988). К защитным были отнесены леса и кустарники: а) сдерживающие сыпучие пески по морским прибрежьям, берегам судоходных и сплавных рек, каналов и искусственных водохранилищ; б) защищающие от песчаных заносов города, селения, железные, шоссейные и почтовые дороги, обрабатываемые земли; в) охраняющие берега судоходных рек, каналов и водных источников от обрывов, размывов и повреждения ледоходом; г) произрастающие на горах, крутизнах и склонах, если эти леса и кустарники удерживают обрывы земли и скал или препятствуют размыву почвы.

Статьи о защитных лесах входили во все последующие ключевые документы лесного законодательства СССР и Российской Федерации (Пуряева, 2011). При этом перечень категорий защитных лесов существенно расширился. Ныне в Государственном лесном реестре упоминается 17 категорий защитных лесов. Однако этот перечень не следует считать окончательным. В частности, отмечается, что в перечне отсутствуют категории, специально создаваемые ради сохранения биологического разнообразия (Кобяков и др., 2013). Появляются и новые угрозы, требующие привлечения защитных функций лесов. Например, такую угрозу представляют климатические изменения, приводящие к активизации экстремальных погодных явлений, в частности, наводнений.

Высказываются опасения и в отношении перспектив сохранения защитных лесов. В частности, изменения, внесенные в Лесной Кодекс Российской Федерации федеральным законом № 538 ФЗ, которые допускают уменьшение ширины нерестоохранных полос лесов с 1 км до 50–200 м. Это потенциально может привести к сокращению площадей данной категории защитных лесов более чем в 10 раз (Кобяков и др., 2018). Средства массовой информации пестрят сообщениями о попытках сведения защитных лесов при строительстве автодорог и других объектов инфраструктуры (Осипова, 2019; Васкес Кремадес, 2021; Решетняк, 2021; и др.).

Значение защитных лесов все чаще оценивают в терминах экосистемных услуг. Понятие "экосистемные услуги" характеризует выгоды, которые люди получают от экосистем (Ecosystems ..., 2005). Знаковой вехой на пути становления концепции стала статья Р. Констанцы с соавторами "Стоимость мировых экосистемных услуг и природного капитала" (Constanza et al., 1997). В этой статье была дана стоимостная оценка 17 экосистемных услуг (включая регулирование газов, регулирование климата, водоснабжение, переработка отходов и др.) для 16 биомов. Обновленная классификация услуг наземных экосистем России приведена в работах (Bukvareva et al., 2015; Экосистемные услуги ..., 2016). Представляется интересным сопоставление классификации экосистемных услуг и категорий защитных лесов.

Решение задачи устойчивого ведения хозяйства в защитных лесах зависит от рационального выделения тех или иных категорий этих лесов в различных регионах Российской Федерации. В этой связи актуально выявление географических закономерностей в расположении защитных лесов по территории России. Цель настоящей статьи состоит в рассмотрении распределения площадей защитных лесов и их доминирующих категорий по субъектам Российской Федерации, а также сопоставлении перечня категорий защитности с классификацией экосистемных услуг.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Основным источником информации служили базы данных Государственных учетов лесного фонда (ГУЛФ) (1988, 1993, 1998–2008 гг.) и Государственного лесного реестра (ГЛР) (2009–2020 гг.), имеющиеся в информационных архивах Центра по проблемам экологии и продуктивности лесов Российской академии наук (ЦЭПЛ РАН). В этих базах содержится информация о площадях земель лесного фонда в дифференциации по категориям земель и категориям защитности лесов. Категории земель включают покрытые лесом земли, не покрытые лесом земли (несомкнувшиеся лесные культуры, питомники и лесные плантации, естественные редины, гари, погибшие насаждения, вырубки, прогалины, пустыри) и нелесные земли (пашни, сенокосы, пастбища, воды, сады и ягодники, дороги и просеки, усадьбы, болота, пески, ледники, прочие земли). В базах данных ГЛР суммарная площадь земель лесного фонда не вполне удачно именуется "общая площадь лесов", что может приводить к путанице с категорией покры-

тых лесом земель. На составе земель, учитываемых в ГУЛФ и ГЛР, отражаются изменения полномочий по управлению лесами Российской Федерации, более подробная информация по этому поводу имеется в работе (Замолодчиков и др., 2011).

В состав защитных лесов входит категория “леса, расположенные на особо охраняемых природных территориях”. Отметим, что в эту категорию входят только те леса, которые располагаются на землях лесного фонда, и не входят леса на землях особо охраняемых природных территорий, то есть приводимые в настоящей статье оценки характеризуют далеко не все леса охраняемых территорий. Аналогичная ситуация складывается и с городскими лесами и лесопарками. Значительная часть городских лесных насаждений находится на землях населенных пунктов, и информация по ним не входит в ГЛР. С 2019 г. в состав данных ГЛР входит лесной фонд Республики Крым, площадь земель которого составляет 183.3 × $10^3$ га и полностью относится к защитным лесам.

Дополнительная информация по площади и населению субъектов Российской Федерации получена в системе государственной статистики ЕМИСС (https://www.fedstat.ru). Анализ распределения защитных лесов по субъектам РФ проведен на основе базы данных ГЛР по состоянию на 01.01.2020 г. Формирование выборок данных и преобразования величин осуществлено в пакете Microsoft Excel. Для построения карт использован пакет ESRI ArcGIS 9.3.1.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Общая площадь защитных лесов Российской Федерации в 2020 г. составляла 284.61 × $10^6$ га, из этой величины 165.00 × $10^6$ га (58.0%) было покрыто лесом, 22.62 × $10^6$ га (7.9%) относилось к не покрытым лесом землям, 96.99 × $10^6$ га (34.1%) – к нелесным землям. Для послесоветского периода характерно возрастание площадей защитных лесов в России (рис. 1): от 109.39 × $10^6$ га покрытых лесом земель и 174.83 × $10^6$ га всех земель в 1993 до современных значений (рост на 50.8% и 62.8% соответственно). Значительный рост площади защитных лесов был характерен и для советского времени, их площадь в 1946 г. была всего лишь около 20 × $10^6$ га, то есть к началу 1990-х годов увеличилась более чем в 8 раз (Леман и др., 2018). За последние 30 лет наиболее быстро площадь защитных лесов возрастала в 1993–1998 гг. (на 6.8% в год) и в 2005–2010 гг. (на 3.9% в год). В 2011–2020 гг. площадь защитных лесов увеличивалась лишь на 0.39% в год. Замедление скорости роста площадей защитных лесов в последние годы сложно признать благоприятной ситуацией в

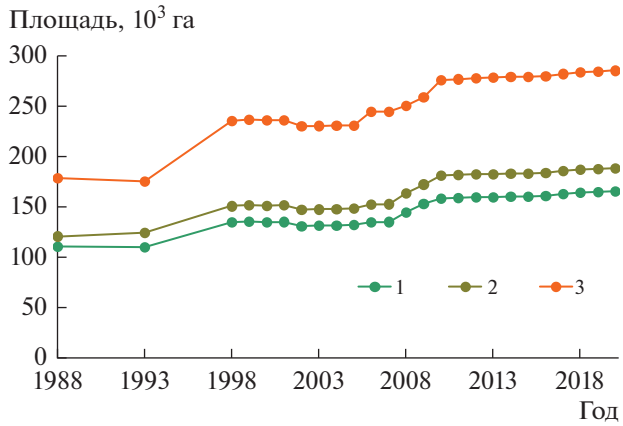



**Рис. 1.** Изменение площади защитных лесов в Российской Федерации. 1 – покрытые лесом земли, 2 – лесные земли, 3 – все земли.

условиях возрастания различных видов антропогенного пресса и климатических изменений.

Защитные леса в современном ГЛР подразделены на 17 категорий (табл. 1). По общей площади лидирует категория “леса, расположенные в пустынных, полупустынных, лесостепных, лесотундровых зонах, степях, горах”. На ее долю приходится 132.46 × $10^6$ га или 46.5%. Однако доля этой категории от покрытых лесом земель составляет всего лишь 29.6%. Дело в том, что в этой категории 63.1% приходится на не покрытые лесом и нелесные земли. В первую очередь это болота (29.61 × $10^6$ га) и прочие земли (32.92 × $10^6$ га) в составе нелесных земель. Обсуждаемая категория защитности в значительной степени состоит из ландшафтов лесотундровой зоны, растительный покров которой представлен мозаикой притундровых лесов, заболоченных участков и тундр. Отметим, что категория “леса, расположенные в пустынных, полупустынных, лесостепных, лесотундровых зонах, степях, горах” фактически является сводной, включающей леса, ведение хозяйства в которых принципиально отличается в силу климатических и геоморфологических условий (Гибадуллин и др., 2018; Конашева и др., 2020; Самсонова и др., 2017; Цветков, Бровина, 2017; и др.). В материалах ГУЛФ до 2008 г. “притундровые” леса учитывались отдельно от лесов “на пустынных, полупустынных, степных, лесостепных и малолесных горных территориях”, что следует признать оптимальной формой представления информации.

На втором месте по представленности среди защитных лесов находятся нерестовые полосы (54.65 × $10^6$ га и 19.2% от общей площади), далее следуют запретные полосы, расположенные вдоль водных объектов (26.99 × $10^6$ га и 9.5% от общей площади) и леса в водоохранных зонах

**Таблица 1.** Площади категорий защитных лесов согласно Государственному лесному реестру по состоянию на 01.01.2020 г.

| № | Категории защитных лесов | Покрытые лесом земли | | | Все земли | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $10^3$ га | доля от итого, % | доля от всех земель, % | $10^3$ га | доля от итого, % |
| 1 | Леса, расположенные на особо охраняемых природных территориях | 2102.9 | 1.3 | 80.8 | 2603.4 | 0.9 |
| 2 | Леса, расположенные в водоохранных зонах | 14428.3 | 8.7 | 78.6 | 18358.4 | 6.5 |
| 3 | Леса, расположенные в первом и втором поясах зон санитарной охраны источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения | 1435.5 | 0.9 | 89.4 | 1604.9 | 0.6 |
| 4 | Защитные полосы лесов, расположенные вдоль железнодорожных путей общего пользования, федеральных автомобильных дорог общего пользования, автомобильных дорог общего пользования, находящихся в собственности субъектов Российской Федерации | 4566.9 | 2.8 | 83.4 | 5475.4 | 1.9 |
| 5 | Зеленые зоны | 9189.3 | 5.6 | 88.7 | 10364.6 | 3.6 |
| 6 | Лесопарковые зоны | 3176.6 | 1.9 | 87.6 | 3627.3 | 1.3 |
| 7 | Городские леса | 1.4 | 0.0 | 60.9 | 2.3 | 0.0 |
| 8 | Леса, расположенные в первой, второй и третьей зонах округов санитарной (горно-санитарной) охраны лечебно-оздоровительных местностей и курортов | 916.0 | 0.6 | 91.8 | 997.8 | 0.4 |
| 9 | Государственные защитные лесные полосы | 103.9 | 0.1 | 78.2 | 132.9 | 0.0 |
| 10 | Противоэрозионные леса | 10021.8 | 6.1 | 68.1 | 14721.7 | 5.2 |
| 11 | Леса, расположенные в пустынных, полупустынных, лесостепных, лесотундровых зонах, степях, горах | 48906.9 | 29.6 | 36.9 | 132459.9 | 46.5 |
| 12 | Леса, имеющие научное или историческое значение | 1428.9 | 0.9 | 86.4 | 1654.7 | 0.6 |
| 13 | Орехово-промысловые зоны | 8927.0 | 5.4 | 90.9 | 9823.5 | 3.5 |
| 14 | Лесные плодовые насаждения | 4.8 | 0.0 | 87.3 | 5.5 | 0.0 |
| 15 | Ленточные боры | 906.0 | 0.5 | 79.6 | 1138.7 | 0.4 |
| 16 | Запретные полосы, расположенные вдоль водных объектов | 22321.9 | 13.5 | 82.7 | 26987.2 | 9.5 |
| 17 | Нерестовые полосы лесов | 36559.8 | 22.2 | 66.9 | 54651.7 | 19.2 |
| | Итого | 164997.9 | 100.0 | 58.0 | 284609.9 | 100.0 |

($18.36 \times 10^6$ га и 6.5% от общей площади). В подавляющей части категорий защитных лесов (за исключением “лесов, расположенных в пустынных, полупустынных, лесостепных, лесотундровых зонах, степях, горах”, доля покрытых лесом земель составляет от 60.0 до 91.8%. Высокую долю покрытых лесом земель следует считать позитивным показателем, поскольку только древесный растительный покров может в полной мере выполнять защитные функции.

Увеличение доли покрытых лесом земель возможно за счет лесовосстановления на временно не покрытых лесом землях: гарях ($4.46 \times 10^6$ га), погибших насаждениях ($0.71 \times 10^6$ га) и вырубках ($0.58 \times 10^6$ га). Учитывая, что защитные, как и другие леса, подвержены действию нарушений (пожаров, усыханий, ветровалов, вспышек вредителей), некоторая доля гарей и погибших насаждений всегда будет присутствовать. В 1993 г. площадь гарей и погибших насаждений составляла $2.09 \times 10^6$ га, то есть к 2020 г. она увеличилась более чем в 2 раза (рис. 2а). Это свидетельствует об усилении пожарных нарушений в защитных лесах, что можно сопоставить с негативным воздействием потепления климата. Наибольший прирост площади гарей отмечен в 2010 г. и связан с регионами Дальневосточного федерального округа, на который приходится 88.8% от суммар-

ной площади гарей в защитных лесах. В 2011 г. отмечался более чем пятикратный рост площадей гарей в Центральном и Приволжском федеральных округах. Это следствие экстремальной жары июля-августа 2010 г., охватившей территорию центральной части Европейской России и приведшей к резкой активизации лесных пожаров.

В защитных лесах ныне запрещены сплошные рубки в целях заготовки древесины. Однако допустимо назначение сплошных санитарных рубок. Площади вырубок присутствуют в составе не покрытых лесом земель, составляя 0.2–0.3% от общей площади. Наименьшая площадь вырубок ($0.42 \times 10^6$ га) отмечалась в 2002 г. (рис. 2б), далее присутствовал устойчивый рост до $0.65 \times 10^6$ га в 2017 г., т.е. на 54%. В некоторых публикациях высказывались опасения, что под видом санитарных и выборочных рубок в защитных лесах осуществляется коммерческая заготовка древесины (Кобяков и др., 2013), и отмеченный рост вырубок в защитных лесах за 2002–2017 гг. подтверждает эти опасения. Впрочем, имеется точка зрения, что для поддержания функциональности защитных лесов необходимо более активное ведение хозяйства в них, в том числе осуществление выборочных и постепенных рубок (Гиряев, Аксенова, 2016; Синькевич, Ананьев, 2020).

Категории защитности показывают, для каких целей в первую очередь используются данные лесные территории. Можно сопоставить категории защитности с перечнем экосистемных услуг, чтобы понять, предоставление каких экосистемных услуг преобладает в защитных лесах России. Для сопоставления была использована классификация экосистемных услуг наземных экосистем России, приведенная в работах (Экосистемные услуги ..., 2016; Bukvareva et al., 2017). Эта классификация включает 4 группы услуг, каждая из которых подразделяется на несколько конкретных услуг (табл. 2). Для части категорий защитности процесс сопоставления был достаточно легким, например, леса водоохранных зон были сопоставлены с услугой по регулированию гидросферы, противоэрозионные леса – с услугой по формированию и защите почв. Нерестовые полосы лесов были соотнесены с услугой по регулированию гидросферы, хотя они имеют отношение и к продукции наземных экосистем, в том числе рыбы. Леса на особо охраняемых природных территориях были сопоставлены с услугой “эстетическое и познавательное значение природных систем”, хотя такие леса предоставляют и многие другие услуги. Для зеленых зон и лесопарков были выбраны услуги по формированию ежедневного и воскресного отдыха, хотя вполне очевидны средообразующие услуги таких лесов, особенно по очистке атмосферного воздуха от загрязнений. Следует подчеркнуть, что сопоставление в табл. 2 проводится по “титульной” экосистемной услуге данной лесной территории, при том, что любой лес предоставляет комплекс экосистемных услуг.

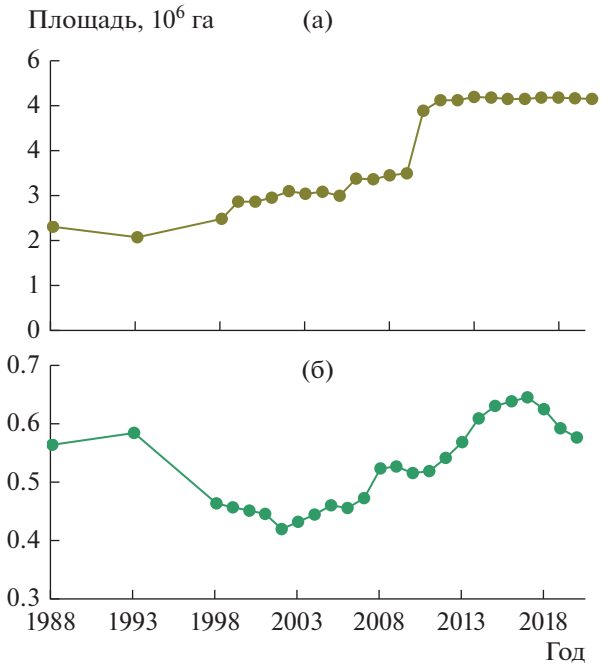



**Рис. 2.** Изменение площади гарей и погибших насаждений (а) и вырубок (б) в защитных лесах Российской Федерации.

Данные табл. 2 приводят к выводу, что 45.3% площадей защитных лесов связаны с предоставлением услуги по регулированию гидросферы, 36.3% – услуги по формированию и защите почв. Отметим, что в Положении о сбережении лесов от 4 апреля 1888 г. рассматривались лишь водоохранная и почвозащитная функции защитных лесов, и ситуация принципиально не изменилась до настоящего времени: на представление указанных экосистемных услуг ориентировано 81.6% площадей защитных лесов. Наиболее же востребованными в настоящее время экосистемными услугами следует считать связанные с формированием комфортной среды обитания (услуги по регулированию климата и атмосферы, все виды рекреационных услуг). Пересмотр категорий защитных лесов и их расширение на участки эксплуатационных лесов представляется рациональным в связи с современными экологическими вызовами для Российской Федерации, включающими загрязнение природной среды, изменение климата и повышение мобильности населения.

Перейдем к рассмотрению распределений покрытых лесом площадей защитных лесов по субъектам Российской Федерации. Доля защитных лесов от общей площади покрытых лесом земель варьирует от 7% (Магаданская область) до 100% (рис. 3). 100%-ная доля защитных лесов отмечается

**Таблица 2.** Соответствие между классификацией экосистемных услуг (по Экосистемные услуги ..., 2016) и категориями защитных лесов

| Группа экосистемных услуг | Экосистемная услуга | Номер категории защитных лесов* | Площадь покрытых лесом земель | |
|---|---|---|---|---|
| | | | $10^3$ га | % |
| Продукционные | 1. Продукция древесины | | | |
| | 2. Недревесная продукция леса и других наземных экосистем (грибы, ягоды, орехи, кора, лыко, лекарственные, косметические, декоративные растения и т.п.) | 13, 14 | 8931.8 | 5.4 |
| | 3. Производство корма для скота на природных пастбищах и сенокосах | | | |
| | 4. Продукция пресноводных экосистем, в том числе рыбы | | | |
| | 5. Охотничья продукция | | | |
| | 6. Производство меда на природных территориях | | | |
| Средообразующие | 1. Услуги по регулированию климата и атмосферы | 4 | 4566.9 | 2.8 |
| | 2. Услуги по регулированию гидросферы | 2, 3, 16, 17 | 74745.5 | 45.3 |
| | 3. Услуги по формированию и защите почв | 9, 10, 11, 15 | 59938.6 | 36.3 |
| | 4. Услуги по регулированию биологических процессов, важных для экономики и безопасности | | | |
| Информационные | 1. Генетические и биохимические ресурсы природных видов и популяций | | | |
| | 2. Информация о структуре и функционировании природных систем, которая может быть использована человеком | | | |
| | 3. Эстетическое и познавательное значение природных систем | 1, 12 | 3531.8 | 2.1 |
| | 4. Этическое, духовное, религиозное значение природных систем | | | |
| Рекреационные | Формирование природных условий для следующих видов отдыха: | | | |
| | 1. Ежедневный отдых рядом с домом, воскресный отдых и пикники, дачная рекреация | 5, 6, 7 | 12367.3 | 7.5 |
| | 2. Познавательный и активный туризм на природе, оздоровительный отдых | 8 | 916 | 0.6 |

*В соответствии с номерами табл. 1.

во всех субъектах Южного и Северо-Кавказского федеральных округов, ряде субъектов Центрального (в том числе Московской обл.) и Приволжского федерального округов, а также в Ненецком и Чукотском автономных округах. Низкие доли защитных лесов (в сравнении с окружающими регионами) отмечаются в Вологодской обл. (16.9%), Пермском крае (15.6%), Тюменской обл. (16.9%), Ханты-Мансийском автономном округе (7.1%), Томской обл. (8.0%), а также многих регионах Дальневосточного федерального округа: Забайкальском крае (11.0%), Республике Саха (10.9%), Хабаровском крае (12.4%), Амурской обл. (7.6%), Магаданской обл. (7.0%). Вполне очевидно, что в перечисленных регионах имеются резервы по увеличению площадей защитных лесов (в среднем по России площадь защитных лесов составляет 21.5% от покрытых лесом земель).

Иная картина складывается при рассмотрении доли площади защитных лесов от общей площади субъекта РФ (рис. 4). Этот показатель варьирует от 0.2% (Республика Калмыкия) до 37.1% (Московская область). Малые значения доли защитных лесов от площади региона отмечаются в Республике Калмыкия (0.2%), Астраханской обл. (1.9%), Ростовской обл. (2.1%), Волгоградской обл. (4.1%), Оренбургской обл. (3.6%), Ханты-Мансийском автономном округе (3.7%), Амурской обл. (4.8%), Магаданской обл. (2.5%). Причины малых значений различны. В субъектах Южного федерального округа мала лесистость, и даже при 100% защитных лесов в покрытой лесом площади их доля

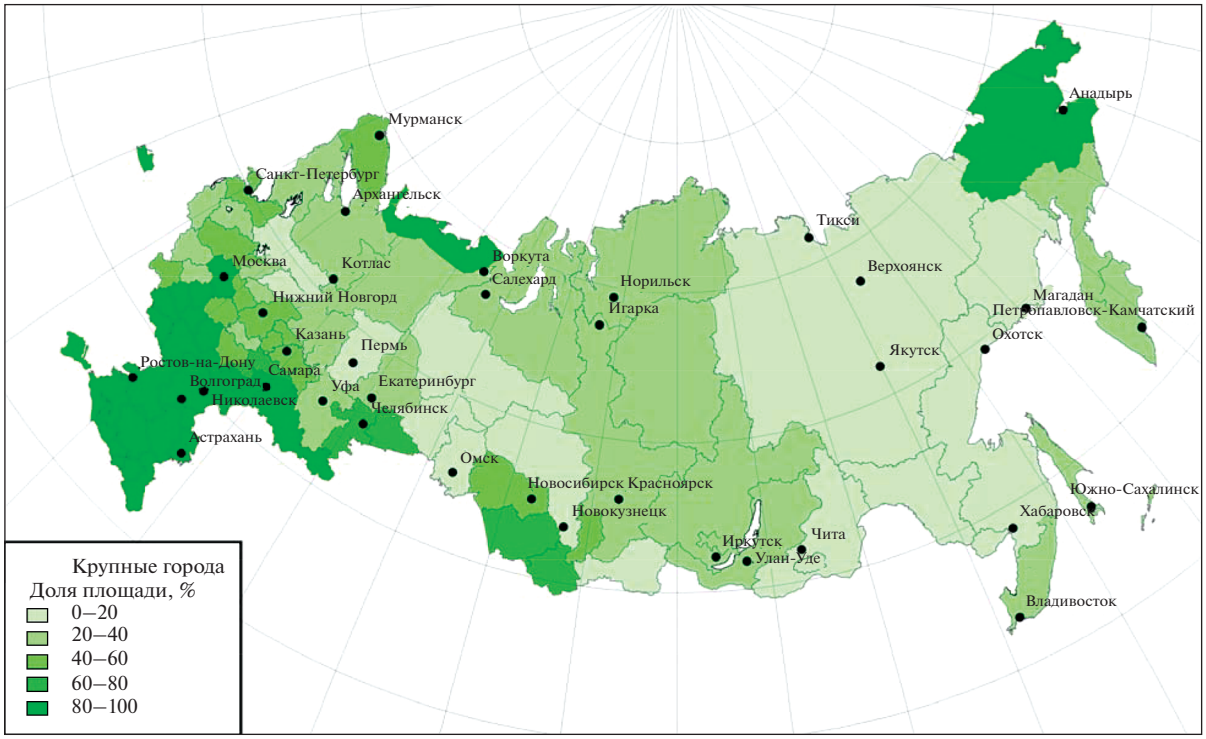



**Рис. 3.** Доля площади защитных лесов от покрытых лесом земель лесного фонда.

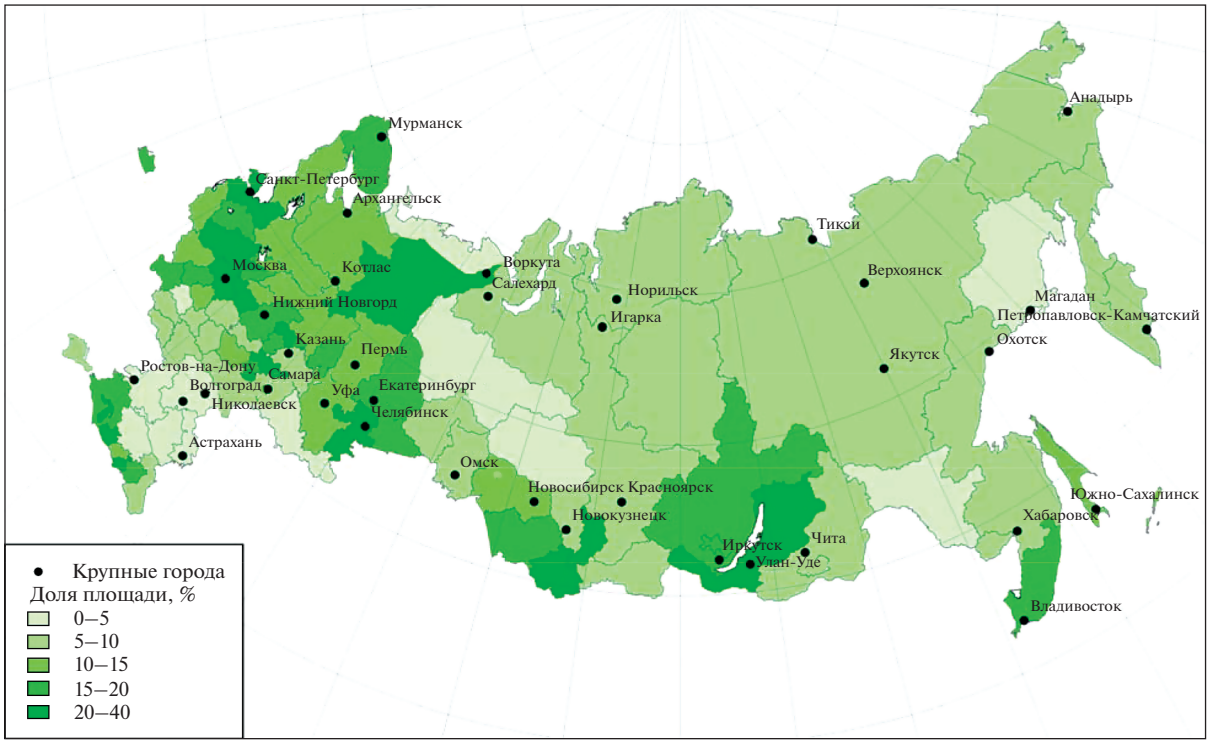



**Рис. 4.** Доля площади защитных лесов от общей площади субъекта Российской Федерации.

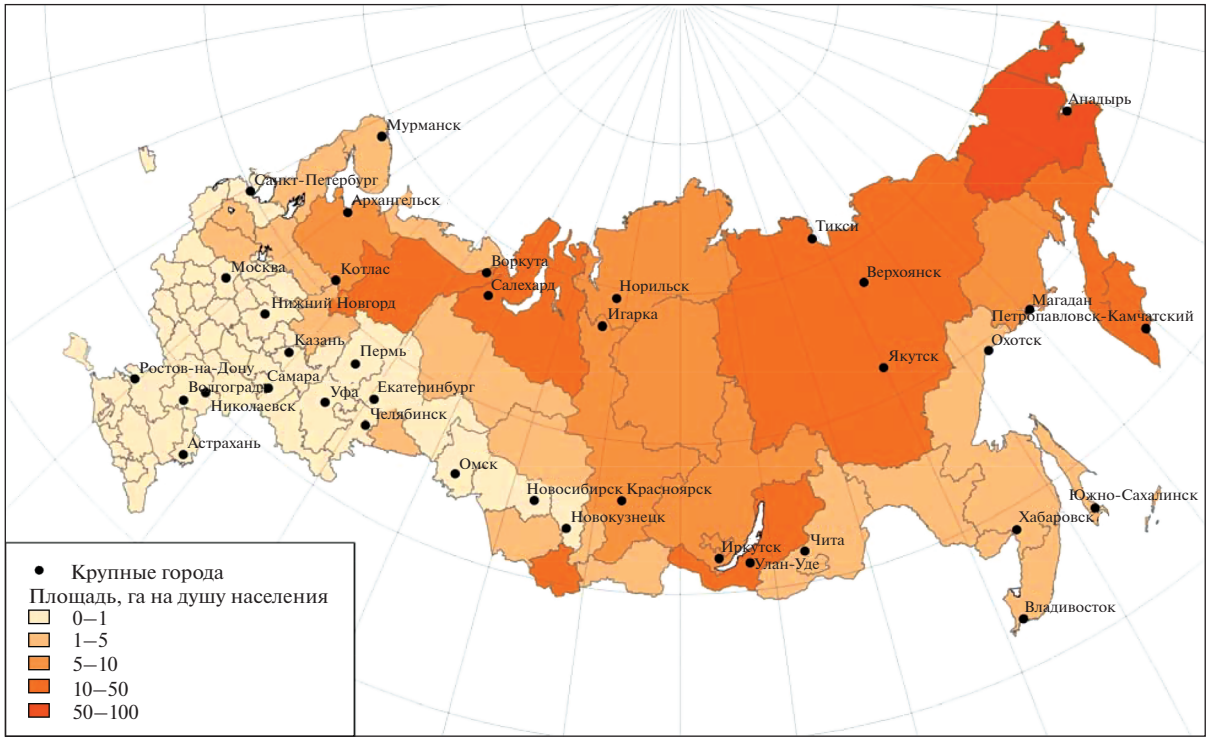



**Рис. 5.** Площадь защитных лесов в расчете на душу населения субъекта Российской Федерации.

от площади региона оказывается невысокой. В Ханты-Мансийском автономном округе, Амурской и Магаданской обл. при достаточно высокой лесистости мал вклад защитных лесов в покрытую лесом площадь, что выражается в невысоком значении рассматриваемого показателя.

Интересный показатель представляет площадь защитных лесов на душу населения (рис. 5). Он варьирует по субъектам РФ от 0.03 (Ставропольский край) до 96.9 (Чукотский автономный округ) га на душу населения. Низкие значения показателя характерны для всех субъектов Европейской части России южнее полосы, в которую входят Брянская обл., Московская обл., Ярославская обл., Костромская обл., Нижегородская обл., Республика Марий Эл, Республика Удмуртия, Пермский край. Далее низкие значения распространяются на регионы юга Западной Сибири от Свердловской и Челябинской обл. до Новокузнецкой обл. Аналогичная картина характерна для многих экосистемных услуг: требуемый объем (то есть запрос на экосистемные услуги со стороны населения и экономики) максимален в перечисленных выше регионах, а предоставляемый, но не используемый объем высок в северных районах Европейской и северных и восточных районах Азиатской части России (Bukvareva et al., 2015; Экосистемные услуги ..., 2016). Добавим, что для населения наиболее важными следует считать услуги лесов по защите от загрязнений и рекреационные. Даже временное сведение древесного покрова (как при сплошных рубках) многократно снижает способность территории по задерживанию выпадающих загрязнений (Балакай, 2011). Дистанционные методы картографирования выпадающих загрязнений (Прокачева, Усачев, 2004) могут способствовать установлению лесных территорий, которые следует отнести к новым категориям защитных лесов.

Рассмотрим, какие категории защитных лесов преобладают в субъектах РФ (рис. 6). В регионах севера России от Мурманской обл. до Чукотского автономного округа, части малолесных регионов юга Европейской части и юга Западной Сибири доминируют “леса, расположенные в пустынных, полупустынных, лесостепных, лесотундровых зонах, степях, горах”. В северных регионах эта категория представлена притундровыми лесами, в южных – лесными участками степей и полупустынь. Напомним, что территории Республики Саха и Магаданской обл. входят в число регионов с минимальной долей защитных лесов от покрытой лесом площади. Дело в том, что притундровые леса выделяются вдоль относительно неширокой полосы (30–150 км) на границе с лесотундрой (Кобяков и др., 2013). Потому обширные территории северной лиственничной тайги не включены в состав защитных лесов, хотя и находятся на многолетней мерзлоте. Нарушения в этих лесах, в том числе вырубки, приводят к акти-

**Рис. 6.** Преобладающая в субъекте Российской Федерации категория защитных лесов: 1 – леса, расположенные на особо охраняемых природных территориях; 2 – леса, расположенные в водоохранных зонах; 3 – зеленые зоны; 4 – противоэрозионные леса; 5 – леса, расположенные в пустынных, полупустынных, лесостепных, лесотундровых зонах, степях, горах; 6 – орехово-промысловые зоны; 7 – запретные полосы, расположенные вдоль водных объектов; 8 – нерестовые полосы лесов.

визации таяния многолетней мерзлоты на фоне климатических изменений (Fedorov et al., 2019). В этой связи рациональным выглядит установление новой категории лесов для защиты многолетней мерзлоты.

В оставшейся части регионов юга Европейской части России доминируют противоэрозионные леса. В этих регионах сильны традиции защитного лесоразведения, в значительной степени изменившего облик степных ландшафтов (Писаренко, 2014). Появление этой категории как доминирующей в Иркутской обл. вызывает некоторое удивление.

В значительной части регионов центра Европейской части, центра Западной Сибири и ряде регионов Дальнего Востока преобладают запретные полосы, расположенные вдоль водных объектов. Кроме того, в республиках Карелия, Тува и Бурятия доминируют водоохранные зоны лесов. Эти регионы обладают развитой гидрографической сетью, требующей защиты со стороны лесных территорий. В Архангельской обл., Пермском крае, Свердловской обл., а также в ряде субъектов Дальневосточного федерального округа (Камчатский край, Сахалинская обл., Магаданская обл., Приморский край, Забайкальский край) защитные леса представлены в основном нерестовыми полосами. Многие из перечисленных регионов являются национальными поставщиками ценных видов рыбы, что логично объясняет отмеченную ситуацию. В Московской, Калужской, Тюменской и Новокузнецкой обл. преобладают зеленые зоны. Учитывая распространение урбанизации и тенденции роста больших городов, можно спрогнозировать увеличение числа регионов с преобладанием данной категории защитных лесов.

Анализ существующего распределения защитных лесов по категориям приводит к выводу, что оно не вполне соответствует современным приоритетам экологических вызовов и угроз. Во многих субъектах Российской Федерации отмечаются низкие показатели вкладов защитных лесов по площади в сравнении с соседними регионами. Необходимость расширения площадей различных категорий защитных лесов отмечается во многих публикациях. Так, в работе (Ерусалимский, Рожков, 2017) потребность в создании дополнительных защитных лесных насаждений оценена в 11.256 млн га. Дешифрирование космических снимков и крупномасштабное картографирование лесистости показало, что около 59.2% водосборов юга Приволжской возвышенности оказываются не защищенными от процессов водной эрозии и де-

фляции (Кошелева, 2021). Детальное исследование кедровых лесов Алтая показало, что имеющееся распределение орехово-плодных зон и эксплуатационных лесов приводит к приоритету заготовки древесины в сравнении со сбором кедрового ореха (Грибков и др., 2014). В работе О.Н. Липки с соавт. (2021) предлагается выделить “адаптационные леса” как новую категорию защитных лесов в контексте адаптации к климатическим изменениям.

**Заключение.** Защитные леса России в основном выполняют водоохранные и противоэрозионные функции. Ряд тенденций в развитии России, в частности, усиление техногенного загрязнения и повышение мобильности населения требуют усиления таких экосистемных слуг, как защита атмосферного воздуха и формирование условий для рекреации. В мерзлотных регионах на фоне климатических изменений возрастает потребность в экосистемной услуге лесов по регуляции криогенных процессов. Следует признать необходимым дальнейшее расширение площади защитных лесов за счет эксплуатационных, к чему в ряде регионов имеется доступный потенциал, а также изменение категорий защитности на более актуальные для современных условий.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

*Балакай Н.И.* Методология снижения поверхностного стока и массы загрязняющих веществ от применения природоохранных мероприятий // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: наука и высшее профессиональное образование. 2011. № 1(21). С. 89–97.

*Васкес Кремадес С.* Во Владимирской области вырубят 10000 га леса // ТВ МИГ. 25 апреля 2021 г. URL: https://www.tv-mig.ru/news/zerkalo-gubernii/vo-vladimirskoy-oblasti-vyrubyat-10000-ga-lesa/ (дата обращения: 24.05.2021).

Высочайше утвержденное Положение о сбережении лесов // Полное собрание законов Российской империи: Собрание третье. Том VIII. СПб.: Гос. тип., 1888. С. 148–155.

*Гибадуллин Н.Ф., Мусин Х.Г., Халилов И.И., Ахметов А.Ю., Гафиятов Р.Х.* Роль защитных лесов в экосистеме // Вестник Казанского ГАУ. 2018. № 4(51). С. 21–23.

*Гиряев М.Д., Аксенова К.С.* Лесоводственные и законодательные аспекты проектирования выборочных рубок в защитных лесах // Лесной вестник / Forestry Bulletin. 2016. № 5. С. 26–32.

*Грибков А.В., Щур А.В., Кузменкин Д.В.* Кедровые леса Алтая под угрозой: проблемы охраны и использования, рекомендации по устойчивому лесоуправлению. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2014. 64 с.

*Ерусалимский В.И., Рожков В.А.* Многофункциональная роль защитных лесных насаждений // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2017. Вып. 88. С. 121–137.

*Замолодчиков Д.Г., Грабовский В.И., Краев Г.Н.* Динамика бюджета углерода лесов России за два последних десятилетия // Лесоведение. 2011. № 6. С. 16–28.

*Кобяков К., Лепешкин Е., Титова С.* Защитные леса: получится ли их сохранить? // Устойчивое лесопользование. 2013. № 1(34). С. 34–44.

*Кобяков К., Шматков Н., Тугова К.* Новый закон о защитных лесах: возможные негативные последствия // Устойчивое лесопользование. 2018. № 4(56). С. 29–31.

*Конашова С.И., Султанова Р.Р., Мартынова М.В., Рахматуллин З.З.* Формирование широколиственных лесов в условиях интенсивной рекреации // Труды Санкт-Петербургского научно-исследовательского института лесного хозяйства. 2020. № 1. С. 32–43.

*Кошелева О.Ю.* Районирование водосборов малых рек юга Приволжской возвышенности по водоохранно-защитной роли лесов // Известия высших учебных заведений. Лесной журн. 2021. № 1. С. 99–111.

*Леман В., Кобяков К., Винников А.* Защитные леса и сохранение водных биологических ресурсов // Устойчивое лесопользование. 2018. № 1(53). С. 2–10.

*Липка О.Н., Корзухин М.Д., Замолодчиков Д.Г., Добролюбов Н.Ю., Крыленко С.В., Богданович А.Ю., Семенов С.М.* Роль лесов в адаптации природных систем к изменениям климата // Лесоведение. 2021. № 5. С. 531–546.

*Осипова А.* Жители Березовского отстояли защитные леса вокруг города // ЕТВ. 21 марта 2019 г. URL: https://ekburg.tv/novosti/obshhestvo/2019-03-21/zhiteli_berezovskogo_otstojali_zashhitnye_lesa_vokrug_goroda (дата обращения: 24.05.2021).

*Писаренко А.И.* Защитные леса и защитное лесоводство в устойчивом лесоуправлении // Вестник Поволжского государственного технологического университета. Сер.: Лес. Экология. Природопользование. 2014. № 1(21). С. 5–17.

*Прокачева В.Г., Усачев В.Ф.* Загрязненные земли в регионах России. Гидрографический аспект. СПб.: Недра, 2004. 106 с.

*Пуряева А.Ю.* Защитные леса в лесном законодательстве России // Исторические, философские, политические и юридические науки, культурология и искусствоведение. Вопросы теории и практики. Тамбов: Грамота, 2011. № 3(9). Ч. II. С. 166–169.

*Решетняк Н.* До Минприроды Кубани долетели щепки // Коммерсантъ (Краснодар) № 85 от 21.05.2021. URL: https://www.kommersant.ru/doc/4818480 (дата обращения: 24.05.2021).

*Самсонова А.М., Кабанов С.В., Самсонов Е.В., Ларионов М.В.* Системы ведения лесного хозяйства в дубравах и цели освоения защитных лесов // Успехи современного естествознания. 2017. № 12. С. 79–83.

*Синькевич С.М., Ананьев В.А.* Лесной кодекс о лесопользовании в защитных лесах // Вопросы лесной науки. 2020. Т. 3. № 3. 5 с.

*Черных В.В.* Лесное законодательство в период правления Петра I // Сибирский юридический вестник. 2012. № 1(56). С. 29–35.

*Цветков В.Ф., Бровина А.Н.* Проблемы ведения лесного хозяйства в Европейской части Российской Субарктики // Лесоведение. 2017. № 4. С. 284–292.

Экосистемные услуги России: Прототип национального доклада. Т. 1. Услуги наземных экосистем / Ред.-сост. Е.Н. Букварёва, Д.Г. Замолодчиков. М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2016. 148 с.

*Bukvareva E.N., Grunewald K., Bobylev S.N., Zamolodchikov D.G., Zimenko A.V., Bastian O.* The current state of knowledge of ecosystems and ecosystem services in Russia. A status report // Ambio. 2015. V. 44. P. 491–507.

*Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Faber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M.* The value of the world's ecosystem services and natural capital // Nature. 1997. V. 387(15). P. 253–260.

Ecosystems and Human Well-Being: a Framework for Assessment. Millennium Ecosystem Assessment. Washington; Covelo; London: Island Press, 2005. 268 p.

*Fedorov A.N., Konstantinov P.Y., Vasilyev N.F., Shestakova A.A.* The influence of boreal forest dynamics on the current state of permafrost in Central Yakutia // Polar Science. 2019. V. 22. 100483.

# The Ecosystem Services and Spatial Distribution of Protective Forests in Russian Federation

**D. G. Zamolodchikov[1, 2, *], V. I. Grabovskiy[1], and V. V. Kaganov[1]**

[1]*Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences, Profsoyuznaya st., 84/32, bldg. 14, Moscow, 117997 Russia*

[2]*High School of Economics, Pokrovskiy blvd., 11, Moscow, 109028 Russia*

**E-mail: dzamolod@mail.ru*

Based on the materials of the State Forest Register, an analysis of the area and spatial distribution of protective forests' dynamics in Russian Federation was carried out. The total area of protective forests in 2020 was $284.61 \times 10^6$ ha, with $165.00 \times 10^6$ ha (58.0%) covered in forests, $22.62 \times 10^6$ ha (7.9%) of land not covered by trees and $96.99 \times 10^6$ ha (34.1%) – of non-forest lands. An increase in the areas of protective forests in Russia is characteristic for the post-Soviet period: from $109.39 \times 10^6$ hectares of forested lands and $174.83 \times 10^6$ hectares in total in 1993 to modern values (growth by 50.8% and 62.8%, respectively). The share of protective forests in the total area of forested lands in the regions varies from 7% (Magadan Region) to 100%. A 100% share of protective forests is observed in all subjects of the Southern and Northern Caucasus Federal Districts, a number of subjects of the Central and Volga Federal Districts, as well as in the Nenets and Chukotka Autonomous Districts. The shares of the protective forests' area of the total area of the Russian Federation's subject vary from 0.2% (Republic of Kalmykia) to 37.1% (Moscow Region). Small values of the protective forests' share are noted in the Republic of Kalmykia (0.2%), Astrakhan Region (1.9%), Rostov Region. (2.1%), Volgograd Region. (4.1%), Orenburg Region. (3.6%), Khanty-Mansi Autonomous District (3.7%), Amur Region. (4.8%), Magadan Region. (2.5%). The area of protective forests per capita varies in different subjects of Russian Federation from 0.03 ha (Stavropol Territory) to 96.9 ha (Chukotka Autonomous District). Low values of the indicator are typical for all subjects of the southern part of the European part of Russia, to the south of the line encompassing Bryansk Region, Moscow Region, Yaroslavl Region, Kostroma Region, Nizhny Novgorod Region, Republic of Mari El, Republic of Udmurtia and Perm Region. Besides, low values of the indicator apply to the regions of the south of Western Siberia from the Sverdlovsk and Chelyabinsk regions to the Novokuznetsk Region. The protective forests in Russia mainly perform water protection and anti-erosion functions. A number of trends in Russia's development require the strengthening of such ecosystem services' supply as the protection of atmospheric air and the improvement of recreation conditions. It should be recognized that it is necessary to further expand the area of protective forests at the expense of operational ones, and that there is a potential for this in a number of regions, as well as to change the categories of protection to more relevant for modern conditions.

*Keywords:protective forests*, *area dynamics*, *spatial distribution*, *ecosystem services*.

**Acknowledgements:** The work has been conducted within the framework of the State Contract № AAAA-A18-118052590019-7 (ecosystem services identification) with CEPF RAS and with a financial support from RSF № 19-77-30015 (spatial distribution analysis).

## REFERENCES

Balakai N.I., Metodologiya snizheniya poverkhnostnogo stoka i massy zagryaznyayushchikh veshchestv ot primeneniya prirodookhrannykh meropriyatii (Decrease in volumes superficial drain and polluting substances weight from application nature protection actions methodology), *Izvestiya Nizhnevolzhskogo agrouniversitetskogo kompleksa: nauka i vysshee professional'noe obrazovanie*, 2011, No. 1(21), pp. 89–97.

Bukvareva E.N., Grunewald K., Bobylev S.N., Zamolodchikov D.G., Zimenko A.V., Bastian O., The current state of knowledge of ecosystems and ecosystem services in Russia. A status report, *Ambio*, 2015, Vol. 44, pp. 491–507.

Chernykh V.V., Lesnoe zakonodatel'stvo v period pravleniya Petra I (The wood legislation in Peter I board), *Sibirskii yuridicheskii vestnik*, 2012, No. 1(56), pp. 29–35.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Faber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J.,

Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 1997, Vol. 387(15), pp. 253–260.

*Ecosystems and Human Well-Being: a Framework for Assessment. Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, Covelo, London: Island Press, 2005, 268 p.

*Ekosistemnye uslugi Rossii: Prototip natsional'nogo doklada. T. 1. Uslugi nazemnykh ekosistem* (Ecosystems Services of Russia: Prototype of the National Report. Vol. 1. Services of Terrestrial Ecosystems), M.: Izd-vo Tsentra okhrany dikoi prirody, 2016, 148 p.

Erusalimskii V.I., Rozhkov V.A., Mnogofunktsional'naya rol' zashchitnykh lesnykh nasazhdenii (The multifunctional role of protective forest plantations), *Byulleten' Pochvennogo instituta im. V.V. Dokuchaeva*, 2017, Vol. 88, pp. 121–137.

Fedorov A.N., Konstantinov P.Y., Vasilyev N.F., Shestakova A.A., The influence of boreal forest dynamics on the current state of permafrost in Central Yakutia, *Polar Science*, 2019, Vol. 22, 100483.

Giryaev M.D., Aksenova K.S., Lesovodstvennye i zakonodatel'nye aspekty proektirovaniya vyborochnykh rubok v zashchitnykh lesakh (Silvicultural and legislative aspects ofthe design of selective logging in protected forests), *Lesnoi vestnik*, 2016, No. 5, pp. 26–32.

Gribkov A.V., Shchur A.V., Kuzmenkin D.V., *Kedrovye lesa Altaya pod ugrozoi: problemy okhrany i ispol'zovaniya, rekomendatsii po ustoichivomu lesoupravleniyu* (Altai cedar forests under threat: problems of protection and use, recommendations for sustainable forest management), M.: Vsemirnyi fond dikoi prirody (WWF), 2014, 64 p.

Kobyakov K., Lepeshkin E., Titova S., Zashchitnye lesa: poluchitsya li ikh sokhranit'? (Can we save protective forests?), *Ustoichivoe lesopol'zovanie*, 2013, No. 1(34), pp. 34–44.

Kobyakov K., Shmatkov N., Tugova K., Novyi zakon o zashchitnykh lesakh: vozmozhnye negativnye posledstviya (New law about protective forests: possible negative consequences), *Ustoichivoe lesopol'zovanie*, 2018, No. 4(56), pp. 29–31.

Konashova S.I., Sultanova R.R., Martynova M.V., Rakhmatullin Z.Z., Formirovanie shirokolistvennykh lesov v usloviyakh intensivnoi rekreatsii (Formation of broad-leaved forests in conditions of intensive recreation), *Trudy Sankt-Peterburgskogo nauchno-issledovatel'skogo instituta lesnogo khozyaistva*, 2020, No. 1, pp. 32–43.

Kosheleva O.Y., Raionirovanie vodosborov malykh rek yuga Privolzhskoi vozvy- shennosti po vodookhranno-zashchitnoi roli lesov (Zoning of catchments of small rivers in the south of the Volga Upland by the water protection role of forests), *Izvestiya vysshikh uchebnykh zavedenii. Lesnoi zhurnal*, 2021, No. 1, pp. 99–111.

Leman V., Kobyakov K., Vinnikov A., Zashchitnye lesa i sokhranenie vodnykh biologicheskikh resursov (Protective forests and conservation of aquatic biological resources), *Ustoichivoe lesopol'zovanie*, 2018, No. 1(53), pp. 2–10.

Lipka O.N., Korzukhin M.D., Zamolodchikov D.G., Dobrolyubov N.Y., Krylenko S.V., Bogdanovich A.Y., Semenov S.M., Rol' lesov v adaptatsii prirodnykh sistem k izmeneniyam klimata (A role of forests in natural systems' adaptation to climate change), *Lesovedenie*, 2021, No. 5, pp. 531–546.

Musin K.G., Gibadullin N.F., Khalilov I.I., Akhmetov A.Y., Gafiyatov R.K., Rol' zashchitnykh lesov v ekosisteme (The role of protective forests in the ecosystem), *Vestnik Kazanskogo GAU*, 2018, No. 4(51), pp. 21–23.

Osipova A., available at: https://ekburg.tv/novosti/obshhestvo/2019-03-21/zhiteli_berezovskogo_otstojali_zashhitnye_lesa_vokrug_goroda (May 24, 2021).

Pisarenko A.I., Zashchitnye lesa i zashchitnoe lesovodstvo v ustoichivom lesoupravlenii (Protective forests and protective forestry in sustainable forest management), *Vestnik Povolzhskogo gosudarstvennogo tekhnologicheskogo universiteta. Ser.: Les. Ekologiya. Prirodopol'zovanie*, 2014, No. 1(21), pp. 5–17.

Prokacheva V.G., Usachev V.F., *Zagryaznennye zemli v regionakh Rossii. Gidrograficheskii aspekt* (Contaminated land in the regions of Russia. Hydrographic aspect), St. Petersburg: Nedra, 2004, 106 p.

Puryaeva A.Y., Zashchitnye lesa v lesnom zakonodatel'stve Rossii (Protection forests in Russia's forest regulation), *Istoricheskie, filosofskie, politicheskie i yuridicheskie nauki, kul'turologiya i iskusstvovedenie. Voprosy teorii i praktiki*, 2011, Vol. II, No. 3(9), pp. 166–169.

Reshetnyak N., available at: https://www.kommersant.ru/doc/4818480 (May 24, 2021).

Samsonova A.M., Kabanov S.V., Samsonov E.V., Larionov M.V., Sistemy vedeniya lesnogo khozyaistva v dubravakh i tseli osvoeniya zashchitnykh lesov (The systems of forest management in oak forests and purpose of the development of the protective forests), *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya*, 2017, No. 12, pp. 79–83.

Sin'kevich S.M., Anan'ev V.A., Lesnoi kodeks o lesopol'zovanii v zashchitnykh lesakh (Forest code about forest use in protected forests), *Voprosy lesnoi nauki*, 2020, Vol. 3, No. 3, 5 p.

Tsvetkov V.F., Brovina A.N., Problemy vedeniya lesnogo khozyaistva v Evropeiskoi chasti Rossiiskoi Subarktiki (Challenges of forestry in Subarctic European Russia), *Lesovedenie*, 2017, No. 4, pp. 284–292.

Vaskes Kremades, S., available at: https://www.tv-mig.ru/news/zerkalo-gubernii/vo-vladimirskoy-oblasti-vyrubyat-10000-ga-lesa/ (May 24, 2021).

*Vysochaishe utverzhdennoe Polozhenie o sberezhenii lesov*, (The highest approved Regulation on the conservation of forests), In: *Polnoe sobranie zakonov Rossiiskoi imperii* (Complete collection of laws of the Russian Empire), Saint-Petersburg: Gos. tip., 1888, Vol. VIII, pp. 148–155.

Zamolodchikov D.G., Grabovskii V.I., Kraev G.N., A twenty year retrospective on the forest carbon dynamics, *Contemporary Problems of Ecology*, 2011, Vol. 4, No. 7, pp. 706–715.

*ЛЕСОВЕДЕНИЕ, 2021, № 6, с. 593–608*

## ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

*УДК 630*902(1-924.93):574.42*

# ИСТОРИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ПРИЧИНЫ СОХРАННОСТИ НЕНАРУШЕННЫХ ТЕМНОХВОЙНЫХ ЛЕСОВ СЕВЕРНОГО УРАЛА[1]

**© 2021 г. А. А. Алейников***

*Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, ул. Профсоюзная, д. 84/32, Москва, 117997 Россия*

**E-mail: aaacastor@gmail.com*

Поступила в редакцию 05.04.2021 г.
После доработки 30.06.2021 г.
Принята к публикации 21.07.2021 г.

Поиск возможных решений проблемы глобального изменения климата привел к переосмыслению роли ненарушенных/первичных/девственных лесов, длительное время подверженных только естественным нарушениям. Один из приоритетов мировой природоохранной политики – сохранение крупных нефрагментированных лесных массивов, выполняющих экосистемные функции на глобальном уровне. Однако для оценки отдельных экосистемных функций необходимо выявление и тщательное изучение наиболее сохранившихся лесных экосистем с учетом истории традиционного природопользования. В статье на основе исторических и архивных материалов подробно описаны и локализованы основные виды землепользования в верховьях реки Печоры (республика Коми) и определены территории, которые не были затронуты хозяйственной деятельностью за последние несколько столетий. Отдельные участки использовались коренным населением для охоты и выпаса оленей. Крайне позднее заселение русскими земледельцами и низкая плотность населения в последующем, привели к тому, что под сельскохозяйственные нужды были трансформированы только небольшие участки (менее 0.2% площади модельного бассейна). Отсутствие дорог, рынков сбыта и достаточного количества рабочей силы сдерживали рост лесозаготовок, а создание Печоро-Илычского заповедника в 1930 г. остановило дальнейшее преобразование лесов. В настоящее время к наиболее преобразованным участкам следует относить светлохвойные леса вокруг бывших поселений, испытавшие многократные пожары и выпас оленей, а также зарастающие прошлые сельхозугодья. Самым мощным фактором трансформации лесов были антропогенные пожары, которые затронули 8% площади бассейна реки Верхней Печоры. Наибольшую исследовательскую ценность представляют сохранившиеся нетронутые лесные экосистемы с возрастом древостоя не менее 600 лет, расположенные вдали от населенных пунктов и судоходных рек. Результаты еще раз подчеркивают роль исторических сведений в понимании современной динамики лесов и для оценке их природоохранной значимости.

*Ключевые слова: бореальные леса, Северный Урал, Печоро-Илычский заповедник, малонарушенные лесные территории, экосистемное наследие, история природопользования, подсечно-огневое земледелие, лесные пожары, лесное оленеводство.*

**DOI:** 10.31857/S0024114821060036

Одна из главных проблем современности – глобальное изменение климата с целым каскадом возможных негативных последствий для человечества. Поиск возможных решений привел к переосмыслению роли ненарушенных/первичных/девственных лесов, длительное время подверженных только естественным нарушениям. Эти леса выполняют важные экосистемные функции: климаторегулирующую, гидрологическую, депонирования углерода, сохранения биоразнообразия (Potapov et al., 2017; Watson et al., 2018; Макарьева и др., 2020). Такие леса могут быть более устойчивы к возможным климатическим изменениям и поэтому они важны для разработки новых подходов к лесопользованию и природоохранному планированию (Mausolf et al., 2018; Beller et al., 2020). В настоящее время основное внимание направлено на сохранение и мониторинг крупных малонарушенных лесных территорий площадью более 500 км$^2$ (Журавлева и др., 2016; Potapov et al., 2017; Браславская и др., 2020). В то же время исследованиями в разных регионах показано, что современные леса – наследие прошлых антропогенных воздействий, прежде всего, традиционного природопользования (Josefsson et al., 2009; Johnson, Miyanishi, 2012; Bürgi et al., 2017; Smirnova et al.,

[1] Исследование выполнено в рамках Госзадания ЦЭПЛ РАН (АААА-А18-118052400130-7) и при финансовой поддержке РФФИ (проект 19-04-00609).

2017), поэтому большие лесные массивы могут представлять собой сложную мозаику экосистем разного сукцессионного статуса. Исследования подобных мозаик отсутствуют, но они крайне важны при выборе сообществ для оценки экосистемных функций, напрямую зависящих от длительности существования лесного покрова и давности нарушений.

Натурные исследования хорошо сохранившихся лесов Северного Урала выявили высокое разнообразие лесных экосистем разного сукцессионного статуса, сформировавшихся в результате естественных и антропогенных факторов (Алейников и др., 2015; Ершов и др., 2017; Smirnova et al., 2017). Были обнаружены уникальные темнохвойные леса с высоким уровнем биоразнообразия и сложной структурной организацией (Алейников и др., 2017; Шевченко, Смирнова, 2017). В этих сообществах возраст живых деревьев *Pinus sibirica* Du Tour превышает 500 лет, а наличие крупномерного валежа этого вида разных стадий разложения и отсутствие видимых углей в почве позволяют предположить непрерывное существование этих сообществ на протяжении не менее тысячи лет. В связи с этим возникает закономерный вопрос о причинах сохранности эти лесов. Почему они не были преобразованы, как это произошло, например, на Русской равнине или в Центральной или Западной Европе (Бобровский, 2010; European ..., 2017; Leuschner, Ellenberg 2017)? Где в бассейне Верхней Печоры следует искать максимально ненарушенные леса? Изучение структурно-функциональной организации современных лесных экосистем и сукцессионного статуса оказались неполными без трансдисциплинарных исследований на стыке естественных (биогеоценологии, лесной экологии, биологии и популяционной экологии) и гуманитарных (этноэкологии, этнографии, археологии) наук. В связи с этим, цель работы – определить историко-географические причины сохранности лесного массива в пределах бассейна Верхней Печоры. В частности, для этого было необходимо: (1) проанализировать особенности заселения и освоения этой территории за последнюю тысячу лет; (2) оценить способы и масштабы преобразования лесов различными этническими группами населения; (3) локализовать наиболее сохранившиеся сообщества.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА

Северное Предуралье – часть западного склона Северного Урала между 58° и 62° с.ш. Вдоль этого склона с севера на юг протянулся крупнейший массив темнохвойных лесов, значительная часть которого вошла в федеральные ООПТ: Печоро-Илычский и “Вишерский” государственные природные биосферные заповедники, национальный парк “Югыд-Ва”. В 1995 г. часть этого массива, расположенного в республике Коми, получила международное признание и стала первым природным объектом UNESCO в России “Девственные леса Коми”. В качестве модельной территории был выбран бассейн верховьев р. Печоры (площадь 441930 га) – от ее истока до впадения р. Уньи. В настоящее время значительная часть правобережного массива этой территории относится к Печоро-Илычскому государственному заповеднику, меньшая часть – активно вовлекаемые в лесохозяйственную деятельность эксплуатационные леса. Левобережная часть массива – частично охранная зона заповедника, частично – эксплуатационные леса (рис. 1).

Модельная территория расположена в подзоне средней тайги, климат резко континентальный, с длительной суровой зимой и коротким прохладным летом. Устойчивый снежный покров образуется в середине октября, сходит в первой декаде мая. Заморозки могут быть до первой декады июля и в августе. Осадков выпадает от 800 до 1000 мм в год, ближе к равнине количество осадков снижается до 500 мм. Зима длится более 7 мес. Среднемесячная температура января – –16.8°C, июля – +15.8°C, среднегодовая – –0.6°C. Сумма температур выше 10°C составляет около 1350°C (Научно-прикладной ..., 1990). Рельеф и современная растительность бассейна Верхней Печоры обусловлены переходным положением территории от Уральского хребта до Печорской низменности. Горный район бассейна включает западный склон Уральского хребта и отдельные вершины до 1000 м. На высоких хребтах отчетливо выражена смена вертикальных растительных поясов: таежные леса постепенно сменяются более разреженными высокотравными горно-таежными, а затем – тундрами и субальпийскими лугами. Предгорный район сформирован невысокими грядами, вытянутыми вдоль Уральского хребта. Высота таких гряд не превышает 400 м, и они покрыты разреженными темнохвойными лесами. Равнинный район представляет собой переход от предгорного района к Припечорской низменности, его занимают сосновые леса разных типологических групп.

Хронологическая глубина эколого-исторического исследования должна составлять минимум два-три возраста наиболее долгоживущих доминантов древостоя, для модельной территории это около тысячи лет. Однако район исследования имеет ряд особенностей. Во-первых, территория длительное время использовалась кочевыми народами, не оставившими никаких археологических/этнографических материалов. Во-вторых, практически полное отсутствие ландшафтных и исторических карт, которые позволили бы воспользоваться существующими методиками и провести полноценный анализ изменения экосистемного покрова (Raet et al., 2008; Yang et al.,

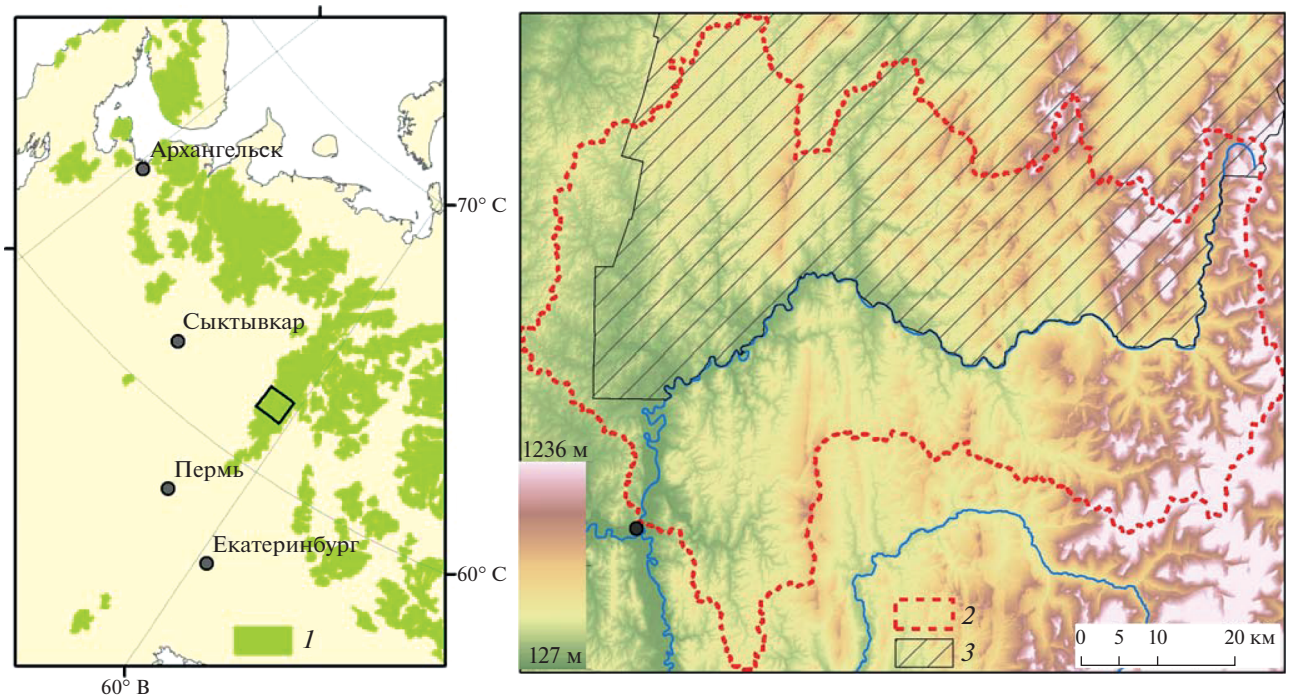



**Рис. 1.** Местоположение модельного бассейна Верхней Печоры на Европейской территории России и относительно Печоро-Илычского заповедника. *1* – малонарушенные лесные территории; *2* – бассейн Верхней Печоры; *3* – предгорный участок Печоро-Илычского заповедника.

2014: Forejt et al., 2018). В связи с этим было принято решение провести качественное исследование сохранившихся документальных источников (Bowen, 2009).

В работе использован разный набор архивных данных 1880-х–1930-х годов, относящихся к бассейну Верхней Печоры: локальные карты лесничества и уезда, на которых показаны населенные пункты, границы крестьянских дач, тропы. Площадь крестьянских дач была определена по статистическим данным того времени, их расположение уточнено по геометрическим межевым планам конца XIX–начала XX в. В ранее неопубликованных материалах экспедиций по обследованию лесов 1900 г. были обнаружены подробные описания отдельных массивов с сосновым пиловочным лесом. Важный блок – дела о нарушениях лесного устава, иллюстрирующие взаимоотношения между лесной охраной и местным населением, а также содержащие информацию о датах и местах подсек и лесных пожаров. Эта информация позволяет выявить особенности традиционного природопользования и масштабы использования лесов жителями.

До 1918 г. в России использовали русскую систему мер длины, площади и объема. Эти меры использованы в изученных делах и старых картах. Для дальнейшего анализа они были переведены в современную метрическую систему (Шевцов, 2007).

Бассейн Верхней Печоры выделен на основе цифровой модели рельефа TanDEM-X (TanDEM-X DLR, 2019) с помощью SAGA GIS (System for Automated Geoscientific Analyses, http://www.saga-gis.org). Карты построены в программе QGIS, слой малонарушенных лесных территорий взят с сайта www.hcvf.ru. Выбор в качестве объекта исследования бассейнового подхода обусловлен как экологическими причинами (см., например, Браславская и др., 2020) так и с этнографических позиций, поскольку основная хозяйственная жизнь населения была сосредоточена вдоль рек разного порядка.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

### *Население и трансформация природных экосистем до середины XIX века*

В археологическом плане территория бассейна Верхней Печоры изучена недостаточно и конкретных сведений об особенностях использования территории немного, в том числе и потому, что самое раннее население было очень мобильно и не оставило никаких археологических следов. Тем не менее по современным данным человек проник в бассейн Печоры в верхнем палеолите (около 40 тыс. лет назад). Период 38–33 тыс. лет назад – время начала освоения этой территории, известные стоянки представлены на кладбищах мамонтов (Павлов, 2015). Основное воздействие на природные ландшафты в этот период проявилось в истреблении крупных копытных животных, кото-

рое во многом предопределило облик будущих лесов. Материалы Канинской пещеры показали, что она периодически посещалась людьми на протяжении 2.5 тыс. лет (до XIII в.). На протяжении длительного времени хозяйство и быт населения этой территории оставались охотничье-рыболовецким, следов земледелия не отмечено. Примерно с XV в. получило распространение оленеводство (Канивец, 1961).

В позднее средневековье бассейн Верхней Печоры активно использовали манси (Мельников, 1852; Бахрушин, 1935; Соколова, 2009). Однако русская колонизация постепенно вытеснила мансийское население на восточный склон Уральского хребта: к концу XVII в. их промысловые земли еще охватывали верховья р. Печоры от деревни Усть-Волосница до истока (Попов, 1892; Глушков, 1900). Несмотря на увеличивающийся пресс со стороны русского населения, в XVIII и даже в начале XIX в. манси продолжали посещать равнинный и предгорный участки исследуемой территории. В 1930–1950-е годы оленеводы (манси, ханты, коми) кочевали только по вершинам Уральского хребта.

Манси вели кочевой образ жизни, занимались охотой, рыболовством, транспортным оленеводством и собирательством. Скотоводство и земледелие отсутствовали (Алейников, 2017). Горный район исследуемого бассейна, включающий западные отроги Уральского хребта и западный склон самого хребта, манси использовали в качестве летних пастбищ. Выпас крупных стад оленей существенно повлиял на флористический состав горной тундры (Овеснов, 1948) и, вероятно, значительно снизил границу леса, которая в настоящее время активно восстанавливается по всему Северному Уралу (Devi et al., 2018). В темнохвойных лесах предгорного района охотились на копытных и пушных зверей, занимались собирательством. Возросший спрос на пушнину привел к истреблению бобров – важнейших средопреобразователей лесных ландшафтов. Кроме того, для привлечения копытных к своим участкам, манси могли выжигать темнохвойные леса, стимулируя возобновление лиственных молодняков с богатым травяным покровом. Подобная практика, зафиксированная на восточном склоне Северного Урала (Описание ..., 1833; Бурнашев, 1876), подтверждает антропогенное происхождение пожаров даже в отсутствие оседлого населения и вполне объясняет наличие самых старых гарей в районе исследования (Алейников и др. 2015). При этом участниками экспедиции 1844 года была отмечена лучшая сохранность лесов западного склона Северного Урала в сравнении с восточным (Бурнашев, 1876). Сосновые лишайниковые леса, используемые в качестве зимних пастбищ, манси могли периодически выжигать для поддержания лишайникового покрова, как это делали, например, саамы Швеции (Hörnberg et al., 2018). Кроме того, для прокорма оленей в особо снежные зимы, манси рубили подрост *Picea obovata* Ledeb., обросший лишайниками (Милованович, 1926), тем самым сдерживая ее возобновление и замедляя естественные сукцессионные процессы в сосновых лесах даже в отсутствии пожаров. Остальная территория бассейна использовалась для охоты и собирательства (в том числе кедровых орехов) (рис. 2).

В первой половине XIX в. верховья Печоры привлекли внимание геологов. В 1844 г. в верховьях Печоры работала поисковая партия, обнаружившая небольшие запасы золота по некоторым притокам, однако никаких практических работ в этот период не проводили. Несмотря на отсутствие русских поселений в бассейне Верхней Печоры, крестьяне нижележащих деревень были хорошо осведомлены о наличии полезных ископаемых в верховьях Печоры и Елмы (Бурнашев, 1876), следовательно, они активно посещали эту территорию.

Таким образом, в отличие от более южных и западных регионов европейской территории России, заселенных и активно преобразуемых на протяжении нескольких тысяч лет (Kuosmanen 2018; Novenko et al., 2018; Roberts et al., 2018), в бассейне Верхней Печоры отсутствовало оседлое население, поэтому в его пределах сохранялся высокий уровень лесистости вплоть до появления первых русских поселений. Ко второй половине XIX в., эта территория была максимально покрыта естественными темнохвойными лесами, возможно с небольшой долей послепожарных сообществ, локализованных вдоль Печоры и некоторых крупных притоков (например, Большой Шижим, Елма), а также периодически горимыми сосновыми лесами в равнинном районе (Кутявин, 2018; Aleinikov, 2019; Рыжкова и др., 2020). Отсутствие скотоводческого и земледельческого населения, горных заводов и соляных промыслов позволило сохраниться естественным лесным экосистемам в максимально возможном природном состоянии. В то же время следует признать, что наши знания о традиционном природопользовании домансийского и мансийского населения остаются крайне ограниченными и требуют комплексных палеоэкологических и археологических исследований.

### *Население и особенности традиционного природопользования с середины XIX в.*

**Появление оседлого населения – начало освоения.** Первые постоянные поселения в пределах исследуемого бассейна возникли только во второй половине XIX в. К 1889 г. вдоль Верхней Печоры существовали 5 поселений с общей численностью 191 человек. Плотность населения в бас-

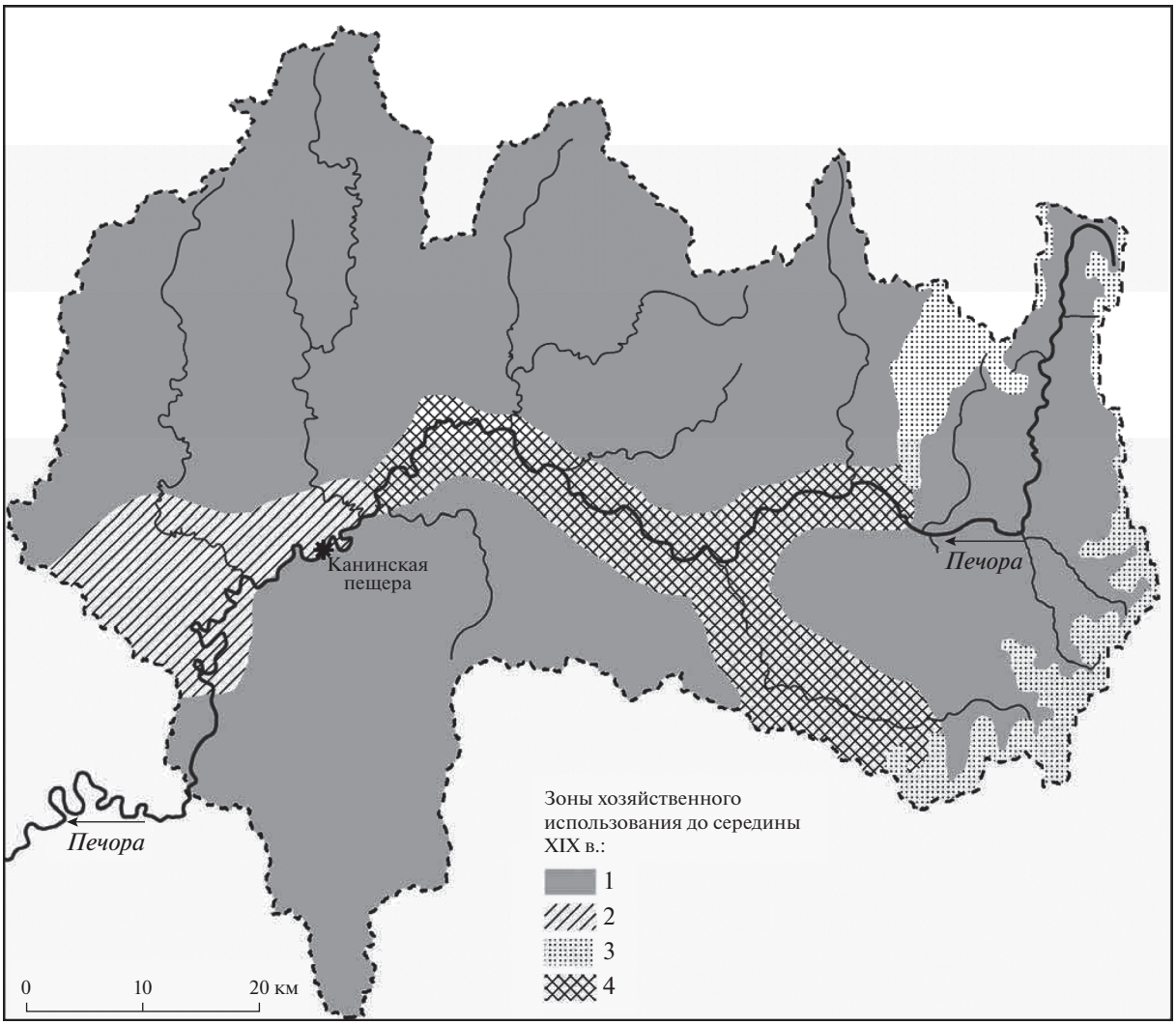



**Рис. 2.** Реконструкция зон хозяйственного освоения в бассейне Верхней Печоры до середины XIX века: 1 – охота на пушных зверей, собирательство; 2 – зимние пастбища; 3 – летние пастбища; 4 – охота на копытных вдоль путей перемещения населения.

сейне Верхней Печоры составила 2 чел. км$^{-2}$. Самый восточный населенный пункт, выселок Ёлма, просуществовал только 7 лет. Выше по Печоре постоянных поселений не было, существовали только охотничьи избы. Нехватка пашенных земель и охотничьих угодий вынуждала население переселяться на новые, свободные места. Ревизия Верхне-Печорского лесничества в 1912 г. дополнительно выявила 14 выселков, незаконно обустроенных по рр. Кедровке, Большой и Малой Шайтановкам, Большому Шижиму и Печоре. Часть этих выселков сохранилась вплоть до следующей переписи населения в 1926 г. (табл. 1).

Основная хозяйственная деятельность крестьян была сосредоточена в крестьянских дачах – землях, находящихся в общинном пользовании (Шилдаев, 1917) и состоящих из пашен, выгонов, сенокосов и лесных наделов. На исследуемой территории эти угодья располагались компактно вокруг селитьбы, за исключением сенокосов, которые были разбросаны вдоль Печоры и некоторых ее притоков (Шайтановка, Большой Шижим). Дороги отсутствовали, существовали только тропы (рис. 3). Основным способом передвижения населения был речной.

Общая площадь крестьянских угодий не превышала 620 га, или около 0.13% от площади бассейна Верхней Печоры и оставалась примерно такой вплоть до образования заповедника в 1930 г. В лесных наделах хозяйство было бессистемным. Небольшая площадь этих лесов (всего 55 га) не могла обеспечить население даже дровами, поэтому все необходимое (строевой лес, жерди, колья, дрова) крестьяне вынуждены были покупать в казенных лесах. К 1918 г. в крестьянских лесах бассейна строевой лес отсутствовал полностью, 65% площади занимали дровяные леса, 35% приходи-

**Таблица 1.** Население в бассейне Верхней Печоры в 1889–1926 г.

| Номер на рис. 3 | Населенный пункт | Первое упоминание в архивных документах, год | 1884-1885 | | 1897 | | 1926 | | 1928 | Ориентировочное время существования, лет |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | дв. | чел. | дв. | чел. | дв. | чел. | дв. | |
| 1 | Гаревка | 1854 | 9 | 43 | 9 | 66 | 12 | 47 | 5 | 123 |
| 2 | Собинская Заостровка | 1872 | 3 | 10 | 7 | 20 | 8 | 31 | 10 | 58 |
| 3 | Шайтановка | 1872 | 2 | 12 | 2 | 11 | 6 | 28 | 5 | 58 |
| 4 | М. Шайтановка | | | | | | 3 | 12 | | |
| 5 | Камешок | 1889 | – | – | 3 | 22 | 11 | 55 | 8 | 41 |
| 6 | Б. Шижим | 1926 | – | – | – | – | 1 | 6 | 1 | |
| 7 | Елма | 1880 | 1 | 11 | – | – | – | – | – | 7 |
| 8 | М. Шижим | 1912 | – | – | – | – | – | – | 1 | 18 |
| 9 | Верх.Кедровка | 1912 | – | – | – | – | 1 | 2 | | 18 |
| 10 | Ниж.Кедровка | 1912 | – | – | – | – | 1 | 2 | | 18 |
| 11 | Канин Нос | 1912 | – | – | – | – | 1 | 3 | | 18 |
| Итого, чел. | | | | 76 | | 119 | | 186 | | |

Примечание: дв. – дворов, чел. – человек.

**Таблица 2.** Площади угодий по деревням (в скобках указан год съемки)

| Площадь крестьянских земель, га | Гаревка (1896 г.) | Собинская Заостровка (1897 г.) | Шайтановка (1905 г.) | Камешок (1916 г.) |
|---|---|---|---|---|
| Лес | 31.9 | 9.6 | Нет данных | 9.0 |
| Пашня | 18.9 | 8.8 | 2.3 | 44.7 |
| Луг | 77.6 | 41.1 | Нет данных | 93.8 |
| Всего крестьянских земель, в том числе: | 2771.0 | 170.6 | 21.7 | 147.5 |

лось на молодняки, что свидетельствует о крайней истощенности крестьянских лесов (табл. 2).

Таким образом, к началу XX и в первой трети XX в. плотность населения в районе исследования была одной из самых низких в европейской России (Проскурякова, 2017). Русские поселенцы освоили только небольшую площадь вдоль р. Печоры и основным судоходным притокам. Потенциальные места для жизни были ограничены орографическими, почвенными и климатическими условиями. После организации заповедника эти поселения просуществовали еще несколько лет: после долгих переговоров с заповедником жителям разрешили пользоваться освоенными ранее пахотными и сенокосными угодьями (Чагин, 2018). Тем не менее продолжительность существования большинства населенных пунктов в бассейне Верхней Печоры составила менее 100 лет, отдельных выселков и скитов – не превышала 5–30 лет. Дольше всех просуществовала д. Гаревка, оказавшаяся вне территории заповедника и упраздненная только в 1977 г. В сравнении с более чем тысячелетними поселениями европейской территории России (Александровский ..., 2009; Novenko et al., 2018) срок существования верхнепечорских поселений и, следовательно, период освоения территории бассейна Верхней Печоры, были ничтожно малы. Аграрное освоение – основной фактор преобразования лесов во всем мире, на исследуемой территории началось на 500–1000 лет позднее, чем на Русской равнине.

**Лесное хозяйство и традиционное природопользование в казенных лесах.** Остальное пространство вокруг крестьянских дач относилось к казенным лесам Верх-Печерского лесничества Чердынского уезда Пермской губернии (73.5% площади бассейна) и Троицко-Печорского лесничества Усть-Сысольского уезда Вологодской губернии (26.5%) (рис. 3а). В соответствии с отчетами лесничеств в бассейне Верхней Печоры вели исключительно выборочное хозяйство в сосновых и лиственничных лесах. Из-за отсутствия квартальной сети рубку леса назначали по урочищам в пределах 5–7 верст от судоходных рек. Учитывали фактически заготовленную древесину на катищах у сплавной реки или на границе казенной и крестьянской дач. Единственным возмож-

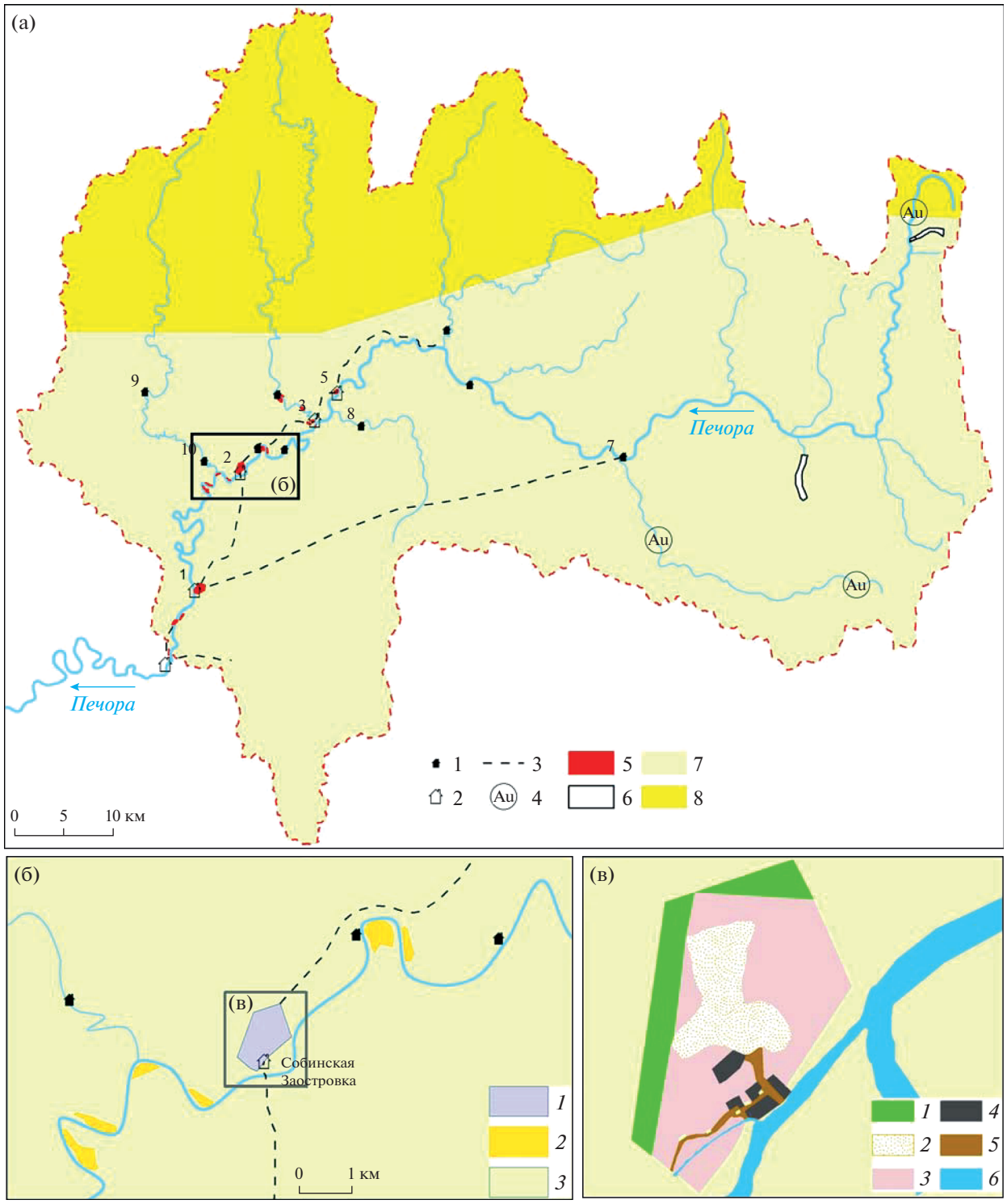



**Рис. 3.** Население и освоение бассейна Верхней Печоры в начале XX в. а – Поселения и освоенность территории: 1 – выселок, 2 – деревня, 3 – тропы, 4 – разведка золото в 1906–1907 г., 5 – крестьянские леса; 6 – золотопромышленный прииск, 7 – Верх-Печерское лесничество, 8 – Троицко-Печерское лесничество. Номера на карте – см. табл. 1. б – крестьянские земли деревни Собинская Заостровка в 1897 г.: *1* – деревня, *2* – сенокос, *3* – казенный лес. в – состав и пространственная структура земель деревни Собиинская Заостровка в 1897 г.: *1* – лесной надел, *2* – пашня, *3* – выгон, *4* – усадьба, *5* – дороги, *6* – река Печора.

ным способом транспортировки леса был речной сплав (Милованович, 1926).

Несмотря на удаленность территории и отсутствие транспортных путей, правительство всегда помнило о больших площадях неиспользуемых лесов и предпринимало неоднократные попытки исследовать печорские леса и выявить массивы с пиловочным лесом для дальнейшей продажи. Тем более, что в отличие от лесов в бассейнах рек внутреннего стока (прежде всего, бассейна Волги с притоками), вынужденных удовлетворять потребности в деловой и дровяной древесине более южных российских территорий, леса из Печорского бассейна экспортировали в зарубежные страны (главный потребитель – Англия). Одна из экспедиций по обследованию печорских лесов состоялась в 1900 г., когда в пределах исследуемой территории были выявлены три участка с лесом, пригодным для экспорта (Описание ..., 1900):

"...*Участок 1. Бор по правой стороне Печоры между реками Кедровка и Шайтановка – длиной более 10 верст и шириной в среднем 2 версты, площадью 2000 десятин. Сосны 120–150 лет 10%, 150–200 лет 50%, 200–250 лет 20%, 250–300 и старше 20%. Полнота 0.4, запас 25 куб. саж. Пиловочных деревьев на десятину 25 штук, а на всей площади – 50000. Лучшие места с пиловочным лесом находятся вблизи Кедровки и в восточной части напротив Каниного носа почти до реки Шайтановки.*

*Участок 2. Бор у Полоя. На левой стороне реки Печора между деревнями Гаревка и Собинская заостровка длиною 10 верст и шириной 1 верста, площадь – 1 000 десятин. В нескольких местах бор пересекают мокрые места. В среднем на десятину приходится 8 пиловочных деревьев, а на всей площади 8000 штук. Бывший 40 лет назад пожар уничтожил сосновый молодняк и взамен появилась береза и ель. Осталась сосна в возрасте 120–150 лет 40%, 150–200 – 35%, 200–250 15%, и от 250–300 – старше 10%. Полнота 0.4, запасы 30 куб. саж. Возка на реку Печора от 0 до 4 верст.*

*Участок 3. Бор на правой стороне реки Печора по ручьям Косому и Черный родник на площади 500 десятин. Почва песчаная мелкая, свежая. Покров: зеленый мох с багульником. Участок лет 25 назад повреждался огнем и молодняки погибли, остались сосна в возрасте от 10–150 лет 30%, от 150–200 лет 30%, от 200–250 20%, и от 250–300 и старше 20%. Полнота 0.5, запас 25 куб. саж. Пиловочных деревьев в среднем 20 штук на десятину и на всей площади 10000 штук. Воз на реку Печора от 0.5 до 3 верст...*".

Попытки найти эти массивы на современных космоснимках оказались безуспешными. Были обнаружены только отдельные небольшие фрагменты сосновых лесов, перемежающиеся производными осиново-еловыми лесами (рис. 4). Возможно описание этих участков было неточным, однако, вероятнее, эти массивы подверглись рубкам в 1900–1930 г.

Объем древесины, отпускаемый для нужд местного населения, был небольшим. В архиве сохранились копии лесных билетов, выданных крестьянам, из которых видно, что местные жители обращались в лесничество даже за отдельными пиловочными деревьями и единичными кубометрами дров. Рубили в ближайших к месту жительства крестьянина местах.

Таким образом, из-за отсутствия рынков сбыта и "лесозависимых" производств масштабные лесозаготовки в бассейне Верхней Печоры отсутствовали, выборочным рубкам подверглись ближайшие к рекам сосновые леса, а еловые массивы оставались нетронутыми. В то время как в соседнем бассейне Камы, а также на Среднем Урале уже несколько столетий активно рубили лес для солеваренной и металлургической промышленностей (Алейников и др., 2018; Турков, 2020). Еще одним препятствующим массовым лесозаготовкам фактором был недостаток рабочих людей в Печорском бассейне. По этой причине более 3000 га сосновых лесов, выкупленных в 1913–1914 г. в бассейне Печоры в пределах Верх-Печорского лесничества остались невырубленными.

Огромные пространства неиспользуемых казенных лесов и суровые климатические условия для развития трехпольного земледелия благоприятствовали сохранению подсечно-огневого. Как известно, подсечное земледелие – мощный фактор трансформации лесных экосистем (Lehtonen, Huttunen. 1997; European ..., 2017; Tomson, 2018). В Пермской губернии подсека полностью была запрещена с 1885 г., однако крестьяне продолжали ее тайно использовать, рискуя быть оштрафованными. Анализ архивных дел о нарушениях Лесного устава за 1885–1894 г. показал, что в пределах бассейна Верхней Печоры подсеку обнаруживали регулярно, но не в большом количестве. Так, в 1887 г. по одной подсеке было обнаружено около дд. Шайтановки, Усть-Уньи и Собинской Заостровки, в 1888 – вокруг Усть-Уньи и Гаревки, в 1889 – две подсеки около Собинской Заостровки и одна около Гаревки. Во время рекогносцировочных работ 2016–2019 г. автором были обнаружены подсеки 1940-х годов внутри старых гарей недалеко от бывших деревень Шайтановки, Камешка и Шижима. Это подтверждает факт, что даже после организации заповедника жители оставшихся деревень и наблюдатели на кордонах продолжали использовать подсечное земледелие. Однако, поскольку подсечные участки в этом районе были небольшого размера и располагались недалеко от поселений, а плотность населения была небольшой, то подсеке подверглась незначительная территория, в отличие от других северных территорий (Осипов, Гаврилова,

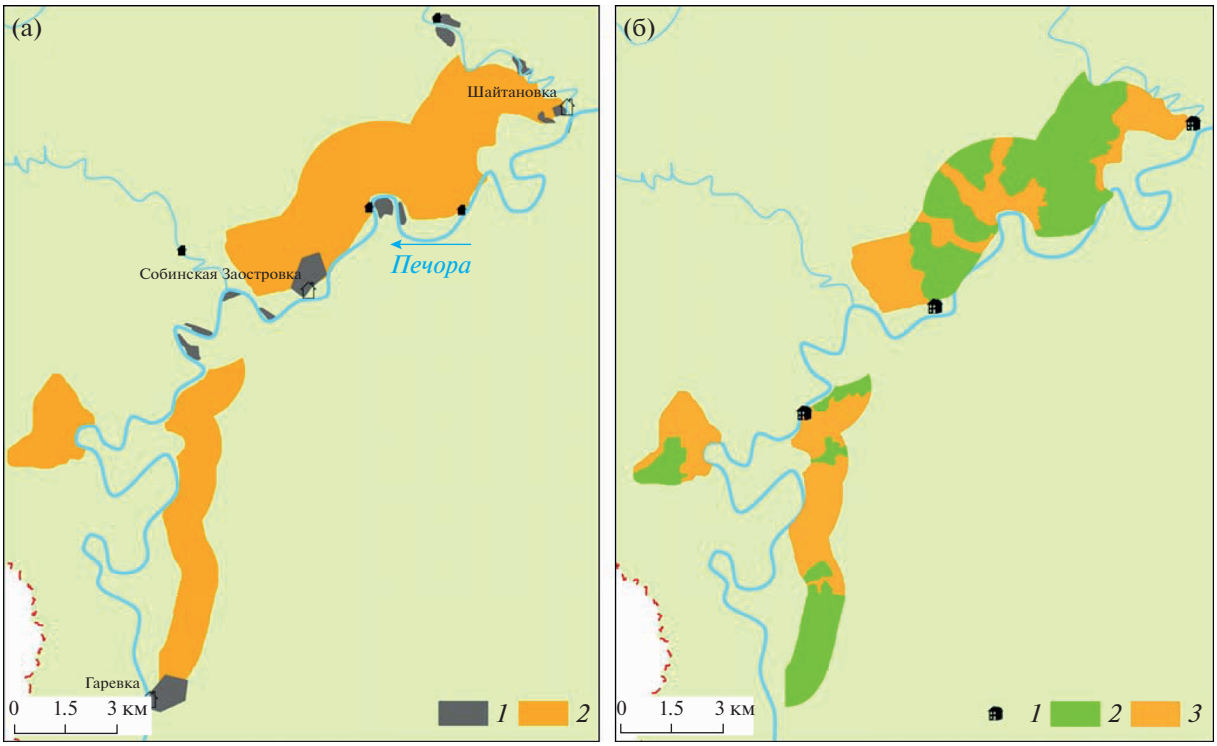



**Рис. 4.** Лесные массивы, обследованные экспедицией 1899–1900 г. а – состояние в 1899 г.: *1* – крестьянские земли, *2* – сосновые леса, пригодные для экспорта. б – современное состояние этих же массивов: *1* – кордоны Печоро-Илычского заповедника, *2* – смешанные леса, *3* – сосновые леса.

1983; Громцев, 2003). Тем не менее, неосторожное обращение с огнем во время даже единичных подсек служило причиной лесных пожаров, часто – катастрофических (Aleinikov et al., 2018).

В конце XIX в. Северный Урал охватила настоящая золотая лихорадка, любой желающий мог подать документы на разведку золота и затем отмежевать прииск. К настоящему времени известны три отведенных прииска 1880–1916 г. в верховьях р. Печоры: Печорский и Александровский на р. Ключик и Михайловский на р. Выдерье (рис. 3). В 1906–1907 г. золото искали в верховьях реки Елмы и в 4 верстах от ее устья, а также в верховьях самой Печоры. Специальных исследований по оценке степени трансформации этих участков не проводили.

Таким образом, появление русских поселенцев в бассейне Верхней Печоры сопровождалось активным преобразованием лесов. Вокруг каждого поселения была сформирована небольшая мозаика из нелесных и лесных экосистем, которая постепенно расширялась. Подобная схема освоения и преобразования лесного ландшафта была традиционной для всей таежной зоны (Волков, 1898; Евсеева, 1993; Турков, 2020). Однако суммарная площадь преобразованных лесов оставалась минимальной, в том числе и потому, что образование верхне-печорских поселений пришлось на период полного запрета подсечного земледелия в Пермской губернии, в то время как вокруг более ранних поселений подсекой была пройдена территория на десятки км вокруг (Любомудров, 1888; Ляхович, 1891; Труды ..., 1909). Основное воздействие русского населения на лесные экосистемы бассейна Верхней Печоры заключалось в увеличении числа антропогенных пожаров. В архивных документах отмечены пожары, случившиеся по вине охотников у лесных избушек, а также вокруг выселков и деревень. Это происходило по причине активного использования огня населением для приготовления пищи, дымокуров и т.д. (Нат, 1915; Милованович, 1926; Шиллингер, 1929). Таким образом, несмотря на минимальную плотность населения, каждый населенный пункт, выселок, охотничья избушка, сенокос, золотой прииск были потенциальными центрами антропогенных лесных пожаров и должны учитываться в соответствующих исследованиях.

### *Современные типы сукцессивных лесных экосистем бассейна Верхней Печоры как результат традиционного природопользования*

В настоящее время бассейн Верхней Печоры – часть одного из самых крупных нефрагментированных массивов малонарушенных лесов в евро-

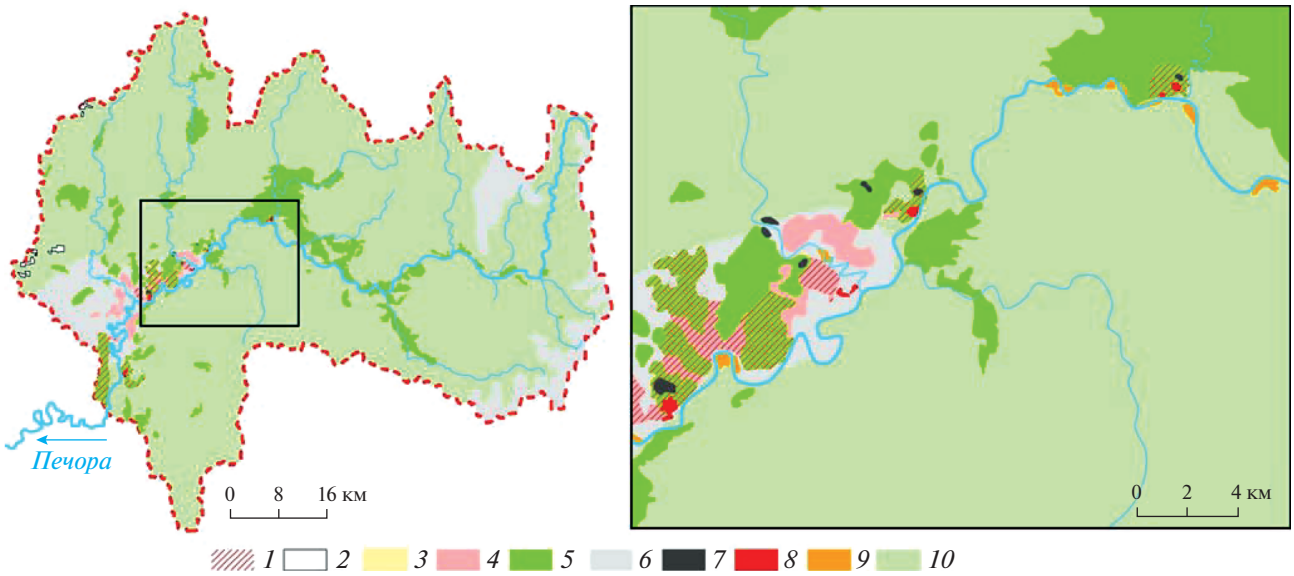



**Рис. 5.** Основные антропогенные факторы формирования и трансформации лесных экосистем бассейна Верхней Печоры и их локализация: *1* – прошлые выборочные рубки; *2* – современные сплошные рубки; *3* – повторные пожары в темнохвойных лесах; *4* – периодические пожары в светлохвойных лесах; *5* – однократные пожары в темнохвойных лесах; *6* – выпас оленей; *7* – подсечно-огневое земледелие; *8* – выпас и распашка; *9* – сенокошение; *10* – естественные экосистемы, спонтанно развивающиеся не менее 600 лет.

пейской части России. Анализ этнографических и архивных источников по истории традиционного природопользования подтвердил хозяйственное использование и нарушенность некоторых участков в прошлом. На его территории предварительно можно выделить следующие основные сукцессионные типы:

1) постпирогенные сообщества, возникшие после антропогенных и естественных пожаров. Площадь таких сообществ составляет от одного (естественные пожары) до тысяч гектаров (антропогенные пожары). Разная повторяемость и интенсивность пожаров сформировали сообщества нескольких типов: (1) после однократных пожаров в темнохвойных лесах; (2) после многократных пожаров в темнохвойных лесах; (3) после многократных пожаров разной интенсивности в сосновых лесах (рис. 5);

2) постагрогенные сообщества, возникшие на месте постоянных пашен, выгонов, сенокосов и подсек. Суммарная площадь этих участков составляет не менее 0.2% от площади модельного бассейна (в эту площадь не включены подсеки). После упразднения поселений эти земли использовались по-разному: некоторые поселения были преобразованы в кордоны заповедника (Собинская Заостровка, Шайтановка, Шижим), на которых поселились люди и продолжили использовать участки под пашню, сенокосы и выгоны. Некоторые поселения (Камешок) были закрыты, и бывшие крестьянские угодья использовались как сенокосы. Многообразие постагрогенных сообществ может быть сведено к нескольким типам: (1) на месте постоянной пашни; (2) после однократных подсек; (3) после сенокосов. Важно помнить, что вид пользования на каждом из таких участков менялся: сенокосы использовали как выгоны, пашни - как сенокосы;

3) постпастбищные сообщества, сформированные в результате выпаса домашнего скота и северных оленей. Домашний скот выпасали на специально предназначенных территориях – выгонах, но, как правило, скот свободно пасся в лесу. Эта практика сохранялась и после образования заповедника, до тех пор, пока работники заповедника содержали скот в личных хозяйствах. Выпас оленей начался несколько сотен лет назад, но на зимних пастбищах равнинного района был прекращен в XIX в., а вот на летних пастбищах в горном районе сохранялся вплоть до 1960-х годов. Таким образом, могут быть выделены сообщества (1) после выпаса оленей в сосновых лесах; (2) после выпаса оленей в тундре и лесотундре; (3) после выпаса домашних животных в лесах вокруг поселений;

4) послерубочные сообщества, сформированные на месте сплошных и выборочных рубок. Сведения о сплошных рубках в архиве пока не встречены, но рекогносцировочные обследования территории позволяют предположить их наличие в прошлом. Выборочным рубкам для экспорта подвергались все сосновые леса в местах их произрастания, а для нужд местного населения - ближайшие участки вокруг поселений и выселков. После установления заповедного режима и организации кордонов, вокруг каждого жилого

кордона активно использовалась мертвая древесина для топлива, а также отдельные деревья для ремонта и строительства зданий и сооружений. В настоящее время эти участки хорошо заметны по сохранившимся пням и отсутствию мертвой древесины. Можно выделить: (1) участки после сплошных рубок в темнохвойных лесах; (2) участки после выборочных рубок в светлохвойных лесах; (3) участки после сплошных рубок в светлохвойных лесах.

Тем не менее, несмотря на подробный анализ истории традиционного природопользования, определение сукцессионного статуса сообществ представляет собой нетривиальную задачу, поскольку набор факторов и продолжительность их действия менялись во времени и сильно зависели от климатических и экотопических условий. Некоторые современные сообщества сформировались после однократного воздействия (например, лиственные и смешанные леса на месте темнохвойных лесов), на других участках после пожара устраивали подсеку, на третьих – выборочно рубили живые деревья определенного размера, на четвертых выбирали сухостой и валежник.

Остальные темнохвойные леса бассейна Верхней Печоры следует отнести к естественным ненарушенным лесам, существующим непрерывно на протяжении несколько сотен лет (отдельные участки – не менее тысячи лет) без антропогенных воздействий. На основе предшествующих исследований подобных сообществ в бассейне р. Большой Порожней (Алейников, Лазников, 2012; Smirnova et al., 2017; Efimenko, Aleinikov, 2019) может быть сформулирован ряд структурных признаков таких лесов:

1. Высокое экосистемное разнообразие в пределах малых речных бассейнов (от сфагновых лесов на глееземах до высокотравных лесов на буроземах), обусловленное разными экотопическими и экологическими условиями.

2. Абсолютное доминирование позднесукцессионных видов деревьев (*Picea obovata*, *Abies sibirica*, *Pinus sibirica* с небольшой примесью *Betula* spp.) в современном древостое. Ценопопуляции древесных растений представлены всеми онтогенетическими состояниями разного календарного возраста, разной высоты, толщины и степени угнетения. Похожее соотношение видов деревьев характерно для основных структурных элементов древостоя: подроста, сухостоя и валежа разных стадий разложения. В условиях Северного Урала старые генеративные деревья кедра сибирского с диаметром ствола на высоте 1.3 м более 1 м – наиболее важный маркер ненарушенных лесных экосистем.

3. Невыраженность гэп-мозаики, характерной для более молодых лесов с более сомкнутым древостоем. В позднесукцессионных темнохвойных лесах Северного Урала преобладают деревья с остроконическими вершинами (*Picea obovata*, *Abies sibirica),* которые не создают сплошного древесного полога. Последующая гибель отдельных деревьев не формирует ярко выраженные “окна” с особыми световыми условиями. При этом для выживания подроста наибольшее значение имеют микросайты, возвышающиеся над землей (валежины, бугры и пни).

4. Наличие микросайтов всех возможных типов, образованных в результате жизни и естественной гибели взрослых деревьев разных видов и размеров.

**Заключение.** Леса бассейна Верхней Печоры имеют важное значение для комплексных научных исследований ненарушенных бореальных лесов. Уникальность этой территории обусловлена сразу несколькими историко-географическими причинами. Во-первых, сложными геоморфологическими и ландшафтными условиями – наличием трех ландшафтных районов: районного, предгорного и горного, создающих крупную мозаику лесорастительных условий. Во-вторых, для этой территории характерна особая этнокультурная история, связанная со сменой этнического состава населения и систем традиционного природопользования. Длительное время эта территория использовалась только для охоты и выпаса оленей. Позднее заселение территории русскими и низкая плотность населения привели к тому, что под сельскохозяйственные нужды были разработаны минимальные площади лесов. Отсутствие дорог и достаточного количества рабочей силы сдерживали рост лесозаготовок, а создание заповедника в 1930 г. остановило дальнейшее преобразование лесных экосистем. К наиболее преобразованным участкам следует относить светлохвойные леса вокруг бывших поселений, испытавших многократные пожары и выпас оленей, а также прошлые сельхозугодья, которые постепенно зарастают древесно-кустарниковой растительностью. Таким образом, часть лесного покрова бассейна Верхней Печоры представляет собой мозаику экосистемного наследия, сформированного традиционным природопользованием манси и русскими. Однако следует признать, что наши сведения по истории традиционного природопользования более раннего населения ограничены, и необходимы палеоэкологические исследования. Наибольшую исследовательскую ценность представляют собой сохранившиеся ненарушенные лесные экосистемы, расположенные вдали от населенных пунктов и судоходных рек, экосистемные функции которых остаются по-прежнему малоизученными.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

*Алейников А.А.* Население и особенности трансформации природных ландшафтов бассейна Верхней Печо-

ры до начала русской колонизации в XV–XIX вв. // Russian. J. Ecosystem Ecology. 2017. V. 2. № 3. P. 1–16.

*Алейников А.А., Лазников А.А.* Пространственная организация крупнопапоротниковых лесов верховьев реки Печоры // Известия Самарского НЦ РАН. 2012. Т. 14. № 1(5). С. 1180–1183.

*Алейников А.А., Тюрин А.В., Ефименко А.С.* Особенности формирования микромозаичной структуры темнохвойных лесов Северного Предуралья // Лесотехнический журн. 2017. № 2. С. 42–54.

*Алейников А.А., Стенно С.П., Циберкин Н.Г., Мельничук А.Ф., Садовникова Е.Н.* Влияние пермских соляных промыслов XV–XIX вв. на трансформацию лесов: опыт оценки масштабов воздействия // Russian. J. Ecosystem Ecology. 2018. V. 3. № 1. P. 1–12.

*Алейников А.А., Тюрин А.В., Симакин Л.В., Ефименко А.С., Лазников А.А.* История пожаров в темнохвойных лесах Печоро-Илычского заповедника со второй половины XIX в. по настоящее время // Сибирский лесной журн. 2015. № 6. С. 31–42.

*Александровский А.Л., Арсланов Х.А., Давыдова Н.Н., Долуханов П.М., Зайцева Г.И., Кирпичников А.Н., Кузнецов Д.Д., Лавенто М., Лудикова А.В., Носов Е.Н., Савельева Л.А., Сапелко Т.В., Субетто Д.А.* Новые данные относительно трансгрессии Ладожского озера, образования реки Невы и земледельческого освоения Северо-Запада России // Доклады Академии наук. 2009. Т. 424. № 5. С. 682–687.

*Бахрушин С.В.* Остяцкие и вогульские княжества в XVI–XVII веках. Л.: Изд-во Института народов Севера ЦИК СССР им. П.Г. Смирдовича, 1935. 87 с.

*Бобровский М.В.* Лесные почвы Европейской России: биотические и антропогенные факторы формирования. М.: КМК, 2010. 359 с.

*Браславская Т.Ю., Колбовский Е.Ю., Есипова Е.С., Коротков В.Н., Немчинова А.В., Чуракова Е.Ю., Козыкин А.В., Кулясова А.А., Алейников А.А.* Ландшафтно-бассейновый подход в экологической оценке малонарушенных лесов Онежского полуострова // Известия РАН. Сер. географич. 2020. Т. 84. № 6. С. 905–919.

*Бурнашев П.М.* Отчет о действиях золотоискательной партии в вершинах р. Печоры в 1844 г. // Записки Уральского общества любителей естествознания. 1876. Т. 3. Вып. 2 С. 59–81.

*Волков В.Т.* Таежные углы Томской области // Научные очерки Томского края. 1898. С. 1–24.

*Глушков И.Н.* Чердынские вогулы. Этнографический очерк. М., 1900. 67 с.

*Громцев А.Н.* Ретроспективный анализ общих тенденций антропогенной динамики лесного покрова на северо-западе таежной зоны России // Труды Карельского научного центра РАН. Биогеография Карелии (флора и фауна таежных экосистем). Сер. биол. Петрозаводск, 2003. Вып. 4. С. 3–17.

*Евсеева Н.С.* Изменение ландшафтов юга Томской области в процессе заселения и хозяйственного освоения // Вопросы географии Сибири. 1993. № 19. С. 55–60.

*Ершов Д.В., Бурцева В.С., Гаврилюк Е.А., Королева Н.В., Алейников А.А.* Диагностика современного сукцессионного состояния лесных экосистем Печоро-Илычского заповедника по спутниковым тематическим продуктам // Лесоведение. 2017. № 5. С. 3–15.

*Журавлева И.К. Комарова А.Ф., Потапов П.В., Турубанова С.А., Ярошенко А.Ю.* Малонарушенные лесные территории в бореальных лесах мира, происхождение, развитие, значение и возможное будущее концепции малонарушенных лесных территорий применительно к бореальным лесам // Russian. J. Ecosystem Ecology. 2016. V. 1. № 1. С. 1–11.

*Канивец В.И.* Археологическое изучение Печорского Приуралья // Вопросы археологии Урала. 1961. № 1. С. 91–99.

*Кутявин И.Н.* Сосновые леса Северного Приуралья: строение, рост, продуктивность [Электронный ресурс]. Сыктывкар: ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2018. 176 с.

*Любомудров М.* Льняные и ржаные подсеки // Лесной журн. 1888. № 6. С. 872–882.

*Ляхович В.* Лесохозяйственные письма из северной окраины // Лесной журн. 1891. Вып. 4. С. 438–457.

*Макарьева А.М., Нефёдов А.В., Морозов В.Е., Алейников А.А., Василов В.Г.* Наука в авангарде переосмысления роли лесов в третьем тысячелетии: комментарии к проекту концепции федерального закона “Лесной кодекс Российской Федерации” // Вопросы лесной науки. 2020. Т. 3. № 3. С. 1–25.

*Мельников Б.В.* Сведения о мансах, кочующих в Березовском уезде // Вестник ИРГО. 1852. С. 23–30.

*Милованович Д.А.* Леса Печорского края. Рукопись. 1926. 483 с.

*Нат С.* Леса и воды Печорского края Вологодской губернии // Лесной журн. 1915. № 4. Р. 531–561.

Научно-прикладной справочник по климату СССР. Л.: Гидрометеоиздат, 1990. Сер. 3. Ч. 1–6. Вып. 9. 560 с.

*Овеснов А.М.* Заметки об олуговении горных тундр на Северном Урале // Известия Естественно-научного института при Молотовском гос. университете. 1948. № 8. С. 313–325.

Описание Северного Урала за пределами населения, исследованного Горною экспедицию в 1831 году // Горный журн. 1833. Ч. 2. Кн. 6. С. 283–331.

*Осипов В.В., Гаврилова Н.К.* Аграрное освоение и динамика лесистости Нечерноземной зоны РСФСР. М.: Наука, 1983. 108 с.

Описание лесов системы реки Печоры лесным ревизором Скаковским. Рукопись. 1900 г. 48 с.

*Павлов П.Ю.* О первоначальном заселении Севера Урала // Уральский исторический вестник. 2015. № 2(47). С. 50–60.

*Попов В.Е.* К истории ясачных Вогуличей чердынских и верхъ-печерских // Памятная книжка и адрес-календарь Пермской губернии на 1893 г. Пермь, 1892. С. 8–9.

*Проскурякова Н.А.* 19 век // Большая российская энциклопедия. Электронная версия (2017). https://bigenc.ru/domestic_history/text/3249696 Дата обращения: 02.04.2021.

*Рыжкова Н.И., Кутявин И.Н., Пинто Г., Крышень А.М., Алейников А.А., Возьмитель Ф.К., Дробышев И.В.* Динамика пожарной активности в сосновых лесах Печоро-Илычского заповедника по данным дендрохронологического исследования // Труды Печоро-Илычского заповедника. Якша: Изд-во Печоро-Илычского заповедника, 2020. Вып. 18. С. 101–107.

*Соколова З.П.* Ханты и манси: взгляд из XXI в. М.: Наука, 2009. 756 с.

Труды экспедиции по исследованию земель Печорского края, Вологодской губернии. Т. 1. Устьсысольский уезд. Район сысольского и южной части Усть-сы-

сольского лесничеств / Под ред. П.И. Соколова. Спб.: Типография Ц. Крайз, 1909. 329 с.

*Турков В.Г.* Динамика растительного покрова горного Среднего Урала. Антропогенные смены. Верхний Тагил: Уральское Провинциальное издательство (ИП Чумаков С.В.), 2020. 128 с.

*Чагин Г.Н.* Колва, Чусовское, Печора: история, культура, быт от 1917 до 1940 г. Пермь: Пушка, 2018. 656 с.

*Шевцов В.В.* Историческая метрология России: Учеб. пособие. Томск: ТМЛ-Пресс, 2007. 280 с.

*Шевченко Н.Е., Смирнова О.В.* Рефугиумы флористического разнообразия темнохвойных лесов Северного Урала как маркеры природной растительности восточноевропейской тайги // Экология. 2017. № 3. С. 171–177.

*Шилдаев И.С.* Землевладение, землепользование и техника сельского хозяйства в Чердынском уезде. Пермь: Электро-Типография Губернского Земства, 1917. 44 р.

*Шиллингер Ф.Ф.* Информационный доклад о работе Печорско-Илычской экспедиции Всероссийского общества охраны природы в 1929 г. // Охрана природы. 1929. № 6. С. 167–185.

*Aleinikov A.A.* The fire history in pine forests of the plain area in the Pechora-Ilych Nature Biosphere Reserve (Russia) before 1942: Possible anthropogenic causes and long-term effects // Nature Conservation Research. 2019. V. 4. P. 21–34.

*Aleinikov A.A., Tyurin A.V., Grabarnik P.Y., Efimenko A.S.* Features of the Stand and Deadwood Characteristic of Post-Fire Aspen-Birch Forests in Northern Urals // Contemporary Problems of Ecology. 2018. V. 11. № 7. P. 789–801.

*Beller E.E., McClenachan L., Zavaleta E.S., Larsen L.G.* Past forward: Recommendations from historical ecology for ecosystem management // Global Ecology and Conservation. 2020. V. 21. P. e00836.

*Bowen G.A.* Document analysis as a qualitative research method // Qualitative Research Journal. 2009. V. 9. № 2. P. 27–40.

*Bürgi M. Östlund L. Mladenoff D.J.* Legacy Effects of Human Land Use: Ecosystems as Time-Lagged Systems // Ecosystems. 2017. V. 20. № 1. P. 94–103.

*Devi N.M., Kukarskih V.V., Galimova A.A., Bubnov M.O., Zykov S.V.* Modern Dynamics of High-Mountain Forests in the Northern Urals: Major Trends // J. Siberian Federal University. Biology. 2018. V. 11. № 3. P. 248–259.

*Efimenko A.S., Aleinikov A.A.* The Role of Microsites in the Natural Regeneration of Trees in Boreal Tall-Herb Dark Coniferous Forests of the Northern Urals // Biology Bulletin. 2019. V. 46. № 2. P. 200–209.

*European Russian Forests / Eds.* O.V. Smirnova, M.V. Bobrovsky, L.G. Khanina. Dordrecht: Springer Netherlands, 2017. 564 p.

*Hörnberg G., Josefsson T., DeLuca T.H., Higuera P.E., Liedgren L., Östlund L., Bergman I.* Anthropogenic use of fire led to degraded scots pine-lichen forest in northern Sweden // Anthropocene. 2018. V. 24. P. 14–29.

*Johnson E.A., Miyanishi K.* The boreal forest as a cultural landscape. // Annals of the N.Y. Academy of Sciences. 2012. V. 1249. № 1. P. 151–165.

*Forejt M., Dolejš M., Raška P.* How reliable is my historical land-use reconstruction? Assessing uncertainties in old cadastral maps // Ecological Indicators. 2018. V. 94. Part 1. P. 237–245.

*Josefsson T., Hörnberg G., Östlund L.* Long-Term Human Impact and Vegetation Changes in a Boreal Forest Reserve: Implications for the Use of Protected Areas as Ecological References // Ecosystems. 2009. V. 12. № 6. P. 1017–1036.

*Kuosmanen N., Marquer L., Tallavaara M., Molinari C., Zhang Y., Alenius T., Edinborough K., Pesonen P., Reitalu T., Renssen H., Trondman A.K., Seppä H.* The role of climate, forest fires and human population size in Holocene vegetation dynamics in Fennoscandia // J. Vegetation Science. 2018. V. 29. № 3. P. 382–392.

*Lehtonen H., Huttunen P.* History of forest fires in eastern Finland from the fifteenth century AD – The possible effects of slash-and-burn cultivation // Holocene. 1997. V. 7. № 2. P. 223–228.

*Leuschner C., Ellenberg H.* The Central European Vegetation as the Result of Millennia of Human Activity // Ecology of Central European Forests. Cham: Springer International Publishing, 2017. P. 31–116.

*Mausolf K., Härdtle W., Jansen K., Delory B.M., Hertel D., Leuschner C., Temperton V.M., von Oheimb G., Fichtner A.* Legacy effects of land-use modulate tree growth responses to climate extremes // Oecologia. 2018. V. 187. № 3. P. 825–837.

*Novenko E.Y., Tsyganov A.N., Pisarchuk N.M., Volkova E.M., Babeshko K.V., Kozlov D.N., Shilov P.M., Payne R.J., Mazei Y.A., Olchev A. V.* Forest history, peatland evelopment and mid- to late Holocene environmental change in the southern taiga forest of central European Russia // Quaternary Research. 2018. V. 89. № 1. P. 223–236.

*Potapov P., Hansen M.C., Laestadius L., Turubanova S., Yaroshenko A., Thies C., Smith W., Zhuravleva I., Komarova A., Minnemeyer S., Esipova E.* The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013 // Science Advances. 2017. V. 3. № 1. P. e1600821.

*Raet J., Sepp K., Kaasik A.* Assessment of changes in forest coverage based on historical maps // Forestry Studies. 2008. V. 48. P. 67–78.

*Roberts N., Fyfe R.M., Woodbridge J., Gaillard M.-J., Davi B.A.S., Kaplan J.O., Marquer L., Mazier F., Nielsen A.B., Sugita S., Trondman A.-K., Leydet M.* Europe's lost forests: a pollen-based synthesis for the last 11.000 years // Scientific Reports. 2018. V. 8. № 716.

*Smirnova O.V., Bobrovsky M.V., Khanina L.G., Zaugolnova L.B., Korotkov V.N., Aleynikov A.A., Evstigneev O.I., Smirnov V.E., Smirnov N.S, Zaprudina M.V.* Boreal Forests // European Russian Forests. Dordrecht: Springer, 2017. P. 59–203.

TanDEM-X DLR. TanDEM-X science service system. https://tandemx-science.dlr.de. (2019).

*Tomson P.* Role of historical slash and burn cultivation in the development of cultural landscapes and forest vegetation in south Estonia. Doctoral thesis. Tartu, 2018. 182 p.

*Watson J.E.M., Evans T., Venter O., Williams B., Tulloch A., Stewart C., Thompson I., Ray J.C., Murray K., Salazar A., McAlpine C., Potapov P., Walston J., Robinson J.G., Painter M., Wilkie D., Filardi C., Laurance W.F., Houghton R.A., Maxwell S., Grantham H., Samper C., Wang S., Laestadius L., Runting R.K., Silva-Chávez G.A., Ervin J., Lindenmayer D.* The exceptional value of intact forest ecosystems // Nature Ecology and Evolution. 2018. V. 2. № 4. P. 599–610.

*Yang Y., Zhang S., Yang J., Chang L., Bu K., Xing X.* A review of historical reconstruction methods of land use/land cover // J. Geographical Sciences. 2014. V. 24(4). P. 746–766.

# Historical and Geografic Factors of Intactness of the Primary Dark Coniferous Forests of Northern Ural

**A. A. Aleinikov***

*Center for Forest Ecology and Productivity of the RAS, ул. Профсоюзная, д. 84/32, Москва, 117997 Russia*
**E-mail: aaacastor@gmail.com*

Searching for possible solutions to the problem of global climate change has led to rethinking of the role of undisturbed/primary/virgin forests, which have been subject only to natural disturbances for a long time. One of the priorities of the world environmental policy is the preservation of large unfragmented forests that perform ecosystem functions at the global level. However, to assess individual ecosystem functions, it is necessary to identify and thoroughly study the best preserved forest ecosystems, taking into account the history of traditional nature management. This article, based on historical and archival materials, describes in detail and localizes the main types of land use in the upper reaches of the Pechora River (Komi Republic) and identifies territories that have not been affected by economic activity over the past few centuries. Some areas were used by the indigenous population for hunting and as deer pastures. The extremely late date of settlement by Russian farmers and the a low population density led to the fact that only small plots (less than 0.2% of the area of the model basin) were transformed for agricultural needs. The lack of roads, developed markets and a sufficient amount of labor force constrained the growth of logging, and the creation of the Pechora-Ilych Nature Biosphere Reserve in 1930 stopped the further forest transformation. At present, the most transformed areas include light coniferous forests around former settlements, which have experienced repeated fires and reindeer grazing, as well as areas of overgrown farmland. The most powerful factors of forest transformation were anthropogenic fires that affected 8% of the area of the Upper Pechora river basin. The preserved intact forest ecosystems with a growing age of at least 600 years, located far from settlements and navigable rivers possess the greatest research value there. The results once again emphasize the role of historical information in understanding the modern forests dynamics and in assessing their conservation significance.

*Keywords: boreal forests, Northern Ural, Pechora-Ilych Natural Biosphere Reserve, intact forest landscapes, ecosystem legacy, land use history, slash-and-burn agriculture, forest fires, forest deer pastures.*

**Acknowledgements:** The study has been carried out within the framework of the State contract with CEPF RAS (AAA-A18-118052400130-7) and with a financial support of the RFBR (project 19-04-00609).

## REFERENCES

Aleinikov A.A., Laznikov A.A., Prostranstvennaya organizatsiya krupnopaporotnikovykh lesov verkhov'ev reki Pechory (Spatial organization of large fern forests in upper Petchora (Petchoro-Ilitchsky State Nature Reserve)), *Izvestiya Samarskogo NTs RAN*, 2012, Vol. 14, No. 1(5), pp. 1180–1183.

Aleinikov A.A., Naselenie i osobennosti transformatsii prirodnykh landshaftov basseina Verkhnei Pechory do nachala russkoi kolonizatsii v XV–XIX vv. (The population and transformation features of natural landscapes of the upper Pechora in the 15th–19th centuries), *Russian J. Ecosystem Ecology*, 2017, Vol. 2, No. 3, pp. 1–16.

Aleinikov A.A., Stenno S.P., Tsiberkin N.G., Mel'nichuk A.F., Sadovnikova E.N., Vliyanie permskikh solyanykh promyslov XV–XIX vv. na transformatsiyu lesov: opyt otsenki masshtabov vozdeistviya (Influence of the perm salt production in the 15th - 19th centuries on forest transformation: impact assessment), *Russian J. Ecosystem Ecology*, 2018, Vol. 3, No. 1, pp. 1–12.

Aleinikov A.A., The fire history in pine forests of the plain area in the Pechora-Ilych Nature Biosphere Reserve (Russia) before 1942: Possible anthropogenic causes and long-term effects, *Nature Conservation Research*, 2019, Vol. 4, pp. 21–34.

Aleinikov A.A., Tyurin A.V., Efimenko A.S., Osobennosti formirovaniya mikromozaichnoi struktury temnokhvoinykh lesov Severnogo Predural'ya (Features of formation of micromosaic structure of dark coniferous forests of the northern Urals), *Lesotekhnicheskii zhurnal*, 2017, No. 2, pp. 42–54.

Aleinikov A.A., Tyurin A.V., Grabarnik P.Y., Efimenko A.S., Features of the Stand and Deadwood Characteristic of Post-Fire Aspen-Birch Forests in Northern Urals, *Contemporary Problems of Ecology*, 2018, Vol. 11, No. 7, pp. 789–801.

Aleksandrovskii A.L., Arslanov K.A., Savel'eva L.A., Subetto D.A., Davydova N.N., Kuznetsov D.D., Ludikova A.V., Sapelko T.V., Lavento M., Zaitseva G.I., Kirpichnikov A.N., Nosov E.N., Doluchanov P.M., New data on the Ladoga transgression, the Neva river formation, and agricultural development of northwestern Russia, *Doklady Earth Sciences*, 2009, Vol. 425, No. 2, pp. 274–278.

Aleynikov A.A., Tyurin A.V., Simakin L.V., Efimenko A.S., Laznikov A.A., Istoriya pozharov v temnokhvoinykh lesakh Pechoro-Ilychskogo zapovednika so vtoroi poloviny XIX v. po nastoyashchee vremya (Fire history of dark needle coniferous forests in Pechora-Ilych Nature Reserve from the second half of XIX century to present time), *Sibirskii lesnoi zhurnal*, 2015, No. 6, pp. 31–42.

Bakhrushin S.V., *Ostyatskie i vogul'skie knyazhestva v XVI–XVII vekakh* (Ostyak and Vogul principalities in the 16th–17th centuries), Leningrad: Izd-vo Instituta narodov Severa TsIK SSSR im. P. G. Smirdovicha, 1935, 87 p.

Beller E.E., McClenachan L., Zavaleta E.S., Larsen L.G., Past forward: Recommendations from historical ecology for ecosystem management, *Global Ecology and Conservation*, 2020, Vol. 21, pp. e00836.

Bobrovskii M.V., *Lesnye pochvy Evropeiskoi Rossii. Biotich-eskie i antropogennye faktory formirovaniya* (Forest soil in European Russia: biotic and anthropogenic factors in pedogenesis), M.: KMK, 2010, 359 p.

Bowen G.A., Document analysis as a qualitative research method, *Qualitative Research Journal*, 2009, Vol. 9, No. 2, pp. 27–40.

Braslavskaya T.Y., Kolbovskii E.Y., Esipova E.S., Korotkov V.N., Nemchinova A.V., Churakova E.Y., Kozykin A.V., Kulyasova A.A., Aleinikov A.A., Landshaftno-basseinovyi podkhod v ekologicheskoi otsenke malonarushennykh lesov Onezhskogo poluostrova (The landscape-basin approach for ecological evaluation of intact forest areas on the Onega peninsula (Russia)), *Izvestiya RAN. Ser. geografich*, 2020, Vol. 84, No. 6, pp. 905–919.

Bürgi M. Östlund L. Mladenoff D.J., Legacy Effects of Human Land Use: Ecosystems as Time-Lagged Systems, *Ecosystems*, 2017, Vol. 20, No. 1, pp. 94–103.

Burnashev P.M., Otchet o deistviyakh zolotoiskatel'noi partii v vershinakh r. Pechory v 1844 g. (Report on the activities of the gold prospecting party in the tops of the river Pechora in 1844), *Zapiski Ural'skogo obshchestva lyubitelei estestvoznaniya*, 1876, Vol. 3, No. 2, pp. 59–81.

Chagin G.N., *Kolva, Chusovskoe, Pechora: istoriya, kul'tura, byt ot 1917 do 1940 goda* (Kolva, Chusovskoe, Pechora: history, culture, everyday life from 1917 to 1940), Perm: Pushka, 2018, 656 p.

Devi N.M., Kukarskih V.V., Galimova A.A., Bubnov M.O., Zykov S.V., Modern Dynamics of High-Mountain Forests in the Northern Urals: Major Trends, *J. Siberian Federal University*, *Biology*, 2018, Vol. 11, No. 3, pp. 248–259.

Efimenko A.S., Aleinikov A.A., The Role of Microsites in the Natural Regeneration of Trees in Boreal Tall-Herb Dark Coniferous Forests of the Northern Urals, *Biology Bulletin*, 2019, Vol. 46, No. 2, pp. 200–209.

Ershov D.V., Burtseva V.S., Gavrilyuk E.A., Koroleva N.V., Aleinikov A.A., Diagnostika sovremennogo suktsessionnogo sostoyaniya lesnykh ekosistem Pechoro-Ilychskogo zapovednika po sputnikovym tematicheskim produktam (Recognizing the recent succession stage of forest ecosystems in Pechora-Ilych Nature Reserve with thematic satellite products), *Lesovedenie*, 2017, No. 5, pp. 3–15.

*European Russian Forests*, Dordrecht: Springer Netherlands, 2017, 564 p.

Evseeva N.S., Izmenenie landshaftov yuga Tomskoi oblasti v protsesse zaseleniya i khozyaistvennogo osvoeniya (Changes in the landscapes of the south of the Tomsk region in the process of settlement and economic development), *Voprosy geografii Sibiri*, 1993, No. 19, pp. 55–60.

Forejt M., Dolejš M., Raška P., How reliable is my historical land-use reconstruction? Assessing uncertainties in old cadastral maps, *Ecological Indicators*, 2018, Vol. 94, Part 1, pp. 237–245.

Glushkov I.N., *Cherdynskie voguly. Etnograficheskii ocherk* (Cherdyn Voguls. Ethnographic essay), M., 1900, 67 p.

Gromtsev A.N., Retrospektivnyi analiz obshchikh tendentsii antropogennoi dinamiki lesnogo pokrova na severo-zapade taezhnoi zony Rossii (Retrospective analysis of tendencies in the anthropogenic dynamics of the forests), *Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN. Biogeografiya Karelii (flora i fauna taezhnykh ekosistem), Ser. biol.*, 2003, Vol. 4, pp. 3–17.

Hörnberg G., Josefsson T., DeLuca T.H., Higuera P.E., Liedgren L., Östlund L., Bergman I., Anthropogenic use of fire led to degraded scots pine-lichen forest in northern Sweden, *Anthropocene*, 2018, Vol. 24, pp. 14–29.

Johnson E.A., Miyanishi K., The boreal forest as a cultural landscape, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2012, Vol. 1249, No. 1, pp. 151–165.

Josefsson T., Hörnberg G., Östlund L., Long-Term Human Impact and Vegetation Changes in a Boreal Forest Reserve: Implications for the Use of Protected Areas as Ecological References, *Ecosystems*, 2009, Vol. 12, No. 6, pp. 1017–1036.

Kanivets V.I., Arkheologicheskoe izuchenie Pechorskogo Priural'ya (Archaeological study of the Pechora Urals), *Voprosy arkheologii Urala*, 1961, No. 1, pp. 91–99.

Kuosmanen N., Marquer L., Tallavaara M., Molinari C., Zhang Y., Alenius T., Edinborough K., Pesonen P., Reitalu T., Renssen H., Trondman A.K., Seppä H., The role of climate, forest fires and human population size in Holocene vegetation dynamics in Fennoscandia, *J. Vegetation Science*, 2018, Vol. 29, No. 3, pp. 382–392.

Kutyavin I.N., *Sosnovye lesa Severnogo Priural'ya: stroenie, rost, produktivnost'* (Pine forests of Northern Cisurals: structure, growth and productivity), Syktyvkar: Izd-vo IB Komi NTs UrO RAN, 2018, 174 p.

Lehtonen H., Huttunen P., History of forest fires in eastern Finland from the fifteenth century AD – The possible effects of slash-and-burn cultivation, *Holocene,* 1997, Vol. 7, No. 2, pp. 223–228.

Leuschner C., Ellenberg H., The Central European Vegetation as the Result of Millennia of Human Activity, In: *Ecology of Central European Forests*, Cham: Springer International Publishing, 2017, pp. 31–116.

Lyakhovich V., Lesokhozyaistvennye pis'ma iz severnoi okrainy (Forestry letters from the northern outskirts), *Lesnoi zhurnal*, 1891, Vol. 4, pp. 438–457.

Lyubomudrov M., L'nyanye i rzhanye podseki (Linen and rye swidden), *Lesnoi zhurnal*, 1888, No. 6, pp. 872–882.

Makar'eva A.M., Nefedov A.V., Morozov V.E., Aleinikov A.A., Vasilov V.G., Nauka v avangarde pereosmysleniya roli lesov v tret'em tysyacheletii: kommentarii k proektu kontseptsii federal'nogo zakona "Lesnoi kodeks Rossiiskoi Federatsii" (Science in the vanguard of rethinking the role of forests in the third millennium: comments on the draft concept of the Federal law "Forest code of the Russian Federation"), *Voprosy lesnoi nauki*, 2020, Vol. 3, No. 3, pp. 1–25.

Mausolf K., Härdtle W., Jansen K., Delory B.M., Hertel D., Leuschner C., Temperton V.M., von Oheimb G., Fichtner A., Legacy effects of land-use modulate tree growth responses to climate extremes, *Oecologia*, 2018, Vol. 187, No. 3, pp. 825–837.

Mel'nikov B.V., Svedeniya o mansakh, kochuyushchikh v Berezovskom uezde (Information about the Mansi who roam in the Berezovsky district), *Vestnik IRGO*, 1852, pp. 23–30.

Milovanovich D.A., Lesa Pechorskogo kraya (Forests of the Pechora Territory), *Rukopis'*, 1926, 483 p.

Nat S., Lesa i vody Pechorskogo kraya Vologodskoi gubernii (Forests and waters of the Pechora region of the Vologda province), *Lesnoi zhurnal*, 1915, No. 4, pp. 531–561.

*Nauchno-prikladnoi spravochnik po klimatu SSSR.* (Research and practical handbook on climate of the USSR), Leningrad: Gidrometeoizdat, 1990, Ser. 3, Part 1–6, Issue 9, 560 p.

Novenko E.Y., Tsyganov A.N., Pisarchuk N.M., Volkova E.M., Babeshko K. V., Kozlov D.N., Shilov P.M., Payne R.J., Mazei Y.A., Olchev A.V., Forest history, peat-

land evelopment and mid- to late Holocene environmental change in the southern taiga forest of central European Russia, *Quaternary Research*, 2018, Vol. 89, No. 1, pp. 223–236.

*Opisanie lesov sistemy reki Pechory lesnym revizorom Skakovskim. Rukopis'* (Description of the forests of the Pechora river system by the forest inspector Skakovsky. Manuscript), 1900, 48 p.

*Opisanie Severnogo Urala za predelami naseleniya*, issledovannogo Gornoyu ekspeditsiyu v 1831 godu (Description of the Northern Urals outside of the population investigated by the Mountain Expedition in 1831), *Gornyi zhurnal*, 1833, Part 2, Vol. 6, pp. 283–331.

Osipov V.V., Gavrilova N.K., *Agrarnoe osvoenie i dinamika lesistosti Nechernozemnoi zony RSFSR* (Agrarian development and dynamics of forest cover in the Non-Chernozem zone of the RSFSR), M.: Nauka, 1983, 108 p.

Ovesnov A.M., Zametki ob olugovenii gornykh tundr na Severnom Urale (Notes on the transformation into meadow of mountain tundra in the Northern Urals), *Izvestiya Estestvenno-nauchnogo instituta pri Molotovskom gos. universitete*, 1948, No. 8, pp. 313–325.

Pavlov P.Y., O pervonachal'nom zaselenii Severa Urala (On the initial colonization of the North of Ural), *Ural'skii istoricheskii vestnik*, 2015, No. 2 (47), pp. 50–60.

Popov V.E., K istorii yasachnykh Vogulichei cherdynskikh i verkh'-pecherskikh (On the history of the yasak Vogulichs of Cherdyn and upper-Pechersk ones) In: *Pamyatnaya knizhka i adres-kalendar' Permskoi gubernii na 1893 god* (Commemorative book and address-calendar of the Perm province for 1893), Perm, 1892, pp. 8–9.

Potapov P., Hansen M.C., Laestadius L., Turubanova S., Yaroshenko A., Thies C., Smith W., Zhuravleva I., Komarova A., Minnemeyer S., Esipova E., The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013, *Science Advances*, 2017, Vol. 3, No. 1, pp. e1600821.

Proskuryakova N.A., available at: https://bigenc.ru/domestic_history/text/3249696 (April 02, 2021).

Raet J., Sepp K., Kaasik A., Assessment of changes in forest coverage based on historical maps, *Forestry Studies*, 2008, Vol. 48, pp. 67–78.

Roberts N., Fyfe R.M., Woodbridge J., Gaillard M.-J., Davi B.A.S., Kaplan J.O., Marquer L., Mazier F., Nielsen A.B., Sugita S., Trondman A.-K., Leydet M., Europe's lost forests: a pollen-based synthesis for the last 11.000 years, *Scientific Reports*, 2018, Vol. 8, No. 716.

Ryzhkova N.I., Kutyavin I.N., Pinto G., Kryshen' A.M., Aleinikov A.A., Voz'mitel' F.K., Drobyshev I.V., Dinamika pozharnoi aktivnosti v sosnovykh lesakh Pechoro-Ilychskogo zapovednika po dannym dendrokhronologicheskogo issledovaniya (Dynamics of fire activity in the pine forests of the Pechora-Ilychsky Nature Reserve according to the data of dendrochronological research), In *Trudy Pechoro-Ilychskogo zapovednika* (Proceedings of Pechora-Ilychsky Reserve), 2020, Yaksha: Izd-vo Pechoro-Ilychskogo zapovednika, Vol. 18, pp. 101–107.

Shevchenko N.E., Smirnova O.V., Refugia for the floristic diversity of Northern Ural dark conifer forests as markers of natural vegetation of the Eastern European taiga, *Russian J. Ecology*, 2017, Vol. 48, No. 3, pp. 212–218.

Shevtsov V.V., *Istoricheskaya metrologiya Rossii* (Historical metrology of Russia), Tomsk: TML-Press, 2007, 280 p.

Shildaev I.S., *Zemlevladenie, zemlepol'zovanie i tekhnika sel'skogo khozyaistva v Cherdynskom uezde* (Land tenure, land use and agricultural techniques in Cherdyn district), Perm: Elektro-Tipografiya Gubernskogo Zemstva, 1917, 44 p.

Shillinger F.F., Informatsionnyi doklad o rabote Pechorsko-Ilychskoi ekspeditsii Vserossiiskogo obshchestva okhrany prirody v 1929 g. (Information report on the work of the Pechora-Ilych expedition of the All-Russian Society for Nature Conservation in 1929), *Okhrana prirody*, 1929, No. 6, pp. 167–185.

Smirnova O.V., Bobrovsky M.V., Khanina L.G., Zaugolnova L.B., Korotkov V.N., Aleynikov A.A., Evstigneev O.I., Smirnov V.E., Smirnov N.S, Zaprudina M.V., Boreal Forests, In: *European Russian Forests*, Dordrecht: Springer, 2017, pp. 59–203.

Sokolova Z.P., *Khanty i mansi: vzglyad iz XXI v.* (Khanty and Mansi: a view from the XXI century), M.: Nauka, 2009, 756 p.

*TanDEM-X DLR*. TanDEM-X science service system. Available at: https://tandemx-science.dlr.de. (2019).

Tomson P., *Role of historical slash and burn cultivation in the development of cultural landscapes and forest vegetation in south Estonia*, Doctoral thesis, Tartu, 2018, 182 p.

*Trudy ekspeditsii po issledovaniyu zemel' Pechorskogo kraya, Vologodskoi gubernii. T. 1. Ust'sysol'skii uezd. Raion sysol'skogo i yuzhnoi chasti Ust'-sysol'skogo* lesnichestv (Proceedings of the expedition to explore the lands of the Pechora Territory, the Vologda province. Vol. 1. Ustysolsk district. The area of the Sysolsky and southern part of the Ust-Sysolsky forestry), St. Petersburg: Tipografiya Ts. Kraiz, 1909, 329 p.

Turkov V.G., *Dinamika rastitel'nogo pokrova gornogo Srednego Urala. Antropogennye smeny* (The dynamics of the vegetation cover of the mountainous Middle Urals. Anthropogenic changes), Verkhniy Tagil: Ural'skoe Provintsial'noe izdatel'stvo (IP Chumakov S.V.), 2020, 128 p.

Volkov V.T., Taezhnye ugly Tomskoi oblasti (Taiga of the Tomsk region), In: *Nauchnye ocherki Tomskogo kraya* (Scientific reports of Tomsk region), 1898, pp. 1–24.

Watson J.E.M., Evans T., Venter O., Williams B., Tulloch A., Stewart C., Thompson I., Ray J.C., Murray K., Salazar A., McAlpine C., Potapov P., Walston J., Robinson J.G., Painter M., Wilkie D., Filardi C., Laurance W.F., Houghton R.A., Maxwell S., Grantham H., Samper C., Wang S., Laestadius L., Runting R.K., Silva-Chávez G.A., Ervin J., Lindenmayer D., The exceptional value of intact forest ecosystems, *Nature Ecology and Evolution*, 2018, Vol. 2, No. 4, pp. 599–610.

Yang Y., Zhang S., Yang J., Chang L., Bu K., Xing X., A review of historical reconstruction methods of land use/land cover, *J. Geographical Sciences*, 2014, Vol. 24 (4), pp. 746–766.

Zhuravleva I.V., Komarova A.V., Potapov P.V., Turubanova S.A., Yaroshenko A.Y., Malonarushennye lesnye territorii v boreal'nykh lesakh mira. Proiskhozhdenie, razvitie, znachenie i vozmozhnoe budushchee kontseptsii malonarushennykh lesnykh territorii primenitel'no k boreal'nym lesam (Mildly-damaged forest areas in boreal forests of the world. The origin, development, impotance and probable future of the concept of mildly-damaged forest areas with regard to boreal forests), *Russian J. Ecosystem Ecology*, 2016, Vol. 1, No. 1, pp. 1–11.

ЛЕСОВЕДЕНИЕ, 2021, № 6, с. 609–626

ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

УДК 630*58:528.88

# ГЕОПРОСТРАНСТВЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ БИОМЕТРИЧЕСКИХ И СТРУКТУРНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ЛЕСОВ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ НА ОСНОВЕ СПУТНИКОВЫХ И ВЫБОРОЧНЫХ ЛЕСОТАКСАЦИОННЫХ ДАННЫХ[1]

© 2021 г. Е. А. Гаврилюк[a], *, Н. В. Королева[a], Д. А. Карпухина[a], Е. Н. Сочилова[a], Д. В. Ершов[a]

[a]ФГБУН Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов Российской академии наук (ЦЭПЛ РАН), ул. Профсоюзная, 84/32, стр. 14, Москва, 117997 Россия

*E-mail: egor@ifi.rssi.ru

Поступила в редакцию 31.03.2021 г.
После доработки 14.05.2021 г.
Принята к публикации 21.07.2021 г.

Исследованы возможности геопространственного моделирования биометрических (возраст, высота, диаметр ствола, запас) и структурных (соотношение хвойных и лиственных пород по запасу) характеристик древостоев на основе разносезонных спутниковых изображений Landsat и выборочных лесоустроительных материалов в масштабах отдельно взятого региона России – Брянской области. Опорная выборка для обучения моделей и контроля результатов была сформирована на основе таксационных описаний для примерно 10000 геопривязанных лесоустроительных выделов общей площадью около 35 тыс. га. Использованные спутниковые данные были синхронизированы по времени с периодом проведения таксационных работ (2002–2005 гг.). Основные этапы геопространственного моделирования, включая формирование серии разносезонных композитных изображений, расчет спектральных признаков и извлечение их значений в местах расположения эталонных выделов, обучение регрессионных моделей методом случайных лесов и применение их на всей территории исследования, выполнялись на базе облачной платформы Google Earth Engine. Наилучшие результаты были получены для показателей соотношения хвойных и лиственных пород по запасу – коэффициент детерминации моделей $R^2 = 0.7$ при относительной ошибке RMSE = 22%. Для биометрических характеристик значения $R^2$ варьировали от 0.4 для возраста до 0.5 для запаса, а величина RMSE находилась в пределах 26–37%. Такой уровень точности в полной мере согласуется с результатами похожих зарубежных и российских исследований. Полученные тематические продукты продемонстрировали высокую сходимость с данными официальной статистики при агрегации в границах лесничеств региона: квадрат корреляции $r^2 = 0.98$ при относительном отклонении MD = 5% для покрытой лесом площади и $r^2 = 0.96$ при MD = 8.6% для суммарного запаса. В итоге описанное в работе сочетание исходных данных и методики их обработки позволяет получать достоверные оценки биометрических и структурных характеристик лесов, как минимум на уровне субъектов Российской Федерации.

*Ключевые слова: возраст древостоев, высота древостоев, диаметр ствола, запас стволовой древесины, соотношение хвойных и лиственных пород, данные ДЗЗ, Landsat, случайные леса, Google Earth Engine.*

**DOI:** 10.31857/S002411482106005X

Геопространственная информация о породно-возрастной структуре и основных биометрических показателях древостоев является необходимым элементом исходных данных как для задач оценки ресурсного потенциала, биоразнообразия и экосистемных функций лесов (Barredo et al., 2015; Brockerhoff et al., 2017; Лукина и др., 2020), так и для прогнозного моделирования их естественного или управляемого развития (Komarov et al., 2003; Landsberg, 2003; Чумаченко и др., 2007). В России источником таких данных традиционно служат повыделенные планы лесонасаждений, дополненные таксационными описаниями, которые формируются в результате периодических лесоустроительных работ. Актуальность, достоверность и детальность материалов лесоустройства сильно разнятся по территории страны и в по-

[1] Исследование выполнено в рамках государственного задания ЦЭПЛ РАН АААА-А18-118052590019-7 (тематическая обработка данных) при финансовой поддержке Российского научного фонда (19-77-30015, подготовка исходных данных и написание программных скриптов).

следние годы подвергаются обоснованной критике (Гиряев, 2017; Отчет ..., 2020; Соколов, 2021). Однако стоит признать, что в текущий момент времени это наиболее распространенный и детальный тип данных, отражающих пространственное распределение качественных и количественных характеристик лесов для территории России.

С другой стороны, в качестве источника геопространственной информации о лесах могут быть использованы данные дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) различного типа и детальности (Lechner et al., 2020), которые с каждым годом становятся все более массовыми и доступными. Множество научных работ посвящено оценкам различных структурных и биометрических характеристик лесного покрова на основе спутниковых данных (Fagan, DeFries, 2009; Барталев и др., 2016; White et al., 2016). Наибольшее распространение для задач подобного типа получили оптические мультиспектральные изображения среднего и высокого пространственного разрешения с аппаратов Terra (NASA Terra MODIS, 2021), Landsat (USGS Landsat Missions, 2021) и Sentinel-2 (ESA Sentinel-2, 2021), что обусловлено их открытостью, глобальным охватом и отработанной методологией тематической обработки. Оптические изображения обладают высоким потенциалом (точность 80–90% и более) для определения границ лесного покрова (Gómez et al., 2016) и его породной структуры (Fassnacht et al., 2016). Однако оценки возраста и биометрических показателей (высота, диаметр ствола, запас, биомасса) на их основе, как правило, куда менее надежны: к примеру, характерные величины относительных ошибок определения запаса, согласно H. Astola с соавт. (2019) находятся на уровне 48–56%. Тем не менее, вследствие ограниченного распространения высокодетальных оптических, специализированных радарных и лидарных данных, которые потенциально позволяют определять структурные и биометрические характеристики древостоев с более высокой точностью (Yu et al., 2015), оптические изображения разрешением 10–60 м являются на данный момент хоть и не лучшим, но наиболее доступным (а для территорий большого пространственного охвата часто и безальтернативным) источником спутниковой информации о лесах.

Методически оценка свойств лесов по спутниковым данным с пространственным разрешением хуже 1 м, как правило, представляет собой геопространственное моделирование (Shit et al., 2021). На основе ограниченной обучающей выборки из наземных объектов с известными характеристиками и расположением (пробных площадей или их аналогов) восстанавливаются статистические взаимосвязи между анализируемыми показателями и локальными свойствами пикселей, после чего полученная модель применяется ко всему изображению. С появлением в последние годы облачных платформ, обладающих специализированным инструментарием для хранения и потоковой обработки больших объемов геопространственных данных, таких как Google Earth Engine (GEE, Gorelick et al., 2017), Amazon Web Services (Shao et al., 2012) и др., получение тематических продуктов в масштабах крупных регионов, отдельных стран и всего мира в целом максимально упростилось (Kumar, Mutanga, 2018). Однако ключевым моментом является аккумуляция обучающей выборки достаточного объема и оптимального расположения для статистически надежного описания всего разнообразия моделируемых показателей территории. Во многих развитых странах существуют системы Национальной инвентаризации лесов и соответствующие сети пробных площадей, данные с которых используются при геопространственном моделировании параметров древостоев (Brosofske et al., 2014) в том числе и для территорий большого пространственного охвата, с использованием данных ДЗЗ (Matasci et al., 2018; Sanchez-Ruiz et al., 2019). В России первый цикл Государственной инвентаризации лесов (ГИЛ) завершился в 2020 г., и на данный момент информация с пробных площадей отсутствует в открытом доступе. Единственным функциональным аналогом, сопоставимым по пространственному охвату и набору показателей, являются лесоустроительные таксационные материалы.

В целом использование выборочных лесоустроительных данных в сочетании со спутниковыми изображениями – довольно распространенная практика в локальных исследованиях на территории России при оценке породной (Гаврилюк и др., 2018; Денисова и др., 2019) и возрастной (Данилова и др., 2017) структуры, а также отдельных биометрических (Сочилова, Ершов, 2012; Сочилова и др., 2018а) и производных от них показателей древостоев (Курбанов и др., 2013; Сочилова и др., 2018б). Однако нам не известны работы, в которых бы применялась универсальная методика геопространственного моделирования для единовременной оценки нескольких структурных и биометрических характеристик древостоев в региональном масштабе на основе разносезонных данных ДЗЗ высокого пространственного разрешения и материалов лесоустройства в формате повыделенной таксации. Поэтому целью настоящего исследования является оценка возможностей такого моделирования для показателей среднего возраста, высоты, диаметра ствола и запаса древесины на корню, а также соотношения по запасу хвойных и лиственных пород в насаждениях на примере лесов Брянской области.

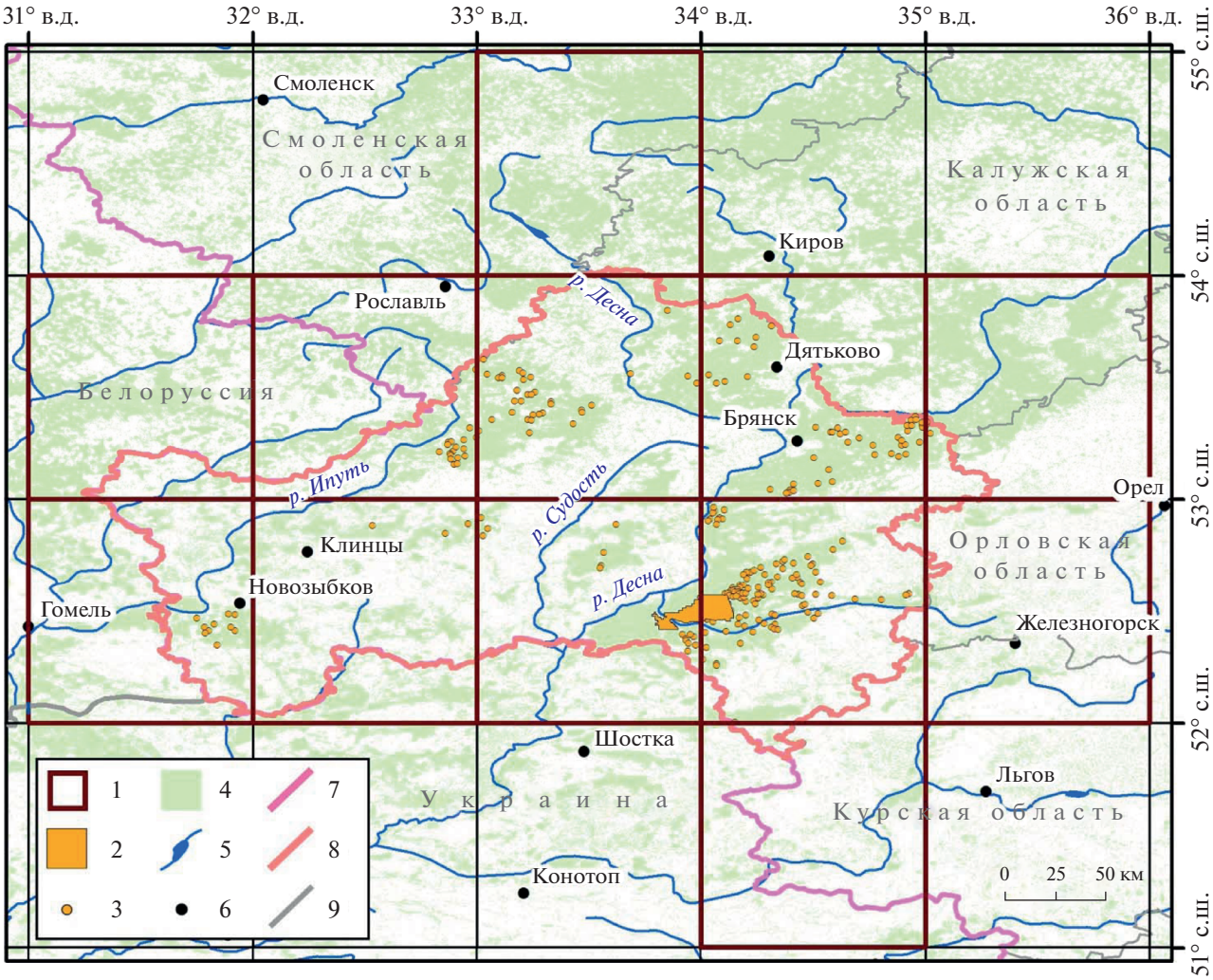



**Рис. 1.** Территория исследования. 1 – границы градусных ячеек, для которых проводилось геопространственное моделирование; 2 – территория заповедника “Брянский лес” и его охранной зоны; 3 – центры оцифрованных лесоустроительных кварталов за пределами заповедника “Брянский лес; 4 – лесной покров с сомкнутостью не менее 30% на 2000 г. (по данным Global Forest Change); 5 – реки и водоемы; 6 – населенные пункты; 7 – граница Российской Федерации; 8 – граница Брянской области; 9 – прочие государственные и административные границы.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА

Исследование проводилось для территории Брянской области (рис. 1). По геоботаническому районированию регион относится к южной полосе широколиственных лесов Европейской широколиственной области Восточноевропейской провинции и лежит на стыке двух подпровинций: Полесской, с господством дубово-сосновых лесов с грабом, и Среднерусской, с преобладанием сосново-дубовых лесов (Растительность ..., 1980). Леса на территории области распространены неравномерно, наиболее крупные массивы тянутся полосой по левобережью р. Десны, несколько меньшие – вдоль рр. Судости и Ипути. По данным официальной статистики (БГД – Регионы России, 2020) в XXI в. лесистость региона практически не менялась и остается на уровне около 33%, а общая площадь лесов составляет 1146 тыс. га с общим запасом 221.6 млн м$^3$ на конец 2019 г. Из них примерно 48% площади занимают хвойные насаждения. В породной структуре лесов выделяются сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*, 38% по площади), различные виды березы (*Betula pendula*, *B. pubescens*, 29%), ель обыкновенная (*Picea abies*, 10%), осина обыкновенная (*Populus tremula*, 9%), ольха черная (*Alnus glutinosa*, 7%) и дуб черешчатый (*Quercus robur*, 6%); в возрастной структуре преобладают средневозрастные насаждения (49%), затем идут молодняки (20%), приспевающие (18%), спелые и перестойные древостои (13%) (Открытые данные ..., 2021).

В качестве исходной информации о лесах территории использовались преобразованные и включенные в единую базу данных текстовые таксационные описания для государственного природного биосферного заповедника “Брян-

ский лес” и 87 участковых лесничеств области, полученные в результате лесоустроительных работ 2002–2005 гг. Эти материалы охватывают 199565 выделов в 8685 кварталах в пределах лесного фонда на площади 693429 га (60% от всех лесов области). Из общего объема лесоустроительной информации в работе использовались данные о 450 кварталах, содержащих около 10000 выделов с общей площадью 35 тыс. га. Примерно половина из этих кварталов приходится на территорию заповедника “Брянский лес” (включая его охранную зону), для которой электронные лесоустроительные материалы были предоставлены администрацией. Остальные кварталы, нерегулярно распределенные по территории Брянской области (рис. 1), были вручную оцифрованы и “привязаны” к географической системе координат авторами статьи.

Кварталы для оцифровки подбирались таким образом, чтобы максимально полно охватить вариабельность моделируемых характеристик на уровне выделов. Биометрические показатели древостоев в общем случае зависят от возраста, бонитета и полноты насаждения, а доли хвойных и лиственных пород по запасу отражены в формуле породного состава. Поэтому на основе имеющихся таксационных описаний все лесоустроительные выделы площадью более 1 га за пределами заповедника “Брянский лес” были стратифицированы на комплексные тематические группы с уникальными сочетаниями дискретных значений четырех показателей: класса возраста (10 классов от 1 до 10), бонитета (5 классов с I по V), относительной полноты (4 класса от 0.3 до 1.0 через 0.2 единицы) и доли хвойных пород в формуле породного состава (6 классов от 0 до 10 через 2 единицы). Затем для каждого квартала было оценено число *N* представленных в нем тематических групп. Далее для каждой тематической группы общей площадью более 100 га среди всех кварталов, в которых она была представлена хотя бы одним выделом, выбирался один квартал с максимальным числом *N*. Среди нескольких кварталов с одинаковым *N* предпочтение отдавалось кварталам с наименьшим общим числом выделов. В границах отобранных таким образом кварталов производилась сплошная оцифровка контуров выделов по растровым планам лесонасаждений участковых лесничеств. Такой подход позволил обеспечить охват наиболее распространенных по территории области тематических групп в нескольких повторностях при минимальном объеме и максимальной локализации работ по оцифровке.

Для соблюдения временно́го соответствия с лесоустроительными материалами в качестве исходных данных для геопространственного моделирования были использованы все доступные для территории исследования оптические мультиспектральные спутниковые изображения с аппарата Landsat 7 с сенсором ETM+ (USGS Landsat 7, 2021) за период с 1999 по 2003 г. Сцены Landsat 7 содержат семь спектральных каналов видимого, а также ближнего, коротковолнового и теплового инфракрасного диапазонов пространственным разрешением 30 м (60 м для теплового канала), а также один панхроматический канал разрешением 15 м. В работе использовались только сцены первого раздела первой коллекции Landsat (Collection 1 Tier 1) (Wulder et al., 2019), прошедшие стандартные процедуры предварительной обработки и преобразованные в значения спектральной яркости на уровне подстилающей поверхности (Masek et al., 2006).

Для разграничения территорий, покрытых и непокрытых лесной растительностью, при тематической обработке спутниковых изображений и анализе результатов моделирования использовались геопространственные данные проекта Global Forest Change (GFC) (Hansen et al., 2013). Маска лесов была сформирована из продукта сомкнутости лесного покрова по состоянию на 2000 г. с внесением ежегодных изменений (нарушений) до 2003 г. включительно. К лесным относились не подвергавшиеся изменениям пиксели с исходными значениями сомкнутости 30% и более.

Основные этапы геопространственного моделирования выполнялись на базе GEE и включали в себя: (1) формирование серии разносезонных спутниковых композитных изображений (композитов); (2) преобразование исходных значений пикселей в каналах композитов в производные спектральные признаки; (3) извлечение значений признаков в местах расположения эталонных выделов с известными характеристиками лесов; (4) обучение регрессионной модели по извлеченным признакам; (5) применение обученной модели ко всем пикселям композитов. Сопутствующие процессы для оценки эффективности и статистической значимости обученных моделей, информативности использованных признаков и точности результатов моделирования выполнялись локально в программной среде R версии 4.0.2 (R Core Team, 2020). Для оптимизации производительности обработка геопространственных данных проводилась последовательно по регулярной сети ячеек размером 1° × 1° (примерно 70 × 110 км), двенадцать из которых полностью или частично находятся в границах Брянской области (рис. 1).

На основе исходных сцен Landsat 7 для каждой ячейки сети было сформировано шесть безоблачных разносезонных композитов, соответствующих последовательным периодам фенологического цикла зеленой растительности (табл. 1). Временные границы периодов определялись по данным MODIS о динамике наземного покрова (MCD12Q2) версии 6 (Friedl et al., 2019).

**Таблица 1.** Продолжительность фенологических периодов и среднее число безоблачных измерений на пиксель при формировании композитных изображений Landsat (сводная статистика по всем градусным ячейкам)

| Период | Начало периода, номер дня в году | | | Окончание периода, номер дня в году | | | Продолжительность периода, дней | | | Число безоблачных измерений на пиксель | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | мин. | мед. | макс. | мин. | мед. | макс. | мин. | мед. | макс. | мин. | мед. | макс. |
| Зима | 45 | 45 | 45 | 94 | 99 | 101 | 49 | 54 | 56 | 2 | 5 | 9 |
| Весна 1 | 95 | 99 | 102 | 126 | 129 | 131 | 29 | 30 | 33 | 3 | 8 | 11 |
| Весна 2 | 127 | 129 | 132 | 156 | 157 | 159 | 27 | 29 | 30 | 1 | 4 | 8 |
| Лето | 157 | 157 | 160 | 199 | 208 | 211 | 43 | 51 | 54 | 4 | 8 | 11 |
| Осень 1 | 200 | 208 | 212 | 237 | 262 | 268 | 38 | 52 | 58 | 6 | 11 | 15 |
| Осень 2 | 238 | 262 | 269 | 296 | 301 | 309 | 38 | 41 | 59 | 2 | 7 | 10 |

Примечание. Мин. – минимум, мед. – медиана, макс. – максимум. Цифрами в названии периодов обозначены первая (1) и вторая (2) части традиционных сезонов года

MCD12Q2 – это набор ежегодных (с 2000 по 2017 г.) глобальных тематических изображений с пространственным разрешением 500 м, которые содержат информацию о семи ключевых датах (представленных как номера дней в году) в динамике хода кривой спектрального вегетационного индекса EVI2 (Jiang et al., 2008). Ключевые даты соответствуют началу и середине роста, выходу на плато, пику, началу, середине и окончанию убывания значений индекса и, таким образом, косвенно отражают смену фенологических фаз. В работе использовались шесть ключевых дат (все, кроме пика) для разграничения шести периодов года: снежная зима, первая и вторая половина весны, лето, первая и вторая половина осени. Для каждой ячейки фиксированные границы периодов определялись следующим образом: сначала попиксельно вычислялись межгодовые медианные значения ключевых дат по изображениям MCD12Q2 за 2000–2003 гг., после чего рассчитывались медианные значения по всем пикселям в пределах ячейки. Начало зимы для всех ячеек было зафиксировано на середине февраля (45-й день года), чтобы исключить влияние слабой освещенности при съемке в первые зимние месяцы.

После определения границ временных периодов процесс формирования разносезонных композитов в GEE сводится к простой последовательности полностью автоматизированных операций (Stuhler et al., 2016): (1) фильтрация выбранной коллекции спутниковых данных (в нашем случае – Landsat 7) по границам области интереса (ячейки градусной сети), временному периоду и формальным свойствам, которые содержатся в атрибутах изображений (облачность меньше 50%); (2) маскирование облачных, затененных и дефектных пикселей для каждого из оставшихся изображений в коллекции (сцены Landsat укомплектованы тематическими масками качества пикселей); (3) статистическая агрегация валидных измерений в единый композит (использовались медианные значения).

В качестве спектральных признаков (переменных) для последующего моделирования использовались исходные значения спектральной яркости в зеленом (2-й канал по порядку, рабочий диапазон длин волн 519–601 нм), красном (3, 631–692 нм), ближнем инфракрасном (4, 772–898 нм), первом (5, 1547–1748 нм) и втором (7, 2065–2346 нм) коротковолновом инфракрасном каналах полученных композитов, а также их попарные нормализованные отношения. Нормализованные отношения каналов (Crippen, 1990) являются обобщенными функциональными аналогами широко распространенных вегетационных индексов, таких как NDVI или SWVI, и рассчитываются по формуле:

$$NR_{i+n,i} = \frac{B_{i+n}}{B_i + B_{i+n}},$$

где $NR_{i+n,\,i}$ – значение нормализованного отношения канала с порядковым номером $i+n$ к каналу с порядковым номером $i$; $B_i$ – значение пикселя в канале изображения с порядковым номером $i$; $B_{i+n}$ – значение пикселя в канале изображения с порядковым номером $i+n$; $i$ – целое число в пределах от 1 до $N-1$; $n$ – целое число в пределах от 1 до $N-i$; $N$ – общее число каналов в изображении. В нашем случае при использовании пяти спектральных каналов можно получить 10 таких отношений. Всего, таким образом, на основе шести разносезонных композитов было получено 90 геопространственных переменных (30 исходных каналов и 60 нормализованных отношений).

Отбор оцифрованных выделов в эталонную выборку проводился по критериям площади (не менее 1 га), ярусности (наличие только 1-го яруса), показателям среднего возраста (от 10 лет), высоты (от 5 м) и диаметра ствола (от 4 см), а также по однородности в контексте спектральных характеристик. В качестве меры однородности использовался коэффициент вариации (Brown, 1998), который рассчитывался для каждого выдела по значениям спектральной яркости в каналах

сформированных разносезонных композитов. Выделы хотя бы с одним значением коэффициента вариации больше 30% отсеивались. В результате в итоговую эталонную выборку вошло 6137 выделов, которые затем были разбиты на обучающую и контрольную подвыборки в соотношении 3 : 1. Для разбиения применялся метод стратифицированного случайного отбора, с использованием в качестве страт описанных выше комплексных тематических групп. В качестве обучающих и контрольных значений моделируемых биометрических показателей среднего возраста, высоты и диаметра ствола рассматривались значения для главной породы выдела, для запаса – интегральное значение по всем породам (в $м^3$ $га^{-1}$). Доли хвойных и лиственных пород по запасу оценивались согласно формуле породного состава и переводились в шкалу от 0 до 100%. Очевидно, что доли хвойных и лиственных пород – это взаимообратные величины, однако для удобства и полноты представления результатов в работе они рассматриваются как два независимых показателя.

Для сопоставления со значениями моделируемых характеристик лесов использовались средние значения геопространственных переменных, рассчитанные в пределах эталонных выделов. В расчете участвовали только пиксели, центры которых попадали в границы выдела, без учета площади их пересечения. Также на растры спектральных признаков предварительно накладывалась маска лесов по данным GFC, чтобы исключить из расчетов нелесные пиксели.

На основе значений переменных, осреднённых в пределах выделов, проводился корреляционный анализ с целью оптимизации исходного набора спектральных признаков. Для всех переменных оценивалась попарная корреляция Пирсона ($r$), после чего из пар со значением $r > 0.95$ отбрасывались переменные с более высоким средним значением $r$, рассчитанным для каждой переменной по всем ее парам. Таким образом, исходный набор разносезонных спектральных признаков был сокращен до 66. К ним также были добавлены две переменные, отражающие пространственное положение выделов, – широта и долгота их центров, выраженные в десятичных градусах, – для учета в процессе моделирования локальных особенностей мест произрастания лесов, не отражающихся на спутниковых изображениях.

Поскольку все характеристики лесов, рассматриваемые в рамках данной работы, выражаются в непрерывных численных значениях, при геопространственном моделировании применялись модели регрессионного типа. Для их построения использовался метод случайных лесов (Breiman, 2001), а также сопутствующий ему комплекс функций для оценки информативности переменных и эффективности обучения. GEE включает в себя программную реализацию случайных лесов *Smile* (Li, 2014), для локальных расчетов использовалась реализация в программной среде R в пакете *ranger* (Wright, Ziegler, 2017). Для обучения регрессионных моделей использовался ансамбль из 500 деревьев, число случайных признаков при расщеплении дерева было зафиксировано на значении 34 (половина от общего числа), а минимальный размера узла был установлен на уровне 1 (т.е. деревья проращивались полностью). В качестве результата прогнозирования модели использовалось простое осреднение предсказаний всех деревьев ансамбля.

Эффективность обучения полученных моделей оценивалась по стандартным статистическим метрикам – коэффициенту детерминации ($R^2$), средней абсолютной ошибке (MAE) и квадратному корню из средней квадратической ошибки (RMSE), а также относительным величинам MAE и RMSE – процентным значениям от среднего (AVG) и разброса (RNG) моделируемых показателей. Метрики оценивались на основе предсказаний для исходной обучающей выборки, полученных интегрированным в случайные леса методом out-of-bag (OOB, Breiman, 1996). Статистическую значимость моделей ($p$-значение) оценивалась на основе множественного пермутационного теста из 200 итераций для зависимой переменной (Altmann et al., 2010). В качестве меры информативности переменных в процессе обучения использовался стандартный для случайных лесов показатель среднего уменьшения общей точности модели (MDA – Mean Decrease in Accuracy) после однократной пермутации оцениваемой независимой переменной. В случае регрессионного анализа MDA характеризует разницу между величиной средней квадратической ошибкой модели до перестановки значений переменной и после нее. Для возможности прямого сопоставления информативности переменных при моделировании характеристик разного типа и размерности в работе использовались относительные показатели MDA (в %), получаемые путем нормирования всех исходных значений на величину максимального из них.

Для получения итоговых тематических продуктов к оптимизированному набору геопространственных данных на пиксельном уровне применялись соответствующие модели, после чего результаты – растровые изображения пространственным разрешением 30 м – выгружались из GEE в облачное хранилище. По окончании последовательной обработки всех градусных ячеек эти изображения объединялись в единый растр, на который накладывалась маска лесного покрова по данным GFC, формируя таким образом финальные результаты моделирования.

Точность полученных тематических продуктов оценивалась по контрольной выборке из 1536

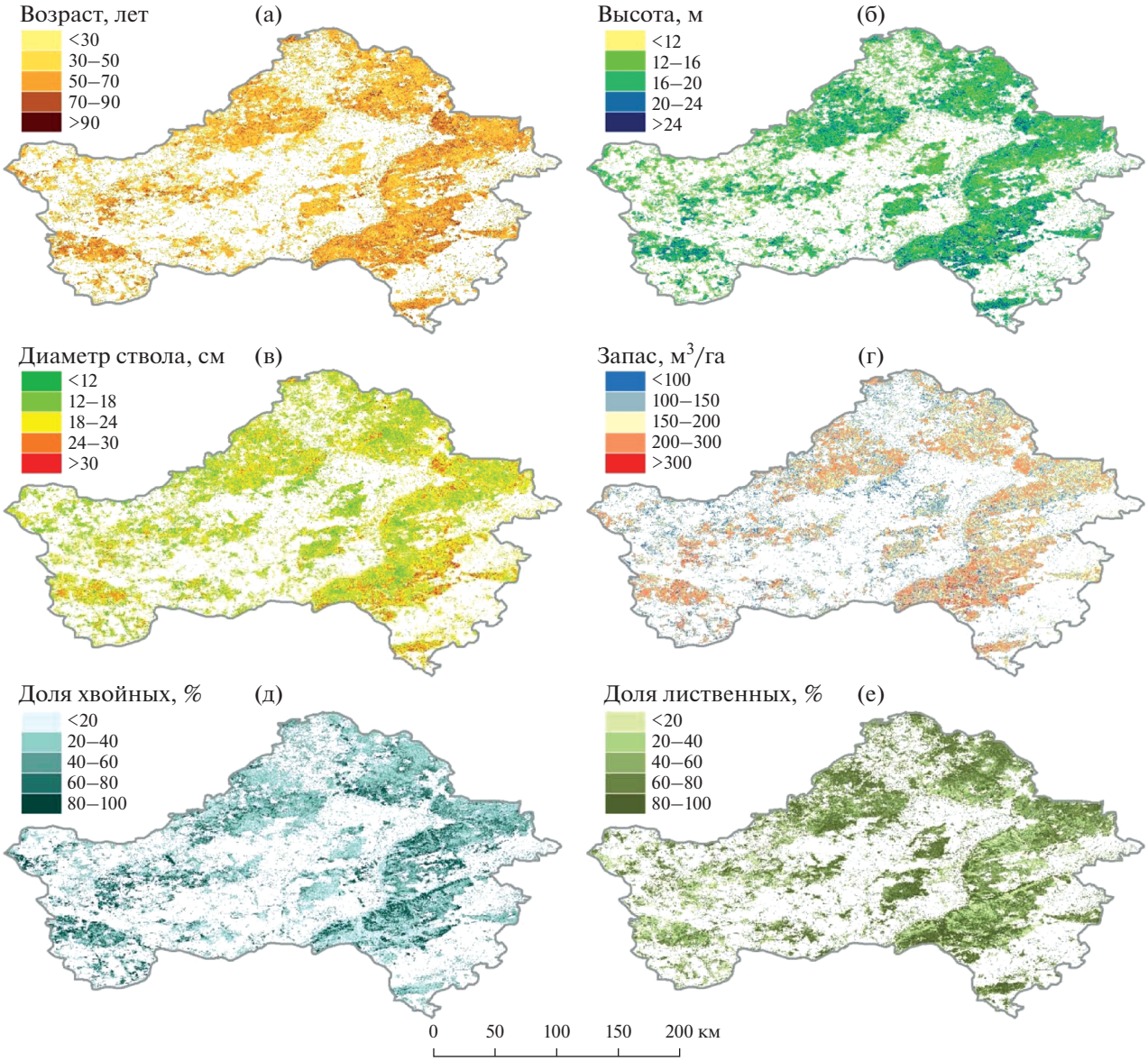



**Рис. 2.** Результаты геопространственного моделирования характеристик древостоев Брянской области. а – средний возраст; б – средняя высота; в – средний диаметр стволов; г – запас стволовой древесины; д – доля хвойных пород по запасу; е – доля лиственных пород по запасу.

выделов по тем же статистическим метрикам, что и эффективность обучения моделей. Попиксельные результаты моделирования осреднялись в границах выделов для сравнения с контрольными значениями анализируемых показателей по тем же принципам, что и при извлечении признаков для обучения. Кроме того, полученные тематические продукты запасов и доли хвойных пород, пересчитанные в суммарные значения запасов для 18 лесничеств и территории заповедника “Брянский лес”, сравнивались с официальными данными, содержащимися в Лесном плане Брянской области 2008 г. (Лесной план ..., 2008). В качестве количественных метрик для сравнения использовались квадрат корреляции Пирсона между абсолютными значениями показателей ($r^2$) и относительное среднее отклонение (MD), рассчитанное аналогично показателю MAE для регрессионных моделей с нормировкой по среднему значению.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам работы были получены геопространственные тематические продукты разрешением 30 м, характеризующие средний возраст, высоту, диаметр ствола, запас и соотношение (по запасу) хвойных и лиственных пород в древостоях Брянской области по состоянию на 2003 год (рис. 2). Общая площадь лесов в границах региона, выделенная по данным GFC, соста-

**Таблица 2.** Описательная статистика распределения показателей для исходных таксационных данных и результатов геопространственного моделирования

| Показатель | Данные | Среднее | Стандартное отклонение | Мин. | 1-й квартиль | Медиана | 3-й квартиль | Макс. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Возраст, лет | О | 53 | 25 | 10 | 35 | 50 | 70 | 170 |
| | К | 52 | 23 | 10 | 35 | 50 | 65 | 160 |
| | Т | 54 | 25 | 1 | 39 | 55 | 70 | 205 |
| | М | 57 | 12 | 1 | 48 | 57 | 65 | 119 |
| Высота, м | О | 19 | 7 | 5 | 14 | 20 | 24 | 35 |
| | К | 19 | 6 | 5 | 14 | 20 | 24 | 35 |
| | Т | 19 | 7 | 1 | 16 | 22 | 25 | 38 |
| | М | 17 | 3 | 1 | 15 | 17 | 20 | 29 |
| Диаметр ствола, см | О | 20 | 9 | 4 | 14 | 20 | 26 | 64 |
| | К | 20 | 9 | 4 | 14 | 20 | 26 | 60 |
| | Т | 21 | 9 | 2 | 16 | 22 | 28 | 96 |
| | М | 20 | 5 | 1 | 17 | 20 | 23 | 42 |
| Запас, м$^3$ га$^{-1}$ | О | 189 | 98 | 10 | 110 | 180 | 260 | 530 |
| | К | 196 | 98 | 15 | 110 | 200 | 270 | 500 |
| | Т | 202 | 99 | 5 | 130 | 210 | 270 | 580 |
| | М | 169 | 55 | 1 | 125 | 167 | 209 | 393 |
| Доля хвойных, % | О | 35 | 36 | 0 | 1 | 20 | 70 | 100 |
| | К | 35 | 36 | 0 | 0 | 20 | 70 | 100 |
| | Т | 45 | 39 | 0 | 1 | 40 | 80 | 100 |
| | М | 41 | 22 | 1 | 24 | 37 | 54 | 99 |
| Доля лиственных, % | О | 65 | 36 | 0 | 30 | 80 | 100 | 100 |
| | К | 65 | 37 | 0 | 30 | 80 | 100 | 100 |
| | Т | 55 | 39 | 0 | 20 | 60 | 100 | 100 |
| | М | 59 | 22 | 1 | 47 | 64 | 76 | 100 |

Примечание. Мин. – минимум, макс. – максимум, О – обучающая выборка, К – контрольная выборка, Т – все исходные таксационные данные, М – результаты моделирования в границах Брянской области.

вила 1547 тыс. га, а суммарный запас, оцененный по результатам моделирования, – 261.7 млн м$^3$, что значительно выше данных официальной статистики. Это естественная ситуация, поскольку публичная информация о лесных ресурсах в России, как правило, относится только к территории лесного фонда, а не ко всем территориям, покрытым древесной растительностью.

Средний возраст древостоев Брянской области по результатам моделирования составил 57 лет, средняя высота – 17 м, средний диаметр ствола – 20 см, средний запас – 169 м$^3$ га$^{-1}$, соотношение хвойных и лиственных пород по запасу – 41 : 59. Остальные статистические характеристики распределения полученных показателей, в сравнении с исходными лесоустроительными материалами, приведены в табл. 2. Результаты моделирования довольно близки к таксационным данным в средних значениях (за исключением запаса, который ниже примерно на 16%), но при этом гораздо более однородны (стандартное отклонение ниже примерно в два раза для всех показателей). Кроме того, прослеживается явная тенденция к недооценке высоких значений биометрических характеристик, а также переоценке доли лиственных древостоев по запасу, что подтверждается и результатами валидации.

Сводные показатели эффективности обучения моделей, а также результаты валидации тематических продуктов приводятся в табл. 3, а на рис. 3 представлены диаграммы рассеяния контрольных и предсказанных значений. Оценки, полученные при сравнении результатов моделирования с тестовым набором выделов, незначительно ниже оценок, полученных в процессе обучения на основе OOB-метода. Все модели статистически значимы ($p < 0.005$). Наилучшие результаты наблюдаются при моделировании соотношения хвойных и лиственных пород по запасу – $R^2$ примерно 0.7 и RMSE около 22%. При этом характерная недооценка доли хвойных пород в запасе древостоев может быть связана с более компактной

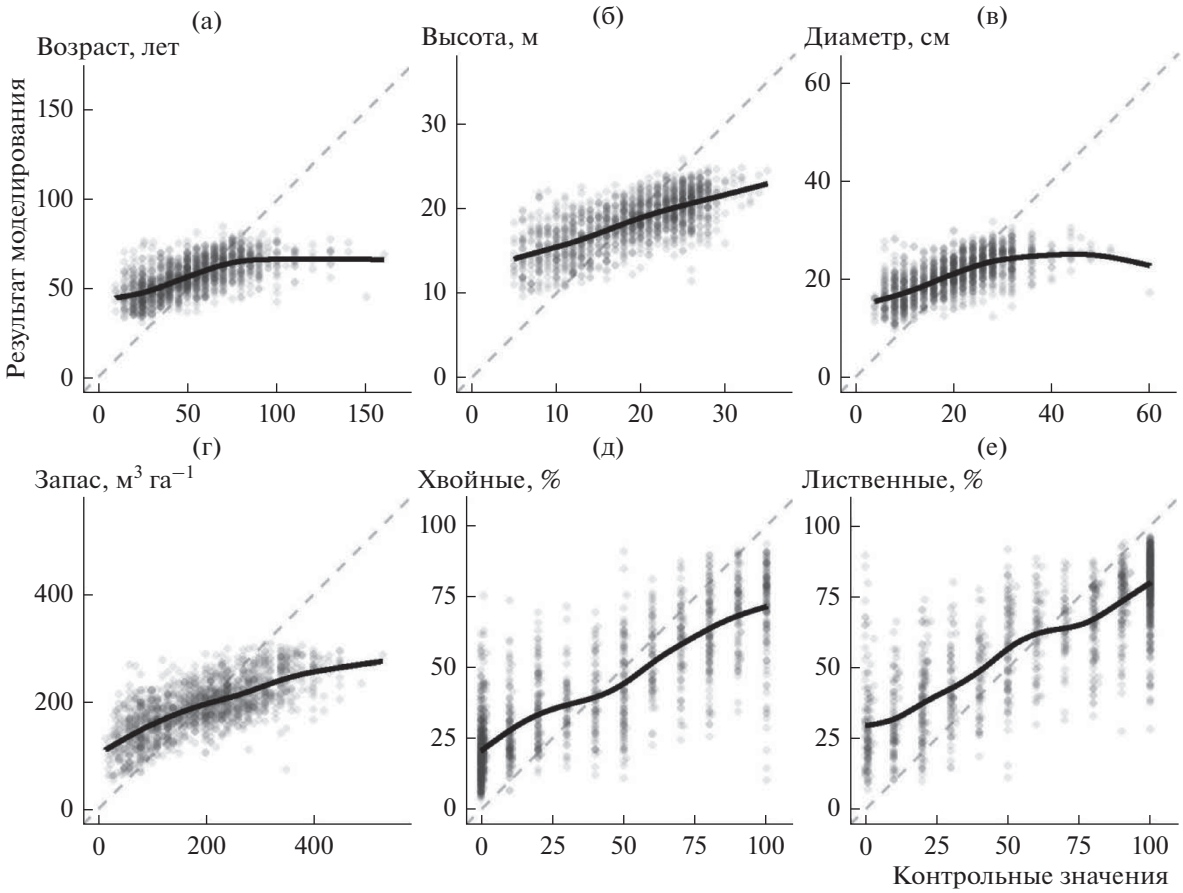



**Рис. 3.** Диаграммы рассеяния предсказанных и контрольных значений для характеристик древостоев Брянской области. а – средний возраст, лет; б – средняя высота, м; в – средний диаметр стволов, см; г – запас стволовой древесины, м$^3$ га$^{-1}$; д – доля хвойных пород по запасу, %; е – доля лиственных пород по запасу, %.

формой кроны по сравнению с лиственными деревьями, что обусловливает их более низкий вклад в проективное покрытие полога, а, значит, и в значение спектральной яркости смешанного пикселя при одном и том же числе стволов.

Для биометрических характеристик уровень точности несколько ниже: $R^2$ изменяется от 0.4 для возраста до 0.5 для запаса, а $RMSE_{AVG}$ находится в пределах 26–37%. Тенденции к завышению низких и занижению высоких значений в

**Таблица 3.** Показатели эффективности регрессионных моделей при обучении (OOB) и результаты валидации тематических продуктов (Тест)

| Показатель | Возраст, лет | | Высота, м | | Диаметр ствола, см | | Запас, м$^3$ га$^{-1}$ | | Доля хвойных, % | | Доля лиственных, % | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | OOB | Тест | OOB | Тест | OOB | Тест | OOB | Тест | OOB | Тест | OOB | Тест |
| $R^2$ | 0.39 | 0.39 | 0.53 | 0.48 | 0.46 | 0.43 | 0.55 | 0.50 | 0.66 | 0.68 | 0.66 | 0.69 |
| MAE | 14.0 | 15.0 | 3.6 | 4.0 | 4.8 | 5.2 | 52.2 | 58.2 | 15.4 | 18.5 | 15.3 | 18.2 |
| $MAE_{RNG}$, % | 8.7 | 10.0 | 11.8 | 13.3 | 8.0 | 9.3 | 10.6 | 11.3 | 15.4 | 18.5 | 15.3 | 18.2 |
| $MAE_{AVG}$, % | 26.2 | 28.8 | 18.9 | 21.0 | 24.1 | 26.0 | 27.7 | 29.7 | 42.5 | 52.3 | 23.8 | 28.0 |
| RMSE | 19.9 | 19.1 | 4.5 | 4.9 | 6.6 | 6.7 | 66.2 | 72.7 | 21.0 | 22.2 | 20.9 | 22.0 |
| $RMSE_{RNG}$, % | 12.4 | 12.7 | 15.1 | 16.3 | 11.0 | 12.0 | 13.5 | 14.1 | 21.0 | 22.2 | 20.9 | 22.0 |
| $RMSE_{AVG}$, % | 37.2 | 36.6 | 24.2 | 25.7 | 33.0 | 33.7 | 35.1 | 37.1 | 58.0 | 62.8 | 32.5 | 33.7 |

Примечание. $R^2$ – коэффициент детерминации модели (при валидации – квадрат корреляции контрольных и предсказанных значений); MAE – средняя абсолютная ошибка; RMSE – квадратный корень из средней квадратической ошибки; $MAE_{RNG}$ и $RMSE_{RNG}$ – относительные значения соответствующих ошибок, полученные посредством нормирования на величину разброса значений в выборке; $MAE_{AVG}$ и $RMSE_{AVG}$ – относительные значения соответствующих ошибок, полученные посредством нормирования на величину среднего значения по выборке.

**Таблица 4.** Результаты валидации тематических продуктов биометрических показателей древостоев для ограниченного диапазона значений

| Показатель | Возраст, 20–80 лет | Высота, 5–30 м | Диаметр ствола, 10–30 см | Запас, 50–400 м$^3$ га$^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|
| $R^2$ | 0.40 | 0.47 | 0.38 | 0.46 |
| MAE | 13.4 | 3.9 | 3.8 | 54.7 |
| $MAE_{RNG}$, % | 16.7 | 15.8 | 19.1 | 15.6 |
| $MAE_{AVG}$, % | 25.8 | 20.8 | 19.2 | 27.6 |
| RMSE | 16.4 | 4.8 | 4.7 | 67.8 |
| $RMSE_{RNG}$, % | 20.5 | 19.2 | 23.7 | 19.4 |
| $RMSE_{AVG}$, % | 31.7 | 25.4 | 23.9 | 34.3 |

Примечание. Обозначения показателей см. табл. 4.

разной степени выражены для всех моделей биометрических показателей. Наиболее вероятной причиной является низкая чувствительность использованных переменных к вариабельности анализируемых характеристик древостоев по достижении ими определенных пороговых значений на обоих концах распределения, т.е. наблюдается эффект насыщения, хорошо известный для оптических спутниковых данных (Zhao et al., 2016). При оценке точности результатов моделирования для ограниченного диапазона значений (табл. 4) наблюдается заметное снижение RMSE для показателей возраста (на 14%) и диаметра ствола (на 29%). Для показателей высоты и запаса этот эффект выражен в значительно меньшей степени.

В целом полученные показатели эффективности хорошо согласуются с результатами похожих исследований. G. Matasci с соавт. (2018) при моделировании биометрических показателей лесов всей Канады на основе данных Landsat и лидарных трансект приводят оценки точности для высот на уровне $R^2 = 0.5$ при RMSE = 3.6 м (34%) и для запасов $R^2 = 0.5$ при RMSE = 72 м$^3$ га$^{-1}$ (79%). H. Astola с соавт. (2019) на территории Финляндии получили $R^2 = 0.51$ при RMSE = 37% для высот, $R^2 = 0.47$ при RMSE = 45% для диаметров ствола и $R^2 = 0.38$ при RMSE = 72% для запасов при оценке по данным Landsat и более точные результаты (RMSE на 6–13% ниже) по данным Sentinel-2. В. Жарко с соавт. (Zharko et al., 2020) приводят значения $R^2 = 0.61$ и RMSE = 67 м$^3$ га$^{-1}$ при моделировании запасов на основе зимних изображений Sentinel-2 в Костромской области. C. Senf с соавт. (2020) при оценке многолетней динамики соотношения хвойных и лиственных пород в национальном парке “Баварский лес” получили $R^2$ около 0.6 при RMSE = 19–24% в зависимости от использованного сенсора Landsat. Для возраста древостоев даже при совместном использовании оптических изображений и материалов лазерного сканирования характерные ошибки моделирования находятся в диапазоне 10–20 лет (Schumacher et al., 2020). Таким образом, в аспекте точности наши результаты можно охарактеризовать как ожидаемые для описанного сочетания исходных данных и методов, при этом использование лесоустроительных выделов вместо наземных пробных площадей для обучения моделей никак не сказалось на показателях их эффективности.

Кроме того, результаты моделирования продемонстрировали высокую сходимость с официальными данными на уровне лесничеств (рис. 4). При сравнении площадей, занятых лесной растительностью в границах квартальной сети, значение $r^2$ составило 0.98 при величине MD = 5%. Для суммарных значений запасов аналогичные показатели составили 0.96 и 8.6% соответственно. Однако при сравнении суммарных запасов только хвойных насаждений при сопоставимом значении $r^2 = 0.92$ MD было заметно выше – 22.9%, что объясняется уже обозначенным характерным эффектом занижения доли хвойных пород древостоев при моделировании. Тем не менее высокая корреляция значений запасов свидетельствует о систематическом характере этого занижения, что оставляет возможности для статистического определения компенсирующих поправок.

В данной работе мы не ставили задачу детального исследования информативности геопространственных признаков, использованных для моделирования, однако формальные оценки значимости переменных были проведены (табл. 5). Для всех биометрических характеристик наилучшую информативность продемонстрировал второй коротковолновой канал (7 канал Landsat 7) первой части осени. Кроме того, для показателей возраста, высоты и диаметра ствола сопоставимую значимость показал ближний инфракрасный канал (4) первой части весны. Помимо этого, для высоты древостоев высокую информативность имели красные каналы (3) второй части весны и первой части осени. При моделировании долей хвойных и лиственных пород в запасе са-

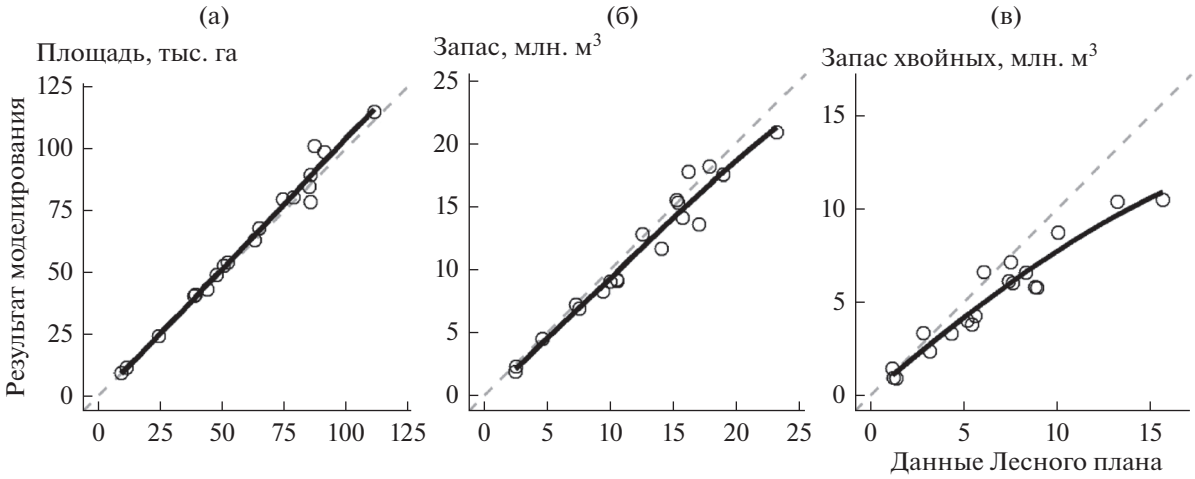



**Рис. 4.** Диаграммы рассеяния агрегированных на уровне лесничеств результатов геопространственного моделирования и официальных данных Лесного плана Брянской области 2008 г. а – покрытая лесом площадь, тыс. га; б – общий запас стволовой древесины, млн м$^3$; в – общий запас стволовой древесины хвойных насаждений, млн м$^3$.

мыми значимыми были ближний инфракрасный канал (4) лета, нормализованное отношение коротковолновых каналов (7/5) зимы и второй коротковолновой канал (7) второй части осени. Также стоит отметить, что все 68 использованных переменных имели положительную информативность при обучении моделей для всех шести характеристик древостоев (т.е. повышали их эффективность). Таким образом, для различных моделируемых показателей список наиболее значимых переменных довольно индивидуален, в контексте как типов спектральных признаков, так и их сезонности. Поэтому набор переменных, использованный в работе, в определенной степени является универсальным (но не исчерпывающим) для задач геопространственного моделирования различных биометрических и структурных характеристик лесного покрова.

Полученные результаты позволяют сделать положительные выводы о потенциале и работоспособности использованных исходных данных, инструментов и методики, однако полномасштабная реализация подобного подхода с целью получения геопространственных тематических продуктов для всей территории России на данный момент возможна только в отдаленной перспективе по причине нехватки наземной информации о лесах. Материалы лесоустройства для большей части страны неактуальны, и текущие объемы проводимых работ не позволяют компенсировать их устаревание. Кроме того, в большинстве случаев эти данные не доступны для широ-

**Таблица 5.** Относительные показатели MDA для десяти наиболее информативных геопространственных переменных при регрессионном моделировании

| Признак | Сезон | MDA, % | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | возраст | высота | диаметр ствола | запас | доля хвойных | доля лиственных |
| K7* | Осень 1 | 100 | 100 | 100 | 100 | 9.8 | 9.6 |
| K4 | Лето | 30.4 | 45.0 | 29.5 | 23.3 | 100 | 100 |
| K4 | Весна 1 | 92.1 | 78.2 | 77.9 | 18.5 | 3.6 | 3.2 |
| K3 | Весна 2 | 13.3 | 82.7 | 27.7 | 17.8 | 2.3 | 2.4 |
| K7/K5 | Зима | 29.2 | 39.6 | 27.0 | 14.5 | 73.1 | 72.0 |
| K7 | Осень 2 | 21.4 | 7.1 | 13.1 | 5.6 | 63.8 | 68.5 |
| K3 | Осень 1 | 16.8 | 62.2 | 45.4 | 35.6 | 2.8 | 2.9 |
| K3/K2 | Зима | 57.3 | 18.0 | 38.8 | 21.6 | 15.1 | 14.9 |
| K5/K4 | Лето | 49.8 | 41.9 | 50.1 | 17.5 | 3.8 | 4.0 |
| K3/K2 | Весна 2 | 17.2 | 43.3 | 22.0 | 21.0 | 4.7 | 5.1 |

*Номер канала Landsat 7.

кой научной общественности или распространяются на коммерческой основе. Результаты наземных обследований, проводившихся в рамках первого цикла ГИЛ, все еще находятся в обработке, и сроки их открытого опубликования неизвестны. Наземные пробные площади, закладываемые в рамках научных работ, хотя и довольно многочисленные, как правило, очень неоднородны в своем пространственном расположении, периодичности проводимых измерений, а также составе определяемых на них показателей. Особенно стоит отметить, что именно расположение пробных площадей (или их аналогов) оказывает наибольшее влияние на достоверность геопространственного моделирования, поэтому планирование наземных обследований и размещение тестовых участков должно проводиться с учетом результатов предварительной тематической обработки спутниковых данных (автоматическая сегментация, кластерный анализ), которые затем будут использованы при моделировании. Иначе даже выборка из сотен наземных измерений может оказаться недостаточно представительной, например, если пробные площади массово размещаются в переходных зонах между ландшафтами разного типа или в древостоях, в целом нетипичных для территории исследования, по причине их высокого биоразнообразия, и т.п. Строго говоря, для задач геопространственного моделирования характеристик лесов необходимо создание специализированной сети наземного мониторинга, изначально спроектированной на основе данных ДЗЗ. При этом раскрытие и консолидация уже имеющихся материалов наземных обследований, получаемых из разных источников, могли бы стать первыми шагами на пути ее формирования. Результаты функционирования комплексной системы, сочетающей периодическое определение характеристик лесов на пробных площадях с их последующим геопространственным моделированием по спутниковым данным в масштабах регионов и всей страны, могут быть востребованы для широкого спектра прикладных и научных задач лесной отрасли, включая инвентаризацию ресурсов, оценку экосистемных функций и услуг, а также разработку сценариев устойчивого управления лесами.

**Заключение.** Результаты данной работы в полной мере демонстрируют базовые возможности использования разносезонных оптических спутниковых изображений высокого разрешения в сочетании с выборочными лесотаксационными материалами для задач геопространственного моделирования структурных и биометрических характеристик лесов в региональном масштабе. В своем исследовании мы не касались вопросов качества исходных таксационных данных, а сосредоточились в большей степени на методических аспектах, так как изначально имели возможность использовать только исторические материалы лесоустройства и потому не ставили задачи получения актуальных и достоверных оценок параметров древостоев Брянской области. При этом полученные нами показатели точности в полной мере согласуются с результатами похожих зарубежных и российских работ.

Описанные принципы формирования набора исходных переменных и методика моделирования в достаточной степени универсальны и могут без значительных модификаций быть использованы при работе со спутниковыми данными сходного с Landsat типа (прежде всего, это Sentinel-2) и материалами наземных обследований в виде пробных площадей, а не выделов. Кроме того, на основе тех же данных и принципов может проводиться геопространственное моделирование широкого круга характеристик лесных экосистем, включая типологию и индикаторы биоразнообразия. Реализация автоматизированных этапов методики на платформе GEE потенциально позволяет получать тематические продукты для территорий неограниченного пространственного охвата (вплоть до глобального) при условии наличия достаточно представительной опорной выборки.

При этом необходимо учитывать, что оптические данные ДЗЗ имеют естественные ограничения, которые не позволяют моделировать параметры, имеющие отношение к стволам древостоев, с высокой точностью, что было показано и в нашем исследовании. Использование изображений более высокого пространственного разрешения и/или с увеличенным числом спектральных каналов, а также добавление текстурных признаков и дополнительных переменных (например, характеризующих рельеф местности) в большинстве случаев положительно сказывается на эффективности моделей, однако радикального улучшения точности предсказаний, как правило, не дает. Тем не менее, несмотря на умеренную локальную точность, при агрегации результатов моделирования даже на уровне территориальных единиц относительно небольшой площади (в нашем случае средняя площадь лесничеств была около 2 тыс. км$^2$) наблюдается вполне приемлемая сходимость с официальными данными, что означает возможности получения достаточно достоверных оценок, как минимум, в масштабе регионов. Учитывая этот факт, а также доступность и распространенность данных Landsat и Sentinel-2, оценки, полученные на их основе, помимо широкого спектра научных задач, могли бы быть востребованы и для предстоящего второго цикла ГИЛ России.

Дальнейшие исследования в данном направлении ограничиваются, главным образом, малыми объемами доступной наземной информации о лесах России как в виде измерений на пробных

площадях, так и традиционных лесоустроительных материалов. Создание объединенной сети мониторинга на базе существующих стационаров научных организаций, а также опубликование данных, собранных при проведении первого цикла ГИЛ, открыло бы принципиально новые возможности для геопространственного моделирования характеристик лесов на основе спутниковых изображений в масштабах всей страны.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

*Барталев С.А., Егоров В.А., Жарко В.О., Лупян Е.А., Плотников Д.Е., Хвостиков С.А., Шабанов Н.В.* Спутниковое картографирование растительного покрова России. М.: ИКИ РАН, 2016. 208 с.

БГД – Регионы России. Социально-экономические показатели – 2020 г. [Электронный ресурс]. URL: https://gks.ru/bgd/regl/b20_14p/Main.htm (дата обращения 25.03.2021).

*Гаврилюк Е.А., Горнов А.В., Ершов Д.В.* Оценка пространственного распределения видов деревьев заповедника “Брянский лес” и его охранной зоны на основе разносезонных спутниковых данных Landsat // Бюллетень Брянского отделения РБО. 2018. № 3(15). С. 13–23.

*Гиряев М.Д.* Теоретические основы лесоустройства и современное лесное законодательство // Лесохозяйственная информация. № 2. 2017. С. 5–15.

*Данилова И.В., Корец М.А., Рыжкова В.А.* Картографирование возрастных стадий лесной растительности на основе анализа разносезонных спутниковых изображений Landsat // Исследование Земли из космоса. 2017. №. 4. С. 12–24.

*Денисова А.Ю., Кавеленова Л.М., Корчиков Е.С., Прохорова Н.Б., Терентьева Д.А., Федосеев Б.А.* Пространственная классификация преобладающих древесных пород на территории Самарской области по данным Sentinel-2 и таксации леса // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2019. Т. 16. № 4. С. 86–101.

*Курбанов Э.А., Воробьев О.Н., Незамаев С.А., Губаев А.В., Лежнин С.А., Полевщикова Ю.А.* Тематическое картирование и стратификация лесов Марийского Заволжья по спутниковым снимкам Landsat // Вестник Поволжского государственного технологического университета. Серия: Лес. Экология. Природопользование 2013. № 3(19). С. 82–92.

Лесной план Брянской области (по состоянию на 2008 г.) // Сайт Управления лесами Брянской области. [Электронный ресурс]. URL: https://www.bryanskleshoz.ru/lesnoy-plan-bryanskoy-oblasti/ (дата обращения 25.03.2021).

*Лукина Н.В., Гераськина А.П., Горнов А.В., Шевченко Н.Е., Куприн А.В., Чернов Т.И., Чумаченко С.И., Шанин В.Н., Кузнецова А.И., Тебенькова Д.Н., Горнова М.В.* Биоразнообразие и климаторегулирующие функции лесов: актуальные вопросы и перспективы исследований // Вопросы лесной науки. 2020. Т. 3. № 4. С. 1–90.

Открытые данные // Сайт Управления лесами Брянской области. [Электронный ресурс]. URL: https://bryanskleshoz.ru/otkrytye-dannye/ (дата обращения 25.03.2021).

Отчет Счетной палаты Российской Федерации о результатах контрольного мероприятия “Проверка эффективности организации работ и расходования средств на проведение лесоустройства, выделенных из бюджетов бюджетной системы Российской Федерации и иных источников в 2015–2019 годах”. 2020. 40 с. https://ach.gov.ru/upload/iblock/f1e/f1ececa690699c189ed2eda14fff7413.pdf

Растительность европейской части СССР / Под ред. С.А. Грибовой, Т.И. Исаченко, Е.М. Лавренко. Л.: Наука, 1980. 429 с.

*Соколов В.А.* Проблемы лесоустройства в России // Сибирский лесной журн. 2021. № 1. С. 3–12.

*Сочилова Е Н., Ершов Д.В.* Анализ возможности определения запасов древесных пород по спутниковым данным Landsat ETM // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2012. Т. 9. № 3. С. 277–282.

*Сочилова Е.Н., Сурков Н.В., Ершов Д.В., Хамедов В.А.* Оценка запасов фитомассы лесных пород по спутниковым изображениям высокого пространственного разрешения (на примере лесов Ханты-Мансийского АО) // Вопросы лесной науки. 2018а. Т. 1. № 1. С. 1–23.

*Сочилова Е.Н., Сурков Н.Б., Ершов Д.Б., Егоров Б.А., Барталев С.С., Барталев С.А.* Картографирование классов бонитета лесов Приморского края на основе спутниковых изображений и данных о характеристиках рельефа // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2018б. Т. 15. № 5. С. 96–109.

*Чумаченко С.И., Паленова М.М., Починков С.В., Кухар Кина Е.В.* Имитационное моделирование динамики насаждений forrus-s – инструмент выбора стратегии и планирования лесного хозяйства // Лесной вестник. Forestry bulletin. № 5. 2007. С. 143–152.

*Altmann A., Tolosi L., Sander O., Lengauer T.* Permutation importance: a corrected feature importance measure // Bioinformatics. 2010. V. 26. P. 1340–1347.

*Astola H., Hame T., Sirro L., Molinier M., Kilpi J.* Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region // Remote Sensing of Environment. 2019. V. 223. P. 257–273.

*Barredo J.I., Bastrup-Birk A., Teller A., Onaindia M., Fernández de Manuel B., Madariaga I., Rodríguez-Loinaz G., Pinho P., Nunes A., Ramos A., Batista M., Mimo S., Cordovil C., Branquinho C., Grêt-Regamey A., Bebi P., Brunner S.H., Weibel B., Kopperoinen L., Itkonen P., Viinikka A., Chirici G., Bottalico F., Pesola L., Vizzarri M., Garfì V., Antonello L., Barbati A., Corona P., Cullotta S., Giannico V., Lafortezza R., Lombardi F., Marchetti M., Nocentini S., Riccioli F., Travaglini D., Sallustio L., Rosário I., Essen M., Nicholas K.A., Máguas C., Rebelo R., Santos-Reis M., Santos-Martín F., Zorrilla-Miras P., Montes C., Benayas J., Martín-López B., Snäll T., Berglund H., Bengtsson J., Moen J., Busetto L., San-Miguel-Ayanz J., Thurner M., Beer C., Santoro M., Carvalhais N., Wutzler T., Schepaschenko D., Shvidenko A.,*

*Kompter E., Ahrens B., Levick S.R., Schmullius C.* Mapping and assessment of forest ecosystems and their services – Applications and guidance for decision making in the framework of MAES. EUR 27751 EN. 2015. 82 p.

*Breiman L.* Out-of-bag estimation // Technical report. Berkeley: Statistics Department University of California, 1996. P. 1–13.

*Breiman L.* Random forests // Machine Learning. 2001. V. 45. № 1. P. 5–32.

*Brockerhoff E.G., Barbaro L., Castagneyrol B., Forrester D.I., Gardiner B., González-Olabarria J.R., Lyver P.O., Meurisse N., Oxbrough A., Taki H., Thompson I.D., Plas F., Jactel H.* Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services // Biodiversity and Conservation. 2017. V. 26. P. 3005–3035.

*Brosofske K.D., Froese R.E., Falkowski M.J., Banskota A.* A Review of Methods for Mapping and Prediction of Inventory Attributes for Operational Forest Management // Forest Science. 2014. V. 60. № 4. P. 733–756.

*Brown C.E.* Coefficient of Variation // Applied Multivariate Statistics in Geohydrology and Related Sciences. Berlin; Heidelberg: Springer, 1998. 248 p.

*Crippen R.E.* Calculating the vegetation index faster // Remote Sensing of Environment. 1990. V. 34. P. 71–73.

ESA Sentinel-2 [Электронный ресурс]. URL: http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2 (дата обращения 24.03.2021).

*Fagan M., DeFries R.* Measurement and Monitoring of the World's Forests. A Review and Summary of Remote Sensing Technical Capability, 2009–2015. Resources for the Future Report. 2009. 129 p.

*Fassnacht F., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L., Straub C., Ghosh A.* Review of studies on tree species classification from remotely sensed data // Remote Sensing of Environment. 2016. V. 186 P. 64–87.

*Friedl M., Gray J., Sulla-Menashe D.* MCD12Q2 MODIS/Terra + Aqua Land Cover Dynamics Yearly L3 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2019. [Электронный ресурс]. (дата обращения 02.12.2020).
https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD12Q2.006

*Gómez C., White J.C., Wulder M.A.* Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review // ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing. 2016. V. 116. P. 55–72.

*Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S., Thau D., Moore R.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone // Remote Sensing of Environment. 2017. V. 202. P. 18–27.

*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.

*Jiang Z., Huete A.R., Didan K., Miura T.* Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band // Remote Sensing Environment. 2008. V. 112. P. 3833–3845.

*Komarov A., Chertov O., Zudin S., Nadporozhskaya M., Mikhailov A., Bykhovets S., Zudina E., Zoubkova E.* EFIMOD 2 – a model of growth and cycling of elements in boreal forest ecosystems // Ecological Modelling. 2003. V. 170. № 2–3. P. 373–392.

*Kumar L., Mutanga O.* Google Earth Engine Applications since Inception: Usage, Trends, and Potential // Remote Sensing. 2018. № 10. P. 1509.

*Landsberg J.* Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions // Canadian J. Forest Research. 2003. V. 33. № 3. P. 385–397.

*Lechner A.M., Foody G.M., Boyd D.S.* Applications in Remote Sensing to Forest Ecology and Management // One Earth. 2020. V. 2. № 5. P. 405–412.

*Li H.* Smile – Statistical Machine Intelligence and Learning Engine. 2014. [Электронный ресурс]. URL: https://haifengl.github.io (дата обращения 24.03.2021).

*Masek J.G., Vermote E.F., Saleous N.E., Wolfe R., Hall F.G., Huemmrich K.F., Gao F., Kutler J., Lim T.K.* A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990–2000 // IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters. 2006. V. 3. № 1. P. 68–72.

*Matasci G., Hermosilla T., Wulder M.A., White J.C., Coops N.C., Hobart G.W., Zald H.S.* Large-area mapping of Canadian boreal forest cover, height, biomass and other structural attributes using Landsat composites and lidar plots // Remote Sensing of Environment. 2018. V. 209. P. 90–106.

NASA Terra MODIS [Электронный ресурс]. URL: https://terra.nasa.gov/about/terra-instruments/modis (дата обращения 24.03.2021)

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2020, Vienna, Austria. URL: https://www.R-project.org/

*Sanchez-Ruiz S., Moreno-Martinez A., Izquierdo-Verdiguier E., Chiesi M., Maselli F., Gilabert M.A.* Growing stock volume from multi-temporal Landsat imagery through Google Earth Engine // International J. Applied Earth Observation and Geoinformation. 2019. V. 83. № 101913. P. 1–10.

*Schumacher J., Hauglin M., Astrup R., Breidenbach J.* Mapping forest age using National Forest Inventory, airborne laser scanning, and Sentinel-2 data // Forest Ecosystems. 2020. V. 7. № 1. P. 1–14.

*Senf C., Laštovička J., Okujeni A., Heurich M., van der Linden S.* A generalized regression-based unmixing model for mapping forest cover fractions throughout three decades of Landsat data // Remote Sensing of Environment. 2020. V. 240. № 111691. P. 1–10.

*Shao Y., Di L., Bai Y., Guo B., Gong J.* Geoprocessing on the Amazon cloud computing platform – AWS // First International Conference on Agro-Geoinformatics (Agro-Geoinformatics), Shanghai, China. 2012. P. 1–6.

*Shit P.K. Pourghasemi H.R., Das P., Bhunia G.S.* Spatial Modeling in Forest Resources Management: Rural Livelihood and Sustainable Development // Springer Nature. 2021. 675 p.

*Stuhler S., Leiterer R., Joerg P., Wulf H., Schaepman M.* Technical Report: Generating a Cloud-Free, Homogeneous Landsat-8 Mosaic of Switzerland Using Google

Earth Engine. 2016. [Электронный ресурс]. (дата обращения 29.12.2020).
https://doi.org/10.13140/rg.2.1.2432.0880

USGS Landsat 7 [Электронный ресурс]. URL: https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-7?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con (дата обращения 24.03.2021).

USGS Landsat Missions [Электронный ресурс]. URL: https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat (дата обращения 24.03.2021).

*White J.C., Coops N.C., Wulder M.A., Vastaranta M., Hilker T., Tompalski P.* Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review // Canadian J. Remote Sensing, 2016. V. 42. № 5. P. 619–641.

*Wright M.N., Ziegler A.* A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R // J. Statistical Software. 2017. V. 77. № 1. P. 1–17.

*Wulder M.A., Loveland T.R., Roy D.P., Crawford C.J., Masek J.G., Woodcock C.E., Allen R.G., Anderson M.C., Belward A.S., Cohen W.B., Dwyer J., Erb A., Gao F., Griffiths P., Helder D., Hermosilla T., Hipple J.D., Hostert P., Hughes M.J., Huntington J., Johnson D.M., Kennedy R., Kilic A., Li Z., Lymburner L., McCorkel J., Pahlevan N., Scambos T.A., Schaaf C., Schott J.R., Sheng Y., Storey J., Vermote E., Vogelmann J., White J.C., Wynne R.H., Zhu Z.* Current status of Landsat program, science, and applications // Remote Sensing of Environment. 2019. V. 225. P. 127–147.

*Yu X., Hyyppä J., Karjalainen M., Nurminen K., Karila K., Vastaranta M., Kankare V., Kaartinen H., Holopainen M., Honkavaara E., Kukko A., Jaakkola A., Liang X., Wang Y., Hyyppä H., Katoh M.* Comparison of Laser and Stereo Optical, SAR and InSAR Point Clouds from Air- and Space-Borne Sources in the Retrieval of Forest Inventory Attributes // Remote Sensing. 2015. V. 7. № 12. P. 15933–15954.

*Zhao P., Lu D, Wang G, Wu C, Huang Y, Yu S.* Examining Spectral Reflectance Saturation in Landsat Imagery and Corresponding Solutions to Improve Forest Aboveground Biomass Estimation // Remote Sensing. 2016. V. 8. № 469. P. 1–26.

*Zharko V.O., Bartalev S.A., Sidorenkov V.M.* Forest growing stock volume estimation using optical remote sensing over snow-covered ground: a case study for Sentinel-2 data and the Russian Southern Taiga region // Remote Sensing Letters. 2020. V. 11. № 7. P. 677–686.

# Geospatial Modeling of Biometric and Structural Forest Attributes in the Bryansk Oblast Based on Satellite Imagery and Selective Inventory Data

**E. A. Gavrilyuk[1, *], N. V. Koroleva[1], D. A. Karpukhina[1], E. N. Sochilova[1], and D. V. Ershov[1]**

[1]*Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences (CEPF RAS), Profsoyuznaya st., 84/32, bldg. 14, Moscow, 117997 Russia*

**E-mail: egor@ifi.rssi.ru*

The geospatial modeling capabilities of biometric (stand age, height, stem diameter, growing stock volume) and structural (coniferous and deciduous species stock ratio) forests attributes based on Landsat multi-seasonal satellite imagery and selective forest inventory data at regional scale, specifically for the Bryansk oblast of Russian Federation, were assessed. The reference sample for models training and testing was obtained from taxation descriptions for approximately 10000 forest sites with a total area of about 35 thousand hectares. Used satellite data were temporary synchronized with a period of taxation works (2002–2005). The main stages of geospatial modeling, including the compositing of multi-seasonal mosaic images, the calculation of spectral variables and the extraction of their values in the locations of reference sites, the training of Random forest regression models and the prediction over the study area, was performed on the Google Earth Engine cloud platform. The best results were obtained for coniferous and deciduous species stock ratio models – coefficient of determination $R^2 = 0.7$ with a scaled root-mean-square error RMSE = 22%. For biometric attributes $R^2$ varied from 0.4 for stand age to 0.5 for growing stock volume, and RMSE was in the range of 26–37%. Such accuracy levels are fully consistent with the results of similar Russian and foreign studies. The obtained thematic products demonstrated high convergence with official statistics data at forestry scale: squared correlation coefficient $r^2 = 0.98$ with a scaled mean deviation MD = 5% for the forested area and $r^2 = 0.96$ with MD = 8.6% for the total growing stock. To conclude, the combination of the initial data and methods of their processing described in our work can be used for obtaining reliable estimates of the biometric and structural forest attributes, at least, at the federal subject's scale.

*Keywords: forest stand age, forest stand height, tree stem diameter, growing stock volume, coniferous and deciduous species ratio, remote sensing, Landsat, Random Forest, Google Earth Engine.*

**Acknowledgements:** This study was performed within the framework of the state assignment of the CEPF RAS no. AAAA-A18-118052590019-7 (data processing), and was financially supported by the Russian Science Foundation project no. 19-77-30015 (data collection and scripting).

## REFERENCES


Altmann A., Tolosi L., Sander O., Lengauer T., Permutation importance: a corrected feature importance measure, *Bioinformatics*, 2010, Vol. 26, pp. 1340–1347.

Astola H., Hame T., Sirro L., Molinier M., Kilpi J., Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region, *Remote Sensing of Environment*, 2019, Vol. 223, pp. 257–273.

Barredo J.I., Bastrup-Birk A., Teller A., Onaindia M., Fernández de Manuel B., Madariaga I., Rodríguez-Loinaz G., Pinho P., Nunes A., Ramos A., Batista M., Mimo S., Cordovil C., Branquinho C., Grêt-Regamey A., Bebi P., Brunner S.H., Weibel B., Kopperoinen L., Itkonen P., Viinikka A., Chirici G., Bottalico F., Pesola L., Vizzarri M., Garfì V., Antonello L., Barbati A., Corona P., Cullotta S., Giannico V., Lafortezza R., Lombardi F., Marchetti M., Nocentini S., Riccioli F., Travaglini D., Sallustio L., Rosário I., Essen M., Nicholas K.A., Máguas C., Rebelo R., Santos-Reis M., Santos-Martín F., Zorrilla-Miras P., Montes C., Benayas J., Martín-López B., Snäll T., Berglund H., Bengtsson J., Moen J., Busetto L., San-Miguel-Ayanz J., Thurner M., Beer C., Santoro M., Carvalhais N., Wutzler T., Schepaschenko D., Shvidenko A., Kompter E., Ahrens B., Levick S.R., Schmullius C., *Mapping and assessment of forest ecosystems and their services – Applications and guidance for decision making in the framework of MAES*. EUR 27751 EN, 2015, 82 p.

Bartalev S.A., Egorov V.A., Zharko V.O., Lupyan E.A., Plotnikov D.E., Khvostikov S.A., Shabanov N.V., *Sputnikovoe kartografirovanie rastitel'nogo pokrova Rossii* (Satellite mapping of vegetation cover of Russia), M.: Izd-vo IKI RAN, 2016, 208 p.

Breiman L., Out-of-bag estimation, In: *Technical report*. Berkeley: Statistics Department University of California, 1996, pp. 1–13.

Breiman L., Random forests, *Machine Learning*, 2001, Vol. 45. No. 1, pp. 5–32.

Brockerhoff E.G., Barbaro L., Castagneyrol B., Forrester D.I., Gardiner B., González-Olabarria J.R., Lyver P.O., Meurisse N., Oxbrough A., Taki H., Thompson I.D., Plas F., Jactel H., Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services, *Biodiversity and Conservation*, 2017, Vol. 26, pp. 3005–3035.

Brosofske K.D., Froese R.E., Falkowski M.J., Banskota A., A Review of Methods for Mapping and Prediction of Inventory Attributes for Operational Forest Management, *Forest Science*, 2014, Vol. 60, No. 4, pp. 733–756.

Brown C.E., Coefficient of Variation, In: *Applied Multivariate Statistics in Geohydrology and Related Sciences*, Berlin, Heidelberg: Springer, 1998, 248 p.

Chumachenko S.I., Palenova M.M., Pochinkov S.V., Kukharkina E.V., Imitatsionnoe modelirovanie dinamiki nasazhdenii. FORRUS-S – instrument vybora strategii i planirovaniya lesnogo khozyaistva (Simulation of the stand dynamics. FORRUS-S – a testing tool of strategic options and forest management planning), *Vestnik Moskovskogo gosudarstvennogo universiteta lesa – Lesnoi vestnik*, 2007, No. 5, pp. 143–152.

Crippen R.E., Calculating the vegetation index faster, *Remote Sensing of Environment*, 1990, Vol. 34, pp. 71–73.

Danilova I.V., Korets M.A., Ryzhkova V.A., Kartografirovanie vozrastnykh stadii lesnoi rastitel'nosti na osnove analiza raznosezonnykh sputnikovykh izobrazhenii Landsat (Regenerating vegetation age stages mapping based on multi-seasonal landsat satellite imagery), *Issledovanie Zemli iz kosmosa*, 2017, No. 4, pp. 12–24.

Denisova A.Y., Kavelenova L.M., Korchikov E.S., Prokhorova N.B., Terent'eva D.A., Fedoseev B.A., Prostranstvennaya klassifikatsiya preobladayushchikh drevesnykh porod na territorii Samarskoi oblasti po dannym Sentinel-2 i taksatsii lesa (Tree species classification in Samara region using Sentinel-2 remote sensing images and forest inventory data), *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*, 2019, Vol. 16, No. 4, pp. 86–101.

Fagan M., DeFries R., *Measurement and Monitoring of the World's Forests. A Review and Summary of Remote Sensing Technical Capability, 2009–2015.* Resources for the Future Report, 2009, 129 p.

Fassnacht F., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L., Straub C., Ghosh A., Review of studies on tree species classification from remotely sensed data, *Remote Sensing of Environment*, 2016, Vol. 186, pp. 64–87.

Friedl M., Gray J., Sulla-Menashe D., MCD12Q2 MODIS/Terra + Aqua Land Cover Dynamics Yearly L3 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2019. Available at: https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD12Q2.006 (December 02, 2020).

Gavrilyuk E.A., Gornov A.V., Ershov D.V., Otsenka prostranstvennogo raspredeleniya vidov derev'ev zapovednika "Bryanskii les" i ego okhrannoi zony na osnove raznosezonnykh sputnikovykh dannykh Landsat (Estimation of spatial trees species distribution in Bryansk Forest Nature Reserve based on multitemporal Landsat data), *Byulleten' Bryanskogo otdeleniya RBO*, 2018, No. 3(15), pp. 13–23.

Giryaev M.D., Teoreticheskie osnovy lesoustroistva i sovremennoe lesnoe zakonodatel'stvo (Theoretical basis of modern forest management and forest law), *Lesokhozyaistvennaya informatsiya*, 2017, No. 2, pp. 5–15.

Gómez C., White J.C., Wulder M.A., Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review, *ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing*, 2016, Vol. 116, pp. 55–72.

Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S., Thau D., Moore R., Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone, *Remote Sensing of Environment*, 2017, Vol. 202, pp. 18–27.

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, Vol. 342, pp. 850–853.

http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2 (March 24, 2021).

https://bryanskleshoz.ru/otkrytye-dannye/ (March 25, 2021).

https://gks.ru/bgd/regl/b20_14p/Main.htm (March 25, 2021).

https://terra.nasa.gov/about/terra-instruments/modis (March 24, 2021)

https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-7?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con (March 24, 2021).

https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat (March 24, 2021).

Jiang Z., Huete A.R., Didan K., Miura T., Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band, *Remote Sensing Environment*, 2008, Vol. 112, pp. 3833–3845.

Komarov A., Chertov O., Zudin S., Nadporozhskaya M., Mikhailov A., Bykhovets S., Zudina E., Zoubkova E., EFIMOD 2 – a model of growth and cycling of elements in boreal forest ecosystems, *Ecological Modelling*, 2003, Vol. 170, No. 2–3, pp. 373–392.

Kumar L., Mutanga O., Google Earth Engine Applications since Inception: Usage, Trends, and Potential, *Remote Sensing*, 2018, No. 10, pp. 1509.

Kurbanov E.A., Vorob'ev O.N., Nezamaev S.A., Gubaev A.V., Lezhnin S.A., Polevshchikova Y.A., Tematicheskoe kartirovanie i stratifikatsiya lesov Mariiskogo Zavolzh'ya po sputnikovym snimkam Landsat (Thematic mapping and stratification of forests in Middle Zavolsgie by Landsat satelite images), *Vestnik Povolzhskogo gosudarstvennogo tekhnologicheskogo universiteta. Seriya: Les. Ekologiya. Prirodopol'zovanie*, 2013, No. 3(19), pp. 82–92.

Landsberg J., Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions, *Canadian Journal of Forest Research*, 2003, Vol. 33, No. 3, pp. 385–397.

Lechner A.M., Foody G.M., Boyd D.S., Applications in Remote Sensing to Forest Ecology and Management, *One Earth*, 2020, Vol. 2, No. 5, pp. 405–412.

Lesnoi plan Bryanskoi oblasti (po sostoyaniyu na 2008 g.) (Forest planning of Bryansk region (as of 2008)). Available at: https://www.bryanskleshoz.ru/lesnoy-plan-bryanskoy-oblasti/ (March 25, 2021).

Li H., available at: https://haifengl.github.io (March 24, 2021).

Lukina N.V., Geras'kina A.P., Gornov A.V., Shevchenko N.E., Kuprin A.V., Chernov T.I., Chumachenko S.I., Shanin V.N., Kuznetsova A.I., Teben'kova D.N., Gornova M.V., Bioraznoobrazie i klimatoreguliruyushchie funktsii lesov: aktual'nye voprosy i perspektivy issledovanii (Biodiversity and climate regulating functions of forests: current issues and prospects for research), *Voprosy lesnoi nauki*, 2020, Vol. 3, No. 4, pp. 1–90.

Masek J.G., Vermote E.F., Saleous N.E., Wolfe R., Hall F.G., Huemmrich K.F., Gao F., Kutler J., Lim T.K., A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990–2000, *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 2006, Vol. 3, No. 1, pp. 68–72.

Matasci G., Hermosilla T., Wulder M.A., White J.C., Coops N.C., Hobart G.W., Zald H.S., Large-area mapping of Canadian boreal forest cover, height, biomass and other structural attributes using Landsat composites and lidar plots, *Remote Sensing of Environment*, 2018, Vol. 209, pp. 90–106.

*Otchet Schetnoi palaty Rossiiskoi Federatsii o rezul'tatakh kontrol'nogo meropriyatiya "Proverka effektivnosti organizatsii rabot i raskhodovaniya sredstv na provedenie lesoustroistva, vydelennykh iz byudzhetov byudzhetnoi sistemy Rossiiskoi Federatsii i inykh istochnikov v 2015–2019 godakh"* (Report of the Accounts Chamber of the Russian Federation on the results of the control measure "Checking the effectiveness of the organization of work and spending of funds for forest management allocated from the budgets of the budgetary system of the Russian Federation and other sources in 2015–2019"), 2020, 40 p. Available at: https://ach.gov. ru/upload/iblock/f1e/f1ececa690699c189ed2eda14fff7413.pdf

*R Core Team*. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2020, Vienna, Austria. Available at: https://www.R-project.org/

*Rastitel'nost' evropeiskoi chasti SSSR* (The vegetation of the European part of the USSR), Leningrad: Nauka, 1980, 429 p.

Sanchez-Ruiz S., Moreno-Martinez A., Izquierdo-Verdiguier E., Chiesi M., Maselli F., Gilabert M.A., Growing stock volume from multi-temporal Landsat imagery through Google Earth Engine, *International J. Applied Earth Observation and Geoinformation,* 2019, Vol. 83, No. 101913, pp. 1–10.

Schumacher J., Hauglin M., Astrup R., Breidenbach J., Mapping forest age using National Forest Inventory, airborne laser scanning, and Sentinel-2 data, *Forest Ecosystems*, 2020, Vol. 7, No. 1, pp. 1–14.

Senf C., Laštovička J., Okujeni A., Heurich M., van der Linden S., A generalized regression-based unmixing model for mapping forest cover fractions throughout three decades of Landsat data, *Remote Sensing of Environment*, 2020, Vol. 240, No. 111691, pp. 1–10.

Shao Y., Di L., Bai Y., Guo B., Gong J., Geoprocessing on the Amazon cloud computing platform – AWS, *First International Conference on Agro-Geoinformatics (Agro-Geoinformatics)*, Shanghai, China, 2012, pp. 1–6.

Shit P.K., Pourghasemi H.R., Das P., Bhunia G.S., *Spatial Modeling in Forest Resources Management: Rural Livelihood and Sustainable Development*, Springer Nature, 2021, 675 p.

Sochilova E.N., Ershov D.V., Analiz vozmozhnosti opredeleniya zapasov drevesnykh porod po sputnikovym dannym Landsat ETM+ (Possibility analysis of stem volume of forests assessment using Landsat ETM data), *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*, 2012, Vol. 9, No. 3, pp. 277–282.

Sochilova E.N., Surkov N.B., Ershov D.B., Egorov B.A., Bartalev S.S., Bartalev S.A., Kartografirovanie klassov boniteta lesov Primorskogo kraya na osnove sputnikovykh izobrazhenii i dannykh o kharakteristikakh rel'efa (Mapping of forest site index classes in Primorskiy krai based on satellite images and terrain characteristics), *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*, 2018б, Vol. 15, No. 5, pp. 96–109.

Sochilova E.N., Surkov N.V., Ershov D.V., Khamedov V.A., Otsenka zapasov fitomassy lesnykh porod po sputnikovym izobrazheniyam vysokogo prostranstvennogo razresheniya (na primere lesov Khanty-Mansiiskogo AO) (Assessment of biomass of forest species using satellite images of high spatial resolution (on the example of the forest of Khanty-Mansi autonomous okrug)), *Voprosy lesnoi nauki*, 2018a, Vol. 1, No. 1, pp. 1–23.

Sokolov V.A., Problemy lesoustroistva v Rossii (Problems of forest planning in Russia), *Sibirskii lesnoi zhurnal*, 2021, No. 1, pp. 3–12.

Stuhler S., Leiterer R., Joerg P., Wulf H., Schaepman M., Technical Report: Generating a Cloud-Free, Homogeneous Landsat-8 Mosaic of Switzerland Using Google

Earth Engine. 2016. Available at: https://doi.org/10.13140/rg.2.1.2432.0880 (December 29, 2020).

White J.C., Coops N.C., Wulder M.A., Vastaranta M., Hilker T., Tompalski P., Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review, *Canadian J. Remote Sensing*, 2016, Vol. 42, No. 5, pp. 619–641.

Wright M.N., Ziegler A., A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R, *J. Statistical Software*, 2017, Vol. 77, No. 1, pp. 1–17.

Wulder M.A., Loveland T.R., Roy D.P., Crawford C.J., Masek J.G., Woodcock C.E., Allen R.G., Anderson M.C., Belward A.S., Cohen W.B., Dwyer J., Erb A., Gao F., Griffiths P., Helder D., Hermosilla T., Hipple J.D., Hostert P., Hughes M.J., Huntington J., Johnson D.M., Kennedy R., Kilic A., Li Z., Lymburner L., McCorkel J., Pahlevan N., Scambos T.A., Schaaf C., Schott J.R., Sheng Y., Storey J., Vermote E., Vogelmann J., White J.C., Wynne R.H., Zhu Z., Current status of Landsat program, science, and applications, *Remote Sensing of Environment*, 2019, Vol. 225, pp. 127–147.

Yu X., Hyyppä J., Karjalainen M., Nurminen K., Karila K., Vastaranta M., Kankare V., Kaartinen H., Holopainen M., Honkavaara E., Kukko A., Jaakkola A., Liang X., Wang Y., Hyyppä H., Katoh M., Comparison of Laser and Stereo Optical, SAR and InSAR Point Clouds from Air- and Space-Borne Sources in the Retrieval of Forest Inventory Attributes, *Remote Sensing,* 2015, Vol. 7, No. 12, pp. 15933–15954.

Zhao P., Lu D, Wang G, Wu C, Huang Y., Yu S., Examining Spectral Reflectance Saturation in Landsat Imagery and Corresponding Solutions to Improve Forest Aboveground Biomass Estimation, *Remote Sensing,* 2016, Vol. 8, No. 469, pp. 1–26.

Zharko V.O., Bartalev S.A., Sidorenkov V.M., Forest growing stock volume estimation using optical remote sensing over snow-covered ground: a case study for Sentinel-2 data and the Russian Southern Taiga region, *Remote Sensing Letters*, 2020, Vol. 11, No. 7, pp. 677–686.

ЛЕСОВЕДЕНИЕ, 2021, № 6, с. 627–644

## ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

УДК 630.231(470.4/.5)

# ПОЛИВАРИАНТНОСТЬ РАЗВИТИЯ ПОДРОСТА ЕЛИ СИБИРСКОЙ В ТЕМНОХВОЙНЫХ ЛЕСАХ СЕВЕРНОГО ПРЕДУРАЛЬЯ[1]

**© 2021 г. Т. Ю. Браславская[a], *, А. С. Ефименко[a]**

[a] *Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, Профсоюзная ул., д. 84/32, стр. 14, Москва, 117997 Россия*

**E-mail: t-braslavskaya@yandex.ru*

Поступила в редакцию 26.03.2021 г.
После доработки 25.05.2021 г.
Принята к публикации 21.07.2021 г.

На основе анализа морфометрических показателей и хода линейного роста модельных растений (высотой до 3.5 м) сформулированы диагностические признаки онтогенетических состояний im1, im2, v1 и уровней жизненности в них. В качестве критерия перспективности подроста использована сделанная на основе анализа хода роста модельных растений оценка способности достичь высоты генеративных деревьев, сформировавшихся в тех же условиях. Выявлено, что достичь высоты генеративных деревьев в сопоставимом с ними возрасте способен подрост в онтогенетических состояниях im2 и v1, имеющих нормальную жизненность; эти растения отнесены к категории перспективного подроста. Признаки внешнего строения у перспективного подроста – относительная протяженность живой кроны не менее 4/5 от общей высоты растения и число живых ветвей более 3-х во всех годичных мутовках на стволе. К категории средней перспективности отнесен подрост в онтогенетических состояниях im2 и v1 с пониженной жизненностью, к категории сомнительной перспективности – подрост в онтогенетических состояниях im2 и v1 с низкой жизненностью. У подроста в онтогенетическом состоянии im1 перспективы еще недостаточно определенные.

*Ключевые слова: ель сибирская (Picea obovata Ledeb.), подрост, онтогенетические состояния, многомерный анализ морфометрических признаков, ход роста в высоту.*

**DOI:** 10.31857/S0024114821060048

Для понимания и прогнозирования лесовозобновительных процессов требуется знать закономерности развития растений лесообразующих видов, начиная с ранних этапов. В лесоведении и лесоводстве к подросту относят растения лесообразующих видов, имеющие календарный возраст от 2–5 (в условиях средней и северной тайги – от 10) лет; завершением этого этапа считается переход растений в категорию молодняка (молодого древостоя), для которой в качестве диагностического критерия указано начало двух процессов – интенсивного роста растений и смыкания их крон (ОСТ 56-108-98). Определения подроста, произрастающего в лесных сообществах, нередко дополняют критериями размеров: диаметра ствола на высоте 1.3 м или высоты – например, указанием, что его высота не превышает 25% от высоты господствующего яруса древостоя (ГОСТ 18486-87; Методы ..., 2002). Для оценки качества подроста, то есть его жизнеспособности и перспектив развития, многие исследователи проводили анализ его морфометрических показателей и скорости роста (Касимов, 1960; Дерябин, Букштынов, 1970; Злобин, 1970, 1975; Титов, 1970; Максимов, 1971; Алексеев, 1978; Диагнозы ..., 1989; Antos et al., 2000; Романовский, 2001; Claveau et al., 2002; Prévost et al., 2016). Показано, в том числе и для темнохвойных видов, что темпы развития подроста сильно зависят от фитоценотических условий, в которых он произрастает, поэтому наблюдаемое у него разнообразие габитуса (внешнего облика), размеров и морфологии часто не проявляет тесной связи с его календарным возрастом (Диагнозы ..., 1989; Романовский, 2001; Евстигнеев, 2014; Ставрова и др., 2017). Большая вариабельность темпов индивидуального развития (онтогенеза) – это вообще характерное свойство растений, что обобщено в концепции их биологического возраста (Gatzuk et al., 1980; Диагнозы ..., 1989; Злобин, 1989; Evstigneev, Korotkov, 2016; Omelko et al., 2018). В рамках этой концепции в онтогенезе выделяют по морфологическим критериям категории биологического возраста – онтогенетические состояния, а в каждом из них описывают морфо-

[1] Работа выполнена в рамках государственного задания Центра по проблемам экологии и продуктивности лесов (АААА-А18-118052400130-7) и при поддержке РФФИ (19-04-00-609А).

логическую дифференциацию растений по уровням жизненного состояния (жизненности, виталитета), характеризующего жизнеспособность (Gatzuk et al., 1980; Злобин, 1989); такая дифференциация получила название поливариантности развития (Gatzuk et al., 1980; Диагнозы ..., 1989). У лесообразующих видов к категории подроста относятся растения нескольких прегенеративных онтогенетических состояний (Диагнозы ..., 1989; Evstigneev, Korotkov, 2016): младшего имматурного (im1), старшего имматурного (im2), младшего виргинильного (v1) и старшего виргинильного (v2), в которое у многих видов включают также и растения с диаметром ствола 6 см и более (Диагнозы ..., 1989; Романовский, 2001), относящиеся к древостою (Методы ..., 2002).

В связи с большим разнообразием лесорастительных условий в России требуется изучать в каждом регионе особенности развития подроста основных лесообразователей. У видов ели развитие исследовано с применением концепции биологического возраста в лесах северной тайги (Ставрова и др., 2017; Мишко, 2019), подзоны хвойно-широколиственных лесов (Романовский, 2001; Давыдычев, Кулагин, 2010). В исследованиях подроста в среднетаежных темнохвойных лесах Северного Предуралья (Бобкова, Бессонов, 2009; Бобкова и др., 2010) эта концепция не применялась. Цель нашей работы – охарактеризовать для ели сибирской диагностические признаки начальных онтогенетических состояний и уровней жизненности, удобные для применения во время массовых полевых учетов подроста и информативные для оценки перспектив его дальнейшего развития.

Большинство подходов к оценке качества подроста основано на анализе таких его показателей как средняя длина годичного линейного прироста ствола за несколько последних лет или ее отношение к средней (за те же годы) длине годичных линейных приростов на ветвях 2-го порядка, общая форма кроны (результат соотношения между скоростью удлинения ствола и боковых ветвей), относительная протяженность живой кроны (Касимов, 1960; Науменко, 1962; Дерябин, Букштынов, 1970; Злобин, 1970, 1975; Титов, 1970; Максимов, 1971; Алексеев, 1978; Диагнозы ..., 1989; Antos et al., 2000; Романовский, 2001; Claveau et al., 2002; Энциклопедия ..., 2006; Prévost et al., 2016; Ставрова и др., 2017). Также учитываются и другие параметры габитуса и структуры кроны: максимальный порядок ветвления (Диагнозы ..., 1989; Романовский, 2001), общее число живых ветвей 2-го порядка (Мишко, 2019) или их среднее число в ежегодно формируемых хвойными видами мутовках на стволе (Дерябин, Букштынов, 1970; Злобин, 1975; Prévost et al., 2016), или же менее четко определенный показатель “густота кроны” (Алексеев, 1989; Методы ..., 2002). В описаниях онтогенетических состояний и уровней жизненности учитывается формирование корки на стволе и высота, до которой она развита (Диагнозы ..., 1989; Романовский, 2001; Мишко, 2019). Нередко обращается внимание на наличие повреждений кроны и фотосинтезирующих органов различными патогенами: долю участия сухих ветвей в верхней половине кроны (Алексеев, 1989; Методы ..., 2002), густоту облиствения и наличие хлорозов и некрозов на листьях/хвое (Касимов, 1960; Дерябин, Букштынов, 1970; Титов, 1970; Алексеев, 1989; Методы ..., 2002; Мишко, 2019). Так как ухудшение состояния древесных растений под влиянием патогенов может быть непродолжительным и обратимым, то оценки должны основываться на различных показателях, учитывать реакцию и на эти факторы, и на фоновые фитоценотические условия. Действующие правила лесовосстановления определяют следующие признаки жизнеспособного подроста хвойных видов: густая хвоя, зеленая или темно-зеленая окраска хвои, заметно выраженная мутовчатость, островершинная или конусообразная симметричная густая или средней густоты крона протяженностью до 1/3 высоты ствола в группах и до 1/2 высоты ствола – при одиночном размещении, прирост по высоте за последние 3–5 лет не утрачен, прирост вершинного побега равен (или более) приросту боковых ветвей верхней половины кроны, стволики прямые неповрежденные, гладкая или мелкочешуйчатая кора без лишайников (Правила ..., 2020).

В ходе проведенных исследований были выявлены корреляции между различными морфометрическими показателями подроста и сделано заключение, что для оценки его жизненного состояния достаточно рассматривать только некоторые показатели – наиболее информативные (тесно связанные с большим числом остальных) и удобные в практическом применении (Титов, 1970; Злобин, 1975, 1989; Алексеев, 1978).

Одним из закономерных явлений в развитии деревьев лесообразующих видов и проявлением их благополучия является ускорение линейного (в высоту) и радиального (по диаметру) роста на достаточно раннем этапе – в период завершения имматурного состояния и перехода в виргинильное (Серебряков, 1962; Диагнозы ..., 1989; Evstigneev, Korotkov, 2016). Это учитывалось в подходах к оценке качества подроста: например, было предложено учитывать не только длину годичных линейных приростов ствола, но и проявление в их динамике тенденции неубывания (Дерябин, Букштынов, 1970; Методы ..., 2002). Но немногие современные исследователи (Antos et al., 2020) проводят анализ хода линейного роста ствола – из-за его трудоемкости даже при изучении подроста.

Некоторые исследователи обосновывали оценки жизненного состояния и/или перспектив развития древесных растений результатами сравнения их размеров и возраста со значениями, выбранными в качестве эталонов (Декатов, Кузнецов, 1968; Абатуров и др., 2012; Antos et al., 2020).

Задачей нашего исследования было охарактеризовать начальные онтогенетические состояния ели сибирской и уровней жизненности в них теми морфометрическими показателями, которые отражают многолетние тенденции роста, согласованы с остальными показателями и удобны для оценки во время полевых исследований популяций.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА

Исследования проведены в 2012 г. в лесном массиве Верхне-Печорского лесничества Печоро-Илычского государственного природного биосферного заповедника (Республика Коми, Троицко-Печорский район), в бассейне р. Большой Порожней (левого притока р. Печоры в верхнем течении). Эта территория относится к Западно-Уральской предгорной увалисто-равнинной провинции Уральской горно-увалисто-равнинной области (Смолоногов, 1995), в системе природной зональности – к средней тайге (Атлас ..., 2001), в пределах Печоро-Илычского заповедника – к восточной части Предгорного ландшафтного района (Бобрецов, Теплова, 2000) с абсолютными высотными отметками 250–300 м. Климат Предгорного района – умеренно-континентальный с умеренно суровой зимой. Среднегодовая температура воздуха равна минус 0.4°С; средняя температура января – минус 18.5°С, июля – 16.6°С. Период с отрицательными температурами воздуха длится 175–185 дней, безморозный период – 80–110, вегетационный период – 140–150, период активной вегетации – 90–100 дней (в это время сумма температур воздуха выше 5°С составляет 1600–1800°С). Среднемноголетняя годовая сумма осадков – 627 мм. Снеговой покров устанавливается в середине октября – начале ноября и держится около 180–190 дней, средняя высота снегового покрова – 105 см (Атлас ..., 2001; Бобрецов, Теплова, 2000). Почвы в бассейне р. Большой Порожней – средне- и тяжелосуглинистые горно-лесные. В растительном покрове бассейна преобладают перестойные темнохвойные леса с древостоями, сформированными елью сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) и пихтой сибирской (*Abies sibirica* Ledeb.) с участием березы (*Betula pubescens* Ehrh.) и примесью кедра (*Pinus sibirica* Du Tour). Пихто-ельники чернично-зеленомошные и бореально-мелкотравные произрастают на иллювиально-гумусово-железистых (нередко – глееватых) почвах, пихто-ельники высокотравные – на бурых лесных грубогумусированных (Смирнов, Браславская, 2010; Семиколенных и др., 2013).

Подрост ели сибирской исследован в бореально-мелкотравном пихто-ельнике с кедром и березой, который расположен (62°02′17.0135″ с.ш., 58°57′51.7483″ в.д.) на абсолютной высоте приблизительно 280 м, на склоне восточной экспозиции с уклоном 5°. Размещение деревьев в сообществе – групповое, в пологе крон выражены “окна” площадью до 70–80 м$^2$, общая сомкнутость полога – приблизительно 50%. Сообщество сформировалось после пирогенных нарушений (Смирнова и др., 2007), давность которых не менее 180–200 лет (датировка по возрасту самых старых деревьев ели в послепожарном древостое – см. ниже). Для характеристики древостоя и подроста была заложена постоянная пробная площадь (пр. пл.) размером 50 × 50 м, на которой проведен сплошной перечет всех стволов древесных растений с диаметром от 2 см на высоте 1.3 м и закартированы их основания и горизонтальные проекции крон с помощью электронно-измерительного комплекса Field-map® (IFER, Field-Map Technology, 2009, http://www.field-map.cz). При перечете стволы с диаметром от 6 см отнесены к древостою, менее 6 см – к подросту (Методы ..., 2002); у всех стволов регистрировали вид, диаметр на высоте 1.3 м, высоту – общую и прикрепления нижних ветвей живой кроны, состояние (живые/сухие) и повреждения; у хвойных деревьев проверяли наличие шишек. Для определения календарного возраста деревьев и наиболее крупных экземпляров подроста были выборочно взяты керны в основании стволов (на минимально возможной высоте) с помощью возрастного бурава. Характеристика древостоя в сообществе (на основе результатов перечета) представлена в таблице 1. Численность подроста с диаметром ствола 2–6 см – 196 шт. · га$^{-1}$, состав – 5Е5Пх (где Е – ель, Пх – пихта), средняя высота – 2.87 м, средний диаметр – 4 см; при этом подрост высотой более 3.5 м был единичен.

В этом сообществе отобрано 45 модельных растений подроста ели высотой от 0.17 м (минимальная высота уже начавших ветвиться, т.е. имматурных, растений) до 3.5 м. В сообществе не было подроста с признаками ослабления, учитываемыми в шкале В.А. Алексеева (1989), т.е. с усыханием ветвей в верхней части кроны и/или хлорозами и некрозами хвои; выбранные модельные растения относились в этой шкале к категории здоровых. В ходе полевых исследований у каждой модели были определены доступные для быстрого измерения морфометрические показатели, используемые в диагностике онтогенетических состояний и жизненности (Злобин, 1975; Алексеев, 1978; Диагнозы ..., 1989; Романовский, 2001; Ставрова и др., 2017; Мишко, 2019): общая высота и высота нижней границы живой кроны (уровень прикрепления к стволу самых нижних живых ветвей 2-го порядка); 4 радиуса кроны (максимальный, противоположный ему и 2 перпендикуляр-

**Таблица 1.** Некоторые таксационные характеристики пр. пл. 9 в бореально-мелкотравном пихто-ельнике

| Формула древостоя* | Порода | Число стволов на 1 га | | | Возраст, лет | | | Средние параметры деревьев | | | Сумма площадей поперечного сечения стволов, $м^2 \cdot га^{-1}$ | Сумма площадей проекций крон, $м^2 \cdot га^{-1}$ | Запас древесины, $м^3 \cdot га^{-1}$ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | живые | сухие | всего | мин. | макс. | среднее | диаметр (на высоте 1.3 м), см | высота, м | площадь проекции кроны, $м^2$ | | | живая | сухая | всего |
| 7Е 1Пх 1К 1Б | Ель | 340 | 100 | 440 | 99 | 203 | 143 | 28.5 | 22.1 | 7.8 | 24.5 | 2642.9 | 261.5 | 27.9 | 289.4 |
| | Пихта | 224 | 52 | 276 | 78 | 146 | 116 | 16.8 | 14.4 | 5.5 | 5.6 | 1207.7 | 39.6 | 6.7 | 46.3 |
| | Кедр | 8 | 0 | 8 | 150 | 150 | 150 | 63.2 | 28.5 | 38.8 | 2.6 | 310.6 | 35.3 | 0.0 | 35.3 |
| | Береза | 56 | 20 | 76 | Нет данных | Нет данных | Нет данных | 30.1 | 19.9 | 16.6 | 3.8 | 929.5 | 36.6 | 2.3 | 38.9 |
| | Всего | 628 | 172 | 800 | – | – | – | – | – | – | 36.5 | 5090.4 | 373.0 | 36.9 | 409.9 |

Примечание. * По запасу живой древесины. “–” – вычисление не проводили.

ных) на уровне ее нижней границы; длины годичных линейных приростов ствола за последние 5 лет (границы приростов определяли по расположению мутовок ветвей или рубцам от почечных чешуй); диаметр ствола у основания. Также определяли длину покрытой коркой нижней части ствола, длину его верхней части, покрытой первичной корой (не опробковевшей покровной тканью с незасохшими листовыми подушками под хвоинками). Кроме того, подсчитывали общее число живых ветвей 2-го порядка, а на самых нижних из них – максимальный порядок ветвления.

Для определения календарного возраста и анализа хода линейного роста у моделей высотой более 0.5 м отобрали серии поперечных спилов ствола с шагом 10 см от корневой шейки до последнего годичного прироста (оставшуюся часть верхушки ствола сохраняли вместе со спилами). Во время камерального этапа работы каждый спил был высушен до воздушно-сухого состояния, затем отшлифован шлифовальной машиной МШУ-1,3П-180 с использованием абразивного материала крупной (Р100) и мелкой (Р320, Р600, Р1500) зернистости. С помощью стереоскопического микроскопа МБС-10 при увеличении 80× на каждом спиле подсчитано число годичных колец; из-за неясностей, возникших в ходе этого подсчета, 3 модели были исключены из дальнейшего анализа. У моделей высотой до 0.5 м для определения календарного возраста и анализа хода линейного роста подсчитывали годичные линейные приросты стволика (все они были визуально различимы, границы определяли по расположению мутовок ветвей и рубцам от почечных чешуй) и измеряли их длины.

Во время камерального этапа работы вычисления, построение графиков и диаграмм проводили в программных пакетах Excel 2010, Statistica 6.0 и PAST (Hammer et al., 2001).

Для всех моделей путем интерполяции рассчитаны значения высот ствола при заданных значениях возраста с шагом 5 лет (5, 10, 15, 20 лет и т.д.) и построены графики хода роста в высоту. Выраженность тенденции к ускорению или замедлению роста верифицировали путем расчета корреляции (коэффициент Спирмена) между рангами секций ствола (выделенных, начиная от корневой шейки, и ранжированных в порядке снизу вверх) и значениями скорости роста, соответствующими этим секциям. У моделей высотой до 0.5 м секции ствола выделили по границам годичных линейных приростов. У моделей высотой более 0.5 м выделили секции с шагом 20 см (поскольку годичные линейные приросты ствола иногда превышали 10 см, то есть шаг в сериях спилов) и рассчитали для каждой секции среднюю скорость линейного роста ($см \cdot год^{-1}$).

Чтобы оценить теоретические перспективы развития исследованных модельных растений ели, рассчитали ход их роста в высоту до 200 лет (максимальный возраст, выявленный у генеративных деревьев ели в данном сообществе); графики, построенные по результатам расчета, сравнили с высотами и возрастами генеративных деревьев ели в данном сообществе – нанесли на диаграмму соответствующие им точки. Расчеты провели на основе функции А. Митчерлиха, известной в отечественном лесоводстве также под названием формулы В.Н. Дракина – Д.И. Вуевско-

**Таблица 2.** Матрица корреляций между морфометрическими показателями и календарным возрастом модельных растений ели

| | *H** | *D0* | *Dcrb* | *Lcr* : *H* | *Lprim* : *H* | *Lcrust* : *H* | *Lcr* : *Dcrb* | *ZH5* | *NLivBr* : *Acr* | *BrOrd* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *H* | | | | | | | | | | |
| *D0* | **0.973**** | | | | | | | | | |
| *Dcrb* | **0.898** | **0.894** | | | | | | | | |
| *Lcr* : *H* | x*** | x | x | | | | | | | |
| *Lprim* : *H* | **–0.586** | **–0.639** | **–0.500** | **0.625** | | | | | | |
| *Lcrust* : *H* | **0.572** | **0.603** | **0.529** | **–0.562** | **–0.725** | | | | | |
| *Lcr* : *Dcrb* | –0.329 | –0.373 | **–0.519** | **0.538** | **0.596** | **–0.566** | | | | |
| *ZH5* | **0.632** | **0.567** | **0.725** | **0.559** | x | x | x | | | |
| *NLivBr* : *Acr* | x | x | 0.398 | **0.567** | 0.366 | –0.323 | x | **0.757** | | |
| *BrOrd* | **0.882** | **0.921** | **0.826** | x | **–0.743** | **0.553** | –0.408 | **0.445** | x | |
| *A* | **0.789** | **0.825** | **0.682** | **–0.541** | **–0.919** | **0.798** | **–0.562** | x | x | **0.851** |

Примечание. *A* – календарный возраст, *BrOrd* – максимальный порядок ветвления, *Dcrb* – средний диаметр живой кроны внизу, *D0* – диаметр ствола в основании, *H* – общая высота, *Lcr* : *Dcrb* – отношение протяженности живой кроны к ее среднему диаметру внизу, *Lcr* : *H* – относительная протяженность живой кроны, *Lcrust* : *H* – относительная протяженность зоны корки на стволе, *Lprim* : *H* – относительная протяженность зоны первичной коры на стволе, *NLivBr* : *Acr* – среднее число живых ветвей в годичной мутовке на стволе, *ZH5* – средний линейный прирост ствола за последние 5 лет. Жирный шрифт – $p < 0.01$; простой шрифт – $p < 0.05$, “x” — корреляции не значимы.

го (Кузьмичев, 1977) и описывающей зависимость высоты дерева от его возраста: $H = H_{\max} \times (1 - e^{-kA})^m$, где $H$ – высота, $A$ – календарный возраст, $H_{\max}$ – максимальная возможная в данных условиях высота, $k$ и $m$ – коэффициенты. Согласно свойствам этой функции, при малых значениях возраста рост в высоту происходит медленно, затем постепенно ускоряется, а потом снова постепенно замедляется. Для каждого модельного растения индивидуально рассчитаны параметры этой функции $H_{\max}$, $k$ и $m$ на основе выявленного при анализе хода роста ряда высот и соответствующих им возрастов; расчет проводили по алгоритму О.А. Трулля (1966), для подбора функции, наиболее точно описывающей ряд фактических данных, использовали метод наименьших квадратов. У подобранной функции определяли среднеквадратичную ошибку и отклонение расчетного значения общей высоты модельного растения от фактического.

Для моделей также рассчитали дополнительные морфометрические показатели: длину живой кроны (*Lcr* = *H* – *Hcrb*, где *Lcr* – длина живой кроны, *H* – общая высота модельного растения, *Hcrb* – высота нижней границы живой кроны); относительную протяженность живой кроны (*Lcr* : *H*); средний диаметр кроны внизу (*Dcrb* – как полусумму 4-х радиусов); отношение длины кроны к ее среднему диаметру внизу (*Lcr* : *Dcrb*); относительную протяженность зоны корки на стволе (*Lcrust* : *H*, где *Lcrust* – длина покрытой коркой нижней части); относительную протяженность зоны первичной коры на стволе (*Lprim* : *H*, где *Lprim* – длина верхней части ствола, покрытой первичной корой); среднее число ветвей 2-го порядка в одной годичной мутовке на стволе (как отношение *NLivBr* : *Acr*, где *NLivBr* – общее число живых ветвей 2-го порядка, *Acr* – возраст ствола на уровне ответвления самых нижних живых ветвей 2-го порядка, то есть продолжительность нарастания живой части кроны).

Анализ дифференциации модельных растений по сходству/различию комплекса морфометрических показателей провели при помощи многомерной ординации – неметрического многомерного шкалирования (NMDS). Мерой сходства/различия в ординации служило Евклидово расстояние. Его рассчитали с использованием показателей *H*, *Lcr : H*, *Lcr : Dcrb*, *ZH5* (среднее значение линейного прироста ствола за последние 5 лет), *Lcrust : H*, *Lprim : H*, *NLivBr : Acr*; выбор определялся тем, что их значения нетрудно оценивать глазомерно во время полевых учетов подроста. Выбранные морфометрические показатели слабо коррелируют друг с другом (табл. 2), т.е. в их совместном анализе информация не избыточна. Для выполнения расчетов Евклидова расстояния значения этих показателей были нормированы (из каждого значения вычиталось среднее в соответствующей выборке, полученная разность делилась на стандартное отклонение выборки). По итогам ординации были сформированы группы наиболее сходных между собой модельных растений. Эти группы интерпретировали как уровни жизненности в разных онтогенетических состояниях; при интерпретации были учтены результаты анализа хода роста у растений в составе каждой группы. Для выделенных групп проверена статистическая значимость различий (*U*-тест Манна–Уитни) по всем морфометрическим показателям и календарному возрасту.

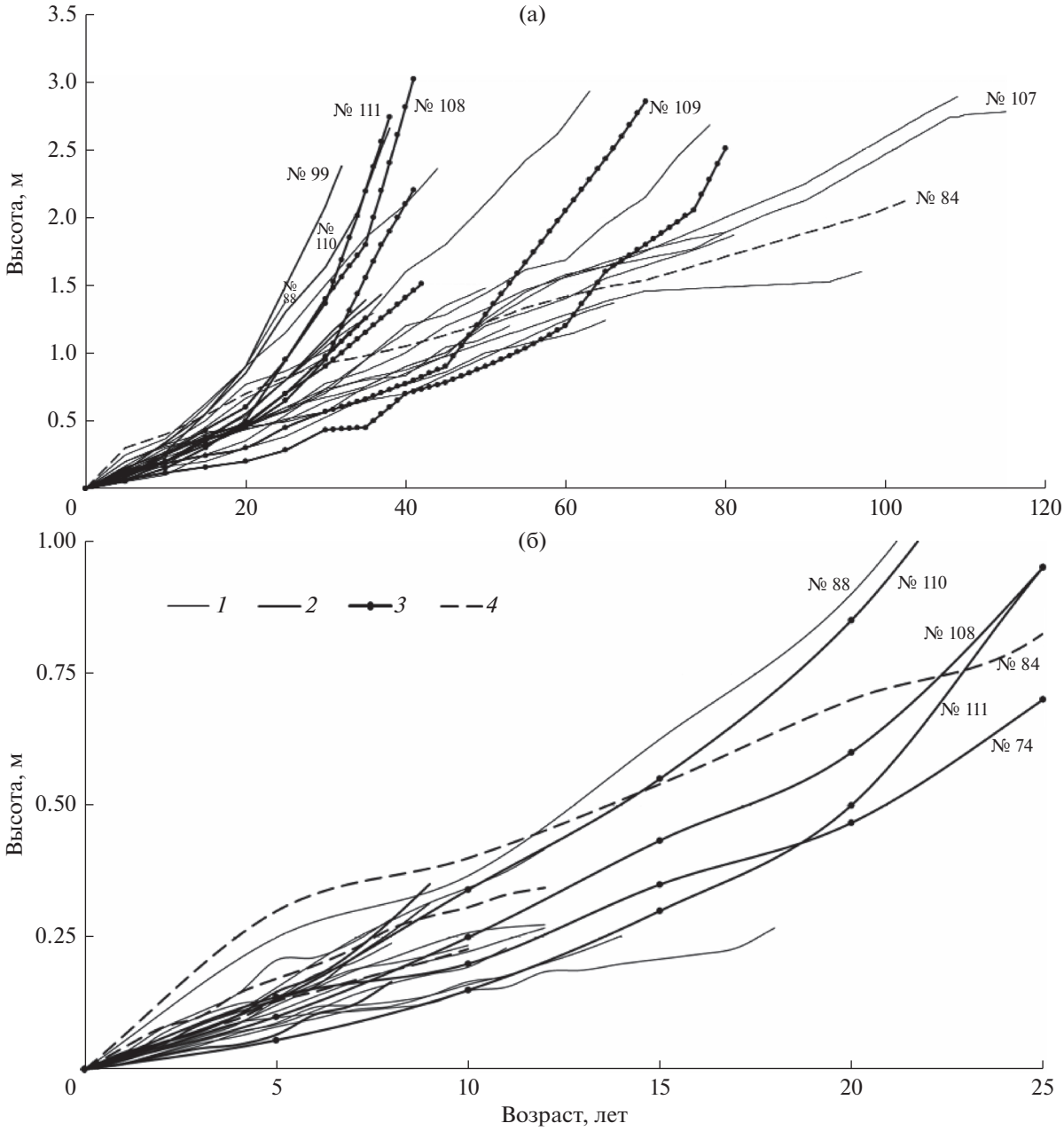



**Рис. 1.** Графики хода линейного роста модельных растений высотой более 0.5 м (а) и до 0.5 м в сравнении с некоторыми растениями более 0.5 м (б). *1* – рост не имеет значимых тенденций, *2* – тенденция ускорения ($p < 0.05$), *3* – тенденция ускорения ($p < 0.01$), *4* – тенденция замедления ($p < 0.01$). На рис. 1 и 2 на графиках подписаны номера характерных моделей, обсуждаемых в тексте.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Графики хода линейного роста показывают (рис. 1), что устойчивая тенденция его ускорения была выражена почти у половины (11 из 27) модельных растений, имевших высоту более 0.5 м (рис. 1а). У большинства таких растений эта тенденция проявилась при достижении высоты 0.4–0.5 м (в возрасте 15–20 лет), у отдельных (№№ 99, 110) – при высоте 0.25–0.3 м в более молодом возрасте (10 лет) или при высоте более 1 м уже в возрасте 45–60 лет (№ 109). У одной из моделей (№ 84: возраст – около 100 лет, высота – чуть более 2 м), наоборот, итоговой тенденцией было замедление роста; но при этом в начальные 5 лет своей жизни растение росло гораздо быстрее, чем все остальные в таком же возрасте, а затем рост постепенно замедлялся. У других моделей высотой более 0.5 м ход роста не имел выраженных тенденций: в течение их жизни многократно че-

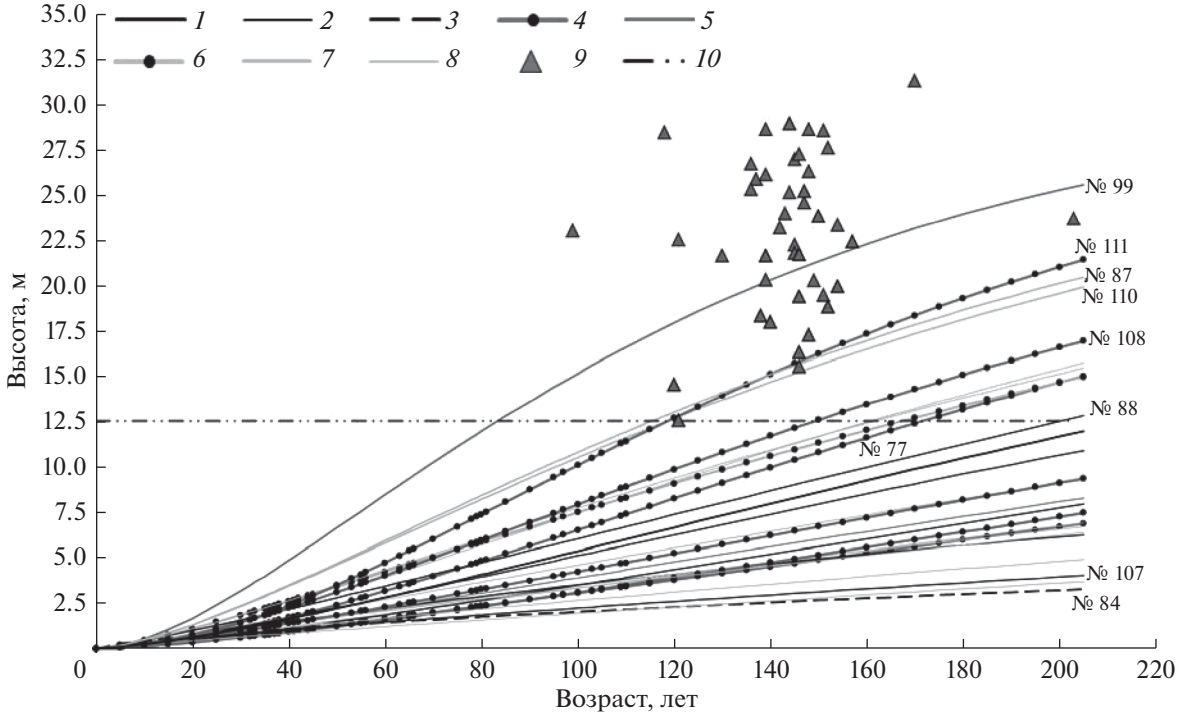



**Рис. 2.** Графики прогноза линейного роста модельных растений (высотой более 0.5 м). *1–3* – для возраста в момент исследования точность высоты, рассчитанной на основе функции Митчерлиха, находится в пределах 10%: *1* – тенденция ускорения роста ($p < 0.01$), *2* – рост не имеет значимых тенденций, *3* – тенденция замедления ($p < 0.01$); *4–5* – для возраста в момент исследования рассчитанная высота занижена более чем на 10%: *4* – тенденция ускорения роста ($p < 0.01$), *5* –тенденция ускорения роста ($p < 0.05$); *6–8* – для возраста в момент исследования рассчитанная высота завышена более чем на 10%: *6* – тенденция ускорения роста ($p < 0.01$), *7* – тенденция ускорения роста ($p < 0.05$), *8* – рост не имеет значимых тенденций; *9* – возрасты и высоты генеративных деревьев в том же сообществе; *10* – минимальная высота, выявленная у генеративных деревьев.

редовались не очень продолжительные периоды относительно быстрого и медленного роста. Выявленное разнообразие многолетних тенденций роста обусловлено неравномерной освещенностью в сообществе, где размещение деревьев – групповое, а общая сомкнутость полога древостоя – не очень большая.

Среди 15 моделей высотой до 0.5 м (рис. 1б) у двух была выражена тенденция к ускорению роста, еще у двух – к замедлению, а у остальных значимых тенденций не было из-за резких межгодовых колебаний длин годичных приростов. При этом у всех моделей высотой до 0.5 м скорости роста были в пределах того же диапазона значений, в каком они были и у моделей высотой более 0.5 м в начальные 15–20 лет их жизни. Это свидетельствует, что подрост обеих этих генераций поселялся и вначале развивался в сходных условиях. Но так как у многих моделей высотой более 0.5 м после завершения начального периода развития существенно менялись темпы роста (рис. 1а), можно и для моделей высотой до 0.5 м предполагать, что их рост в момент исследования еще не приобрел определенного характера, даже если выявлены значимые тенденции. В связи с этим для моделей высотой до 0.5 м не выполнялся расчетный прогноз хода роста.

Для прогноза развития моделей высотой более 0.5 м оснований больше, особенно для растений с большим календарным возрастом. Графики их роста в высоту до 200 лет, построенные на основе функции Митчерлиха с индивидуально подобранными параметрами, представлены на рис. 2. У семи из этих моделей рассчитанное значение высоты в том возрасте, в котором растение находилось в момент исследования (23–125 лет), отклоняется от фактического значения не более чем на 10%. Из них только у одной (№ 88: 23 г., высота – 1.38 м, *ZH5* – 12 см · год$^{-1}$) расчет прогнозирует достижение к 200-летнему возрасту хотя бы минимальной высоты генеративных деревьев, произрастающих в том же сообществе (причем подобранная для нее функция занижает высоту в момент исследования на 9% по сравнению с фактической, то есть если бы график был точнее, то проходил бы выше и достигал минимальной высоты генеративных деревьев при меньшем значении возраста). Для других моделей, у которых удовлетворительна точность подобранных функций роста, рассчитанный прогноз демонстрирует неспособность достичь

высоты генеративных деревьев в сопоставимом с ними возрасте. Две из них (№№ 84 и 107) относятся к категории нежизнеспособных по критериям действующих правил лесовосстановления (относительная протяженность живой кроны составляет менее 1/2 от общей высоты, в расположении ветвей на стволе не выражена мутовчатость). Но несколько моделей с таким неблагоприятным прогнозом соответствуют критериям (предложенным разными исследователями и современным официальным) жизнеспособного подроста: эти модели имеют относительную протяженность живой кроны более 1/2 от общей высоты, конусообразную крону, выраженное мутовчатое ветвление ствола. Их возраст – 33–78 лет, а негативные тенденции их роста, ставшие причиной неблагоприятного прогноза – небольшие значения *ZH5* (5–8 см · год$^{-1}$) и отсутствие выраженного ускорения роста.

У остальных моделей рассчитанные по функциям роста значения высот в возрасте на момент исследования отклонялись от фактических более чем на 10%, поэтому при обсуждении полученных прогнозов их роста необходимо учитывать, что точность не является высокой. Однако в некоторых характерных случаях это не становится препятствием для заключения о перспективах развития. Так, у четырех растений, для которых теоретически прогнозируется достижение высоты генеративных деревьев (хотя бы минимальной), оказалось занижено значение высоты, рассчитанное для возраста в момент исследования: № 99 – на 46%, № 108 – на 23%, № 111 – на 21%, № 77 – на 20%. Если бы построенные для этих моделей графики проходили через точки с их фактическими значениями высот в этом возрасте, то располагались бы выше, т.е. еще более гарантированно давали бы прогноз достижения высоты генеративных деревьев; поэтому можно обоснованно считать перспективы развития этих моделей вполне благополучными.

У пяти других моделей, для которых тоже прогнозируется способность достичь высоты генеративных деревьев, завышена высота, рассчитанная для возраста в момент исследования: например, у № 87 – на 119%, у № 110 – на 20%, у остальных трех – на 25–178%; в связи с этим нет достаточных оснований считать, что перспективы этих моделей благополучны. Также нельзя сделать уверенное заключение о перспективах тех моделей, у которых не прогнозируется способность достичь высоты генеративных деревьев, но при этом оказалась низкой точность расчетов высот на основе подобранных функций.

Рост в высоту имеет значение для деревьев ели, возможно, не только как способ преодолеть затенение. Есть данные, что у темнохвойных видов в верхней части кроны преобладают женские шишки и что их морфогенез регулируется водным потенциалом в клетках апикальных меристем, поэтому переходу дерева в генеративное состояние способствует достижение некоторой пороговой высоты: после этого апикальные меристемы на верхних ветвях периодически испытывают недостаток воды и под его влиянием формируют женские шишки (Минина, 1960; Некрасова, Рябинков, 1978). Исходя из этого, возможность для подроста ели достичь высоты, наблюдаемой у генеративных деревьев в тех же условиях, – это критерий перспективности, обоснованный не только хозяйственными соображениями, но и популяционно-биологическими свойствами вида. Скорость роста в высоту нередко рассматривалась в предшествующих исследованиях подроста ели как один из критериев оценки его перспективности/благонадежности (Касимов, 1960; Дерябин, Букштынов, 1970; Максимов, 1971; Алексеев, 1978). На основе наших результатов можно охарактеризовать наиболее перспективный в условиях пихто-ельника бореально-мелкотравного подрост ели (то есть способный к моменту достижения возраста генеративных деревьев вырасти до сопоставимой с ними высоты) как достигший высоты 2.50–3.00 м и развивший *ZH5* в диапазоне 15–21 см · год$^{-1}$. Проведенный анализ показал, что при таких значениях *ZH5* у растений выражено значимое ускорение роста.

В литературе описано ускорение роста в высоту у подроста разных видов ели при улучшении освещенности (Науменко, 1962; Тимофеев, 1968; Максимов, 1971; Алексеев, 1978; Дерюгин и др., 2000; Prévost et al., 2016). Но высказывается точка зрения, что с некоторого критического возраста развитие подроста вступает в период необратимого старения, после чего ускорение его роста уже невозможно; такой возраст оценивается: для подзон хвойно-широколиственных лесов и южной тайги – 60–80 годами (Сеннов, 1999; Абатуров, Меланхолин, 2004), для подзоны средней тайги – 80 годами (Мелехов, 1966; Дыренков, 1966 – цит. по: Алексеев, 1978). Последняя оценка применима и к району нашего исследования; основываясь на ней, можно предполагать, что модели в возрасте до 80 лет, возможно, смогли бы ускорить линейный рост и нормально развиваться при улучшении условий в сообществе, но для моделей старше 80 лет это маловероятно.

Многомерная ординация моделей по комплексу морфометрических признаков (рис. 3) выявила их дифференциацию, прежде всего, по размерам: на ординационной диаграмме это отражается в виде расхождения групп вдоль вектора *H*, т.е. градиента общей высоты (с которой коррелируют диаметр ствола и диаметр кроны – см. табл. 2). Размерная дифференциация интерпретируется как различие онтогенетических состояний (рис. 3, табл. 3), поэтому закономерно, что с ней заметно согласована дифференциация по градиенту про-

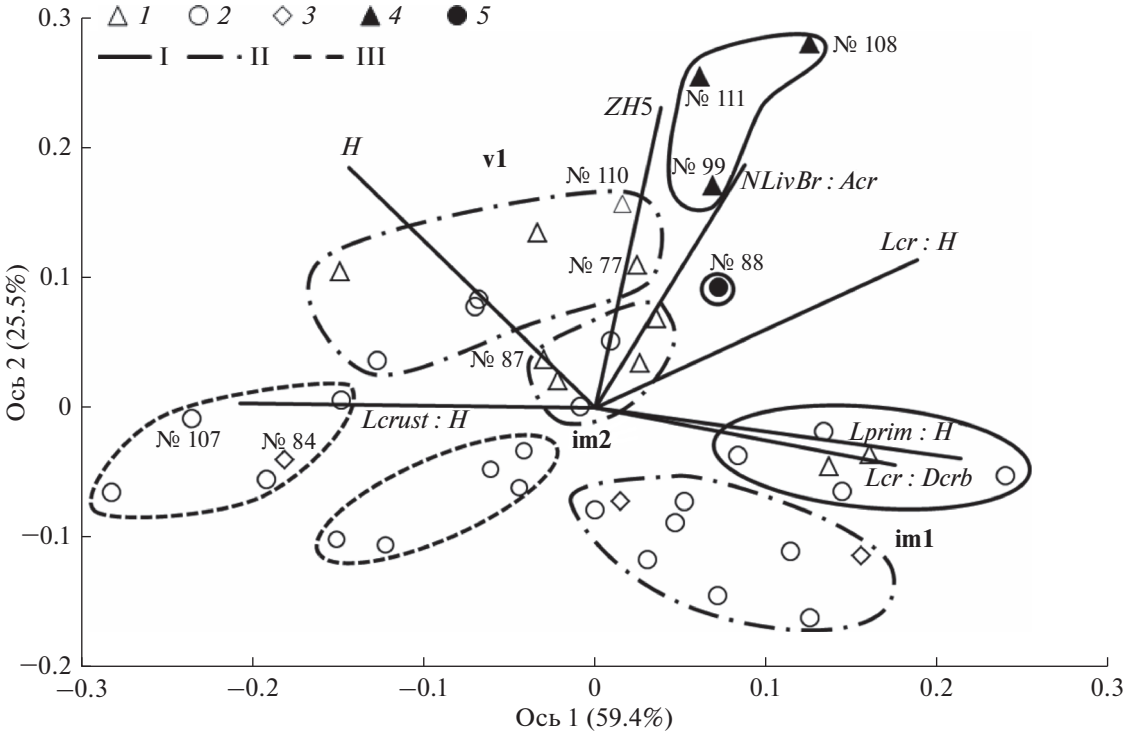



**Рис. 3.** Дифференциация онтогенетических состояний и уровней жизненности у модельных растений ели на основе NMDS-ординации по сходству/различию морфометрических показателей. Для каждой ординационной оси в скобках указана соответствующая ей доля объясненной дисперсии в данных. Векторы, проведенные из начала координат, – градиенты морфометрических показателей (направлены в сторону возрастания значений; обозначения показателей – см. табл. 2). Символы – модельные растения (для характерных случаев, обсуждаемых в тексте, подписаны номера): *1* – с ускорением линейного роста; *2* – без значимых тенденций линейного роста, *3* – с замедлением линейного роста, *4* – с ускорением линейного роста и способные достичь размеров генеративных деревьев, *5* – без значимых тенденций линейного роста, но способные достичь размеров генеративных деревьев. Группы онтогенетических состояний (im1, im2, v1) разделены по уровням жизненности контурами: I – нормальная жизненность, II – пониженная, III – низкая.

тяженности молодой (покрытой первичной корой) части ствола (вектор *Lprim* : *H*). Так, самые крупные растения с небольшой относительной протяженностью молодой части ствола отнесены к состоянию v1, самые мелкие (уже ветвящиеся) и при этом отличающиеся наибольшей относительной протяженностью молодой части ствола – к im1, растения промежуточного размера – к im2.

В группах онтогенетических состояний, особенно в более взрослых (im2 и v1), выражена согласованная дифференциация модельных растений по показателям *ZH5*, *Lcr* : *H* и *NLivBr* : *Acr*. Это можно интерпретировать как проявление разных уровней жизненности: в каждом состоянии к нормальному уровню жизненности относятся растения с наибольшим средним за 5 лет приростом в высоту, наибольшей относительной протяженностью живой кроны, наибольшим средним числом живых ветвей в годичной мутовке на стволе, но с наименьшей относительной протяженностью зоны корки на стволе. В группе v1 такое сочетание признаков характерно для растений, не только проявивших тенденцию ускорения роста в высоту, но и уже способных вырасти до размеров генеративных деревьев. В группе im2 только одно растение (№ 88) сильно отличается по значениям *ZH5*, *Lcr* : *H* и *NLivBr* : *Acr*. При этом оно было самым молодым из im2, но уже приобрело способность вырасти до размеров генеративных деревьев (рис. 2), хотя значимая тенденция ускорения роста у него еще не проявилась (резкое увеличение прироста произошло совсем незадолго до исследования).

Меньшие значения *ZH5*, *Lcr* : *H*, *NLivBr* : *Acr* и, наряду с этим, большее значение *Lcrust* : *H* отражают ухудшение жизненности. При этом в группе im1 мы выделили нормальный и пониженный уровни жизненности (не выделив низкий), поскольку ординация дифференцировала ее только на две подгруппы (рис. 3), а перспективы развития растений еще нельзя считать достаточно определенными в этом онтогенетическом состоянии. В группах im2 и v1 растения с уровнем жизни хуже нормального можно по морфометрическим показателям дифференцировать на пониженный и низкий уровни жизненности (табл. 4). В группе im2 морфометрическая дифференциация этих уровней выражена отчетливо (рис. 3). В группе v1 она менее отчетливая, но дополнительным обоснованием проведенной дифференциации служит

**Таблица 3.** Морфометрические показатели онтогенетических состояний у подроста ели

| Онто-генетич. состояние | Уровень жизненности | *n* | *H*, м | | | *D0*, см | | | *Dcrb*, м | | | *BrOrd* | | | *Lcr* : *Dcrb* | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Me | min | max | Me | min | max | Me | min | max | Me | min | max | Me | min | max |
| im1 | Нормальная | 6 | 0.3 (α) | 0.2 | 0.4 | 0.4 (α) | 0.3 | 0.6 | 0.1 (α) | 0.1 | 0.2 | 3 (α) | 3 | 4 | 1.7 (α) | 1.3 | 2.3 |
| | Пониженная | 9 | 0.3 (α) | 0.2 | 0.3 | 0.4 (α) | 0.1 | 0.5 | 0.1 (α) | 0.1 | 0.2 | 4 (α) | 3 | 4 | 2.0 (α) | 1.0 | 2.8 |
| im2 | Нормальная | 1 | 1.4 | – | – | 2.3 | – | – | 0.8 | – | – | 5 | – | – | 1.3 | – | – |
| | Пониженная | 6 | 1.4 (β) | 1.3 | 1.5 | 2.5 (β) | 2.1 | 3.0 | 1.0 (β) | 0.8 | 1.2 | 5 (β,γ) | 5 | 6 | 0.9 (β) | 0.7 | 1.2 |
| | Низкая | 5 | 1.4 (β) | 1.2 | 1.9 | 2.8 (β,γ) | 1.5 | 3.5 | 0.6 (γ) | 0.6 | 0.8 | 5 (β,δ) | 5 | 6 | 0.8 (β) | 0.7 | 1.3 |
| v1 | Нормальная | 3 | 2.7 (γ) | 2.4 | 3.0 | 3.7 (γ) | 3.7 | 4.3 | 1.3 (β,δ) | 1.1 | 1.4 | 6 (β,γ,δ) | 5 | 6 | 1.8 (α,γ) | 1.4 | 2.5 |
| | Пониженная | 7 | 2.7 (γ) | 2.2 | 2.9 | 4.7 (γ) | 3.6 | 6.3 | 1.7 (δ) | 1.3 | 1.9 | 7 (γ,δ) | 5 | 8 | 1.2 (β,γ) | 1.0 | 1.3 |
| | Низкая | 5 | 2.1 (γ,β) | 1.6 | 2.9 | 3.7 (β,γ) | 2.9 | 6.2 | 1.0 (β) | 0.8 | 1.1 | 6 (β,γ,δ) | 5 | 7 | 1.2 (β,γ) | 0.6 | 1.6 |

Примечание. *n* – объем выборки. *BrOrd* – максимальный порядок ветвления, *Dcrb* – средний диаметр живой кроны внизу, *D0* – диаметр ствола в основании, *H* – общая высота, *Lcr* : *Dcrb* – отношение протяженности живой кроны к ее среднему диаметру внизу. Me – медиана выборки (в скобках греческими буквами отмечены варианты значений: разными буквами обозначены варианты, имеющие значимые различия (тест Манна–Уитни, $p < 0.05$), одинаковыми буквами – варианты, не имеющие значимых различий). При $n = 1$ значимость различий неизвестна.

**Таблица 4.** Морфометрические показатели жизненности и календарный возраст подроста ели

| Онтогенетич. состояние | Уровень жизненности | *n* | *ZH5*, см год$^{-1}$ | | | *NLivBr* : *Acr* | | | *Lcr* : *H* | | | *Lcrust* : *H* | | | *Lprim* : *H* | | | *A*, годы | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Me | min | max | Me | min | max | Me | min | max | Me | min | max | Me | min | max | Me | min | max |
| im1 | Нормальная | 6 | 3.5 (α) | 2.5 | 5.0 | 1.8 (α) | 1.5 | 2.6 | 0.9 (α) | 0.8 | 0.9 | 0.0 (α) | 0.0 | 0.0 | 0.6 (α) | 0.4 | 0.9 | 9 (α) | 8 | 12 |
| | Пониженная | 9 | 2.1 (β) | 1.6 | 2.4 | 1.2 (β) | 0.6 | 1.8 | 0.7 (β) | 0.5 | 0.8 | 0.0 (α) | 0.0 | 0.0 | 0.3 (β) | 0.2 | 0.7 | 12 (β) | 10 | 18 |
| im2 | Нормальная | 1 | 12.1 | – | – | 3.5 | – | – | 0.8 | – | – | 0.0 | – | – | 0.36 | – | – | 23 | – | – |
| | Пониженная | 6 | 5.3 (γ) | 3.9 | 5.7 | 3.3 (γ) | 2.4 | 4.2 | 0.7 (β,γ) | 0.6 | 0.8 | 0.0 (α,β) | 0.00 | 0.1 | 0.2 (γ,ε) | 0.1 | 0.3 | 36 (γ) | 33 | 42 |
| | Низкая | 5 | 2.8 (α,ζ) | 1.9 | 3.1 | 1.0 (β) | 0.7 | 1.3 | 0.5 (δ) | 0.3 | 0.6 | 0.1 (β) | 0.0 | 0.2 | 0.0 (δ) | 0.0 | 0.1 | 65 (δ) | 53 | 80 |
| v1 | Нормальная | 3 | 18.2 (δ) | 15.0 | 20.6 | 4.2 (γ) | 3.1 | 5.0 | 0.9 (α) | 0.8 | 0.9 | 0.0 (β) | 0.0 | 0.0 | 0.3 (β,ε) | 0.2 | 0.4 | 38 (γ,ε) | 32 | 41 |
| | Пониженная | 7 | 8.6 (ε) | 5.8 | 15.6 | 2.5 (γ) | 1.0 | 4.2 | 0.7 (γ) | 0.7 | 0.8 | 0.3 (β) | 0.00 | 0.7 | 0.2 (γ) | 0.0 | 0.2 | 63 (δ,ε) | 38 | 79 |
| | Низкая | 5 | 2.3 (β,ζ) | 1.9 | 3.1 | 0.8 (β) | 0.4 | 1.1 | 0.5 (δ) | 0.4 | 0.6 | 0.7 (γ) | 0.6 | 1.0 | 0.0 (δ) | 0.0 | 0.1 | 103 (ζ) | 81 | 125 |

*A* – календарный возраст, *Lcr* : *H* – относительная протяженность живой кроны, *Lcrust* : *H* – относительная протяженность зоны корки на стволе, *Lprim* : *H* – относительная протяженность зоны первичной коры на стволе, *NLivBr* : *Acr* – среднее число живых ветвей в годичной мутовке на стволе, *ZH5* – средний линейный прирост ствола за последние 5 лет. Остальные обозначения – см. табл. 3.

то, что внешние признаки самого плохого жизненного состояния характерны для растений с календарным возрастом более 80 лет (табл. 4), для которых теоретически уже не предполагается способность развиваться сопоставимо с генеративными деревьями, даже при улучшении условий произрастания.

Описанные морфометрические различия выделенных групп связаны с их дифференциацией по темпам развития: в каждом онтогенетическом состоянии растения пониженной и низкой жизненности старше по календарному возрасту, чем растения нормальной жизненности (табл. 4). Среди старших имматурных (im2) единственное растение, жизненность которого была оценена как нормальная, было самым молодым, и у него еще не успела проявиться значимая тенденция ускорения роста, но оно уже развило такую скорость роста в высоту, что было способно вырасти так же, как генеративные деревья в том же сообществе. Растения im2 пониженной жизненности имели такой же календарный возраст, как v1 нормальной жизненности, но значимо отличались от последних по скорости роста и размерам, еще не приобрели способность вырасти до размеров генеративных деревьев к моменту достижения сопоставимого с ними возраста. Поэтому и было сделано заключение, что ход развития таких растений не вполне нормален.

Ход развития подроста хвойных видов и его жизненность часто характеризуют такими количественными признаками как длина годичного линейного прироста верхушки ствола (обычно – среднее значение за несколько последних лет) и ее соотношение с длиной годичных линейных приростов у ветвей 2-го порядка (за последний год или за несколько последних лет), или же заменяют второй из этих признаков характеристикой общей формы живой кроны, под которой понимается отношение ее длины к максимальному диаметру (в нижней части) (Касимов, 1960; Титов, 1970; Алексеев, 1978; Романовский, 2001; Claveau et al., 2002; Ставрова и др., 2017). Проведенный нами анализ показал, что признак *ZH5* четко дифференцирует у подроста разные уровни жизненности (табл. 4), но использоваться в диагностике онтогенетических состояний может только в случаях нормальной и пониженной жизненности. К тому же абсолютные значения этого признака зависят от почвенно-гидрологических условий (Чиндяев, 1986), поэтому для его применения в диагностике требуется систематизированное исследование его вариабельности в разных типах леса. Соотношение между длиной линейного прироста на верхушке ствола и ветвей 2-го порядка, если его рассматривать не за последний год, а как среднее за несколько лет (что более корректно), – не очень удобный признак для применения в ходе массовых учетов подроста. Что касается общей формы кроны, которая, по мнению ряда исследователей (Claveau et al., 2002; Ставрова и др., 2017), отражает это соотношение именно как среднемноголетнее, проведенный нами анализ не выявил достаточно четких различий между онтогенетическими состояниями и уровнями жизненности по признаку *Lcr* : *Dcrb* (табл. 3), характеризующему форму кроны.

Относительную протяженность кроны и мутовчатость ветвления ствола часто учитывают в диагностике жизненности (Касимов, 1960; Дерябин, Букштынов, 1970; Злобин, 1970; Максимов, 1971; Claveau et al., 2002; Правила ..., 2020). Комбинация этих показателей наиболее четко дифференцировала исследованные нами модели по уровням жизненности во всех онтогенетических состояниях (табл. 4, рис. 3).

По итогам проведенного анализа предлагается следующий ключ для диагностики у подроста ели сибирской онтогенетических состояний im1, im2 и v1, а также уровней жизненности в этих состояниях.

1. Ветвящееся растение высотой не более 0.5 м, порядок ветвления – не более 4-го..... im1; см. ступень 2

– Высота растения более 0.5 м (до 3–4 м) ..... im2 или v1; см. ступень 3

2. Относительная протяженность живой кроны составляет 3/4 и более от общей высоты растения; в кроне на всех годичных приростах стволика развиты ветви 2-го порядка и обычно их не менее 2-х на приросте ..... im1 нормальной жизненности (рис. 4а)

– Относительная протяженность живой кроны не превышает 3/4 от общей высоты растения; на годичных приростах стволика часто бывает развито по 1 ветви 2-го порядка, а у некоторых растений ветви 2-го порядка могут быть развиты не на всех годичных приростах ..... im1 пониженной жизненности (рис. 4б)

3. Протяженность живой кроны составляет не менее 4/5 от общей высоты растения; в кроне на всех годичных приростах ствола развиты мутовки ветвей 2-го порядка и каждая из них включает более 2 ветвей; корка на стволе отсутствует ..... im2 или v1 нормальной жизненности; см. ступень 4

– Протяженность живой кроны – менее 4/5 от общей высоты; в кроне на некоторых годичных приростах ствола может быть развито по 1–2 ветви 2-го порядка или могут совсем отсутствовать боковые ветви; в нижней части ствола нередко развита корка..... пониженная или низкая жизненность; см. ступень 5

4. Максимальный порядок ветвления (на самых старых живых ветвях в нижней части кроны) – не

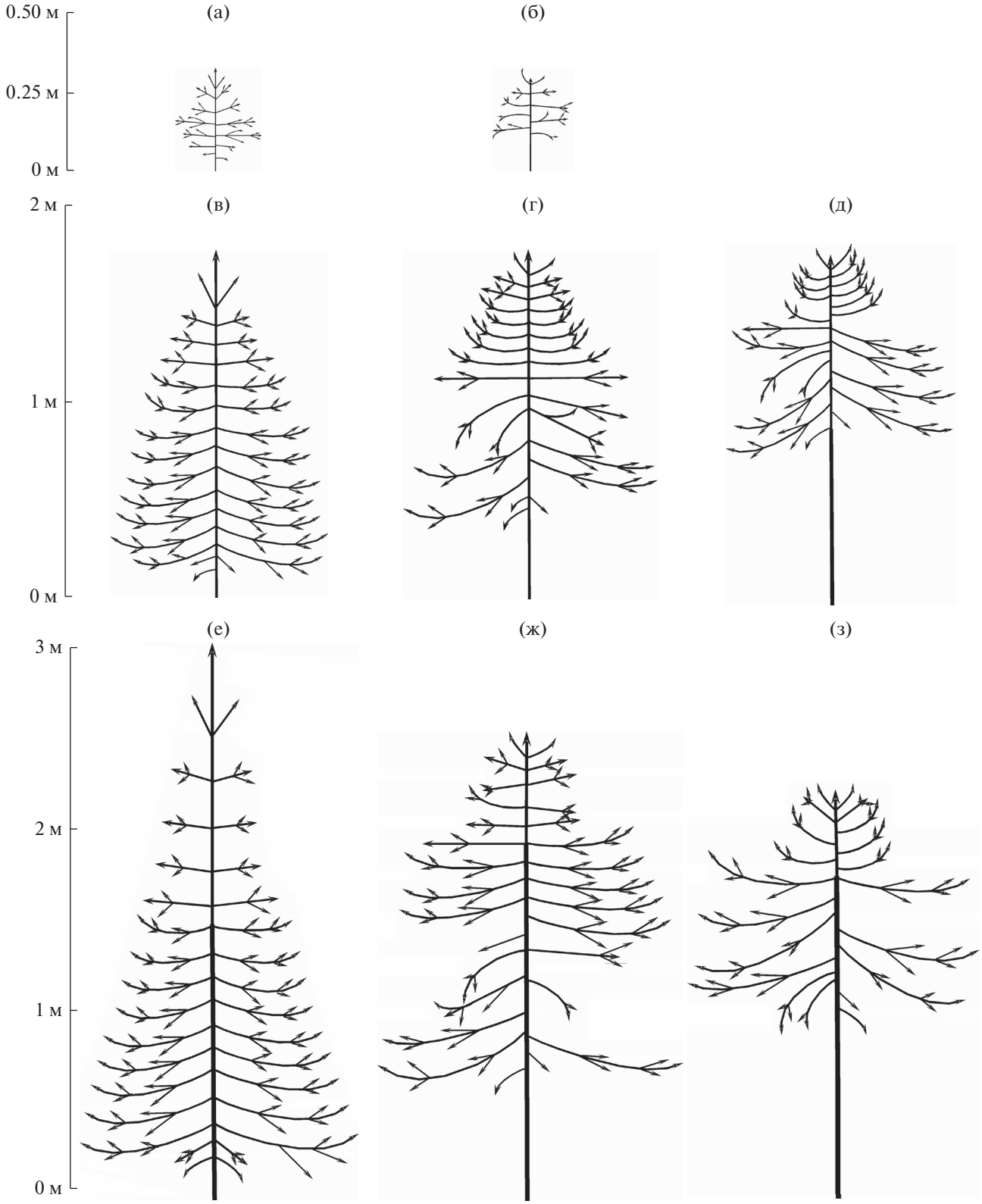



**Рис. 4.** Схематические изображения внешнего облика ели сибирской в онтогенетических состояниях im1 (а, б), im2 (в–д) и v1 (е–з). Уровни жизненности: а, в, е – нормальная, б, г, ж – пониженная, д, з – низкая.

более 5-го..... im2 нормальной жизненности (рис. 4в)

– В нижней части кроны максимальный порядок ветвления – обычно 6-й (у некоторых растений – 5-й, но в таких случаях протяженность зоны первичной коры – не более 1/5 от общей высоты) .....v1 нормальной жизненности (рис. 4е)

5. В кроне на каждом годичном приросте есть хотя бы 1 ветвь 2-го порядка; корка в нижней части ствола обычно отсутствует (а если есть, то ее протяженность не превышает 1/10 от общей высоты); протяженность живой кроны составляет не менее 1/2 от общей высоты (часто – не менее 2/3) ..... пониженная жизненность; см. ступень 6

– В кроне на некоторых годичных приростах ствола могут отсутствовать ветви 2-го порядка; в нижней части ствола обычно развита корка; протяженность зоны первичной коры составляет не более 1/10 от общей высоты; протяженность живой кроны часто составляет менее 1/2 от общей высоты ..... низкая жизненность; см. ступень 7

6. Максимальный порядок ветвления – не больше 6-го; протяженность зоны первичной коры составляет до 1/3 от общей высоты, а протяженность зоны корки – не более 1/10 ..... ..... im2 пониженной жизненности (рис. 4г)

– Максимальный порядок ветвления – 6-й или более высокий; протяженность зоны первичной коры составляет не более 1/5 от общей высоты, а зоны корки – до 2/3 (иногда – не более 1/10, но в этом случае общая высота растения превышает 2 м); ..... v1 пониженной жизненности (рис. 4ж)

7. Протяженность зоны корки в нижней части ствола составляет не более 1/10 от общей высоты; максимальный порядок ветвления – не больше 6-го ..... im2 низкой жизненности (рис. 4д)

– Протяженность зоны корки – не менее 1/2 от общей высоты, иногда ствол покрыт коркой до самого верха; максимальный порядок ветвления – 6-й или более высокий ..... ..... v1 низкой жизненности (рис. 4з)

**Заключение.** Проведенный анализ показал, что в темнохвойных таежных лесах растения ели сибирской в начальных онтогенетических состояниях, относящиеся к категории “здоровые” (Алексеев, 1989) или “жизнеспособные” (Правила ..., 2020), сильно дифференцированы по темпам своего развития; это проявляется в их значимых различиях по календарному возрасту и морфометрическим показателям габитуса. Такая поливариантность развития отражается на способности подроста ели перейти в генеративное состояние и на общем ходе возобновительных процессов в древостое, поэтому ее необходимо учитывать при проведении исследований динамики популяций ели и темнохвойных лесов, при планировании лесохозяйственной деятельности.

Проявление поливариантности развития у подроста ели сибирской, то есть его дифференциацию по уровням жизненности в онтогенетических состояниях im1, im2, v1, наиболее четко отражают значения таких показателей как среднее число ветвей в годичных мутовках на стволе и относительная протяженность живой кроны. Относительная протяженность зон ствола, покрытых первичной корой и коркой, – это показатели как биологического возраста подроста, так и его жизненности; их применение в диагностике онтогенетических состояний возможно, если одновременно учитываются признаки морфологии кроны, позволяющие корректно диагностировать жизненность. Дифференциация онтогенетических состояний также проявляется в показателях общего размера (высоте, диаметре ствола, диаметре живой кроны внизу) и структурной сложности (максимальный порядок ветвления). Длины годичных линейных приростов ствола тоже очень тесно связаны с уровнем жизненности. Поэтому их среднее значение за последние 5 лет (*ZH5*) можно использовать для оценки перспектив растений в сообществе (особенно у im2 и v1), но в диагностике онтогенетических состояний – только в случае нормальной жизненности (проявившейся в параметрах кроны – см. выше) и только как дополнительный признак. Для уточнения диагностических критериев размера и линейного прироста ствола у онтогенетических состояний необходим сравнительный количественный анализ варьирования этих признаков подроста в условиях разных типов леса.

По критерию темпов роста в высоту можно выделить у ели сибирской несколько категорий перспективности (благонадежности) подроста. Высокую перспективность имеет подрост в онтогенетических состояниях im2 и v1 с нормальной жизненностью. Внешнее строение таких растений характеризуется относительной протяженностью живой кроны не менее 4/5 от общей высоты и числом живых ветвей более трех во всех годичных мутовках на стволе; благополучие перспектив обеспечивается тем, что у них выражена тенденция увеличения годичных линейных приростов ствола, в частности – *ZH5* уже составляет более 10 см год$^{-1}$. Среднюю перспективность имеет подрост в онтогенетических состояниях im2 и v1 с пониженной жизненностью, если у него выражена тенденция увеличения годичных линейных приростов; внешним признаком такого состояния растений может служить относительная протяженность живой кроны от 2/3 до 4/5 от общей высоты. Перспективность следует считать сомнительной у подроста в онтогенетических со-

стояниях im2 и v1 при низкой жизненности (*ZH5* менее 4 см), а также если в этих состояниях при пониженной жизненности не выражена тенденция ускорения линейного роста; у таких растений относительная протяженность живой кроны составляет менее 2/3 общей высоты, на многих годичных линейных приростах ствола развито только по одной живой ветви или ветви совсем отсутствуют. У подроста в онтогенетическом состоянии im1 перспективы еще не определенные.

* * *

Благодарим рецензентов за ценные советы и содержательные замечания.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

*Абатуров А.В., Меланхолин П.Н.* Естественная динамика леса на постоянных пробных площадях в Подмосковье. Тула: Гриф и К°, 2004. 333 с.

*Абатуров А.В., Кулешов А.П., Браславская Т.Ю.* Оценка успешности возобновления ели под пологом лиственных лесов в национальном парке “Лосиный остров” // Известия Самарского НЦ РАН. 2012. Т. 14. № 1(8). С. 1941–1945.

*Алексеев В.А.* Диагностика жизненного состояния деревьев и древостоев // Лесоведение. 1989. № 4. С. 51–57.

*Алексеев В.И.* Возобновление ели на вырубках. М.: Наука, 1978. 130 с.

Атлас Республики Коми / Под ред. Коми НЦ Уральского отд-ния РАН. М.: Дизайн. Информация. Картография, 2001. 551 с.

*Бобкова К.С., Бессонов И.М.* Естественное возобновление в среднетаежных ельниках Европейского северо-востока // Лесоведение. 2009. № 5. С. 10–16.

*Бобкова К.С., Робакидзе Е.А., Галенко Э.П.* Жизненное состояние древостоев и подроста коренных ельников предгорий Урала бассейна реки Печоры // Сибирский экологический журн. 2010. № 2. С. 271–280.

*Бобрецов А.В., Теплова В.П.* Природные условия Печоро-Илычского заповедника // Закономерности полувековой динамики биоты девственной тайги Северного Предуралья. Сыктывкар: Госкомстат Республики Коми, 2000. С. 6–21.

ГОСТ 18486-87. Государственный стандарт Союза ССР. Лесоводство. Термины и определения. Утвержден и введен в действие Постановлением Государственного комитета СССР по стандартам от 10.12.1987 № 4445. URL: http://docs.cntd.ru/document/1200022985 (дата обращения – 02.05.2021).

*Давыдычев А.Н., Кулагин А.Ю.* Характеристика предгенеративного периода онтогенеза ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) в подзоне широколиственно-хвойных лесов Уфимского плато // Бюллетень Моск. общества испытателей природы. Отд. биол. 2010. Т. 115. Вып. 2. С. 59–66.

*Декатов Н.Н., Кузнецов А.Н.* Рост древостоев, возникших из подроста // Лесное хоз-во. 1968. № 8. С. 46–48.

*Дерюгин А.А., Рубцов М.В., Серяков А.Д.* Рост ели после рубки березняков с сохранением подроста в южной тайге // Там же. 2000. № 5. С. 30–31.

*Дерябин Д.И., Букштынов А.Д.* Лесоводственное значение хвойного подроста. М.: Лесная пром-сть. 1970. 96 с.

Диагнозы и ключи возрастных состояний лесных растений. Деревья и кустарники. М.: Прометей,1989. 102 с.

*Евстигнеев О.И.* Поливариантность сосны обыкновенной в Брянском полесье // Лесоведение. 2014. № 2. С. 69–77.

*Злобин Ю.А.* Оценка качества подроста древесных растений // Там же. 1970. № 3. С. 96–102.

*Злобин Ю.А.* Факторный анализ параметров морфогенеза подроста древесных пород // Известия вузов. Лесной журн. 1975. № 1. С. 19–21.

*Злобин Ю.А.* Принципы и методы изучения ценотических популяций растений. Учебно-методическое пособие. Казань: Изд-во Казанского гос. университета, 1989. 146 с.

*Касимов В.Д.* Классификация елового подроста // Лесное хоз-во. 1960. №7. С. 9–11.

*Кузьмичев В.В.* Закономерности роста древостоев. Новосибирск: Наука, 1977. 160 с.

*Максимов В.Е.* Физиологические особенности и рост елового подроста на лесосеках постепенных и сплошных рубок // Лесоведение. 1971. № 1. С. 84–88.

Методы изучения лесных сообществ. СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.

*Минина Е.Г.* Определение пола у лесных древесных растений // Труды Института леса АН СССР. 1960. Т. 47. С. 76–163.

*Мишко А.Е.* Онтоморфогенез ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) в северотаежных лесах (на примере Кольского полуострова): Дис. ... канд. биол. наук (специальность 03.02.08). СПб.: Ботанический ин-т им. В.Л. Комарова РАН, 2019. 146 с.

*Науменко З.М.* Жизнеспособность елового подроста на сплошных вырубках Ленинградской области // Сборник работ по лесному хозяйству. М.: Гослесбумиздат, 1962. Вып. 5. С. 158–182.

*Некрасова Т.П., Рябинков А.П.* Плодоношение пихты сибирской. Новосибирск: Наука, 1978. 151 с.

ОСТ 56-108-98. Стандарт отрасли. Лесоводство. Термины и определения. Утвержден и введен в действие Приказом Рослесхоза от 03.12.1998 № 203. URL: https://klh.mosreg.ru/dokumenty/spravochnaya-literatura/gosty-i-osty/ost-56-108-98-lesovodstvo-terminy-i-opredeleniya (дата обращения – 02.05.2021)

Правила лесовосстановления. Утверждены приказом Министерства природных ресурсов Российской Федерации № 1014 от 04.12.2020. Зарегистрированы в Министерстве юстиции Российской Федерации: № 61556 от 18.12.2020. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_370561/42d0d93b6e5c84eb17e29477246f258ffa5566b7/ (дата обращения – 02.05.2021).

*Романовский А.М.* Поливариантность онтогенеза *Picea abies* (*Pinaceae*) в Брянском полесье // Ботанический журн. 2001. Т. 86. № 8. С. 72–85.

*Семиколенных А.А., Бовкунов А.Д., Алейников А.А.* Почвы и почвенный покров таежного пояса Северного Урала (верховья реки Печора) // Почвоведение. 2013. № 8. С. 911–923.

*Сеннов С.Н.* Итоги 60-летних наблюдений за динамикой леса. СПб.: СПб. НИИ лесного хоз-ва, 1999. 98 с.

*Серебряков И.Г.* Экологическая морфология растений. М.: Высшая школа, 1962. 378 с.

*Смирнов Н.С., Браславская Т.Ю.* Растительность темнохвойных лесов нижней части бассейна реки Большая Порожняя (приток р. Печора) // Тр. Печоро-Илычского гос. заповедника. Сыктывкар: Изд-во Коми НЦ УрО РАН, 2010. Вып. 16. С. 149–156.

*Смирнова О.В., Бобровский М.В., Ханина Л.Г., Смирнов В.Э.* Биоразнообразие и сукцессионный статус темнохвойных лесов Шежимопечорского и Большепорожного ботанико-географических районов Печоро-Илычского заповедника // Труды Печоро-Илычского гос. заповедника. Сыктывкар: Институт геологии Коми НЦ Уральского отд-ния РАН, 2007. Т. 15. С. 28-47.

*Смолоногов Е.П.* Комплексное районирование Урала // Леса Урала и хозяйство в них. Екатеринбург: Уральская гос. лесотехническая академия, 1995. Вып. 18. С. 24–41.

*Ставрова Н.И., Горшков В.В., Мишко А.Е.* Онтогенез ели сибирской *Picea obovata* Ledeb. (*Pinaceae*) в малонарушенных северотаежных кустарничково-зеленомошных сосново-еловых лесах // Ботанический журн. 2017. Т. 102. № 2. С. 163–185.

*Тимофеев В.П.* Роль елового подроста в восстановлении вырубок // Лесное хоз-во. 1968. № 12. С. 9–15.

*Титов Н.А.* О закономерных связях морфологических признаков елового подроста // Известия вузов. Лесной журн. 1970. № 6. С. 30–33.

*Трулль О.А.* Математическая статистика в лесном хозяйстве. Минск: Высшая школа, 1966. 233 с.

*Чиндяев А.С.* Влияние осушения на прирост по высоте у подроста ели предварительной генерации в условиях Среднего Урала // Экология и физиология основных лесообразующих видов Урала. Свердловск: Уральский НЦ АН СССР, 1986. С. 77–86.

Энциклопедия лесного хозяйства: в 2-х томах. Т. 2. М.: Всеросс. НИИ лесного хоз-ва и механизации, 2006. С. 145.

*Antos J.A., McPherson A., Guest H.* Growth rates and crown morphology of *Abies amabilis* in the seedling bank of an ancient, subalpine conifer forest // Canadian J. Forest Research. 2020. V. 50. № 11. P. 1124–1130.

*Antos J.A., Parish R., Conley K.* Age structure and growth of the tree-seedling bank in subalpine spruce-fir forests of south-central British Columbia // American Middle Naturalist. 2000. V. 143. № 2. P. 342–354.

*Claveau Y., Messier C., Comeau P.G., Coates K.D.* Growth and crown morphological responses of boreal conifer seedlings and saplings with contrasting shade tolerance to a gradient of light and height // Canadian J. Forest Research. 2002. V. 32. № 3. P. 458–468.

*Evstigneev O.I., Korotkov V.N.* Ontogenetic stages of trees: an overview // Russian J. Ecosystem Ecology. 2016. V. 2. № 2. P. 1–31.

*Gatzuk L.E., Smirnova O.V., Vorontzova L.I., Zaugolnova L.B., Zhukova L.A.* Age states of plants of various growth forms: a review // J. Ecology. 1980. V. 68. № 3. P. 675–696.

*Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D.* Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis // Palaeontologia Electronica. 2001. V. 4. № 1. P. 1–9. URL: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

*Omelko A., Ukhvatkina O., Zhmerenetsky A., Sibirina L., Petrenko T., Bobrovsky M.* From young to adult trees: How spatial patterns of plants with different life strategies change during age development in an old-growth Korean pine-broadleaved forest // Forest Ecology & Management. 2018. V. 411. № 1. P. 46–66. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.023

*Prévost M., Dumais D., De Blois J.* Morphological response of conifer advance growth to canopy opening in mixedwood stands, in Quebec, Canada // Trees. 2016. V. 30. № 5. P. 1735–1747.

# Polyvariance of Siberian Spruce Undergrowth Development in Dark Coniferous Forests of the Northern Cis-Ural Region

**T. Yu. Braslavskaya[1, #] and A. S. Yefimenko[1]**

*[1]Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences, Profsoyuznaya st., 84/32, bldg. 14, Moscow, 117997 Russia*

**E-mail: t-braslavskaya@yandex.ru*

Based on the morphometric parameters and the linear growth analysis of model plants (up to 3.5 m in height), diagnostic features of the ontogenetic states im1, im2, v1 were formulated, as well as the levels of vitality in them. An assessment of the ability of the model plants to reach the generative trees' height while growing under the same conditions was used as a criterion for estimating the potential of the undergrowth. It was revealed that undergrowth of a normal vitality in ontogenetic states im2 and v1 is able to reach the height of generative trees at a comparable age; these plants were classified as high-potential undergrowth. The external features of a high-potential undergrowth are the relative length of the living crown not less than 4/5 of the total plant height and the number of living branches more than 3 in all annual whorls on the trunk. The undergrowth of a lower vitality in the ontogenetic states im2 and v1 is assigned to the category of medium potential, while the undergrowth in the ontogenetic states im2 and v1 with lowest vitality is assigned to the category of questionable potential. The undergrowth in the ontogenetic state im1 was considered to young to possess sufficiently defined potential-indicating features.

*Keywords: Siberian spruce (Picea obovata Ledeb.), undergrowth, ontogenetic states, multivariate analysis of morphometric features, height growth.*

**Acknowledgements:** The study has been conducted within the framework of the State Contract with CEPF RAS (AAA-A18-118052400130-7) and with a financial support of RFBR (19-04-00-609A).

## REFERENCES


Abaturov A.V., Kuleshov A.P., Braslavskaya T.Y., Otsenka uspeshnosti vozobnovleniya eli pod pologom listvennykh lesov v natsional'nom parke "Losinyi ostrov" (Estimation the renewal success of the fir-tree under bed curtains of deciduous forests in National park "Losiniy ostrov"), *Izvestiya Samarskogo NTs RAN*, 2012, Vol. 14, No. 1(8), pp. 1941–1945.

Abaturov A.V., Melankholin P.N., *Estestvennaya dinamika lesa na postoyannykh probnykh ploshchadyakh v Podmoskov'e* (Forest natural dynamic on permanent samples in the Moscow region), Tula: Grif i K°, 2004, 333 p.

Alekseev V.A., Diagnostika zhiznennogo sostoyaniya derev'ev i drevostoev (Diagnostics of vitality of trees and stands), *Lesovedenie*, 1989, No. 4, pp. 51–57.

Alekseev V.I., *Vozobnovlenie eli na vyrubkakh* (Regeneration of spruce in felling areas), M.: Nauka, 1978, 130 p.

Antos J.A., McPherson A., Guest H., Growth rates and crown morphology of *Abies amabilis* in the seedling bank of an ancient, subalpine conifer forest, *Canadian J. Forest Research*, 2020, Vol. 50, No. 11, pp. 1124–1130.

Antos J.A., Parish R., Conley K., Age structure and growth of the tree-seedling bank in subalpine spruce-fir forests of south-central British Columbia, *American Middle Naturalist*, 2000, Vol. 143, No. 2, pp. 342–354.

*Atlas Respubliki Komi* (Atlas of the Republic of Komi), M.: Dizain. Informatsiya. Kartografiya, 2001, 551 p.

Bobkova K.S., Bessonov I.M., Estestvennoe vozobnovlenie v srednetaezhnykh el'nikakh Evropeiskogo severo-vostoka (Natural regeneration in southern taiga spruce forests of the European North-East), *Lesovedenie*, 2009, No. 5, pp. 10–16.

Bobkova K.S., Robakidze E.A., Galenko E.P., Health status of the stands and the young growth in the native spruce forests at the Ural foothills, the upper reaches of the Pechora river, *Contemporary Problems of Ecology*, 2010, Vol. 3, No. 2, pp. 196–202.

Bobretsov A.V., Teplova V.P., Prirodnye usloviya Pechoro-Ilychskogo zapovednika (Natural environment of the Pechora-Ilychsky Reserve), In: *Zakonomernosti poluvekovoi dinamiki bioty devstvennoi taigi Severnogo Predural'ya* (Regularities of the half-century biota dynamics of the virgin taiga of the Northern Cis-Urals), Syktyvkar: Goskomstat Respubliki Komi, 2000, pp. 6–21.

Chindyaev A.S., Vliyanie osusheniya na prirost po vysote u podrosta eli predvaritel'noi generatsii v usloviyakh Srednego Urala (Influence of drainage on growth in height in pregeneration spruce undergrowth under the conditions of the Middle Urals), In: *Ekologiya i fiziologiya osnovnykh lesoobrazuyushchikh vidov Urala* (Ecology and physiology of the main forest-forming species of the Urals), Sverdlovsk: Ural'skii NTs AN SSSR, 1986, pp. 77–86.

Claveau Y., Messier C., Comeau P.G., Coates K.D., Growth and crown morphological responses of boreal conifer seedlings and saplings with contrasting shade tolerance to a gradient of light and height, *Canadian J. Forest Research*, 2002, Vol. 32, No. 3, pp. 458–468.

Davydychev A.N., Kulagin A.Y., Kharakteristika predgenerativnogo perioda ontogeneza eli sibirskoi (*Picea obovata* Ledeb.) v podzone shirokolistvenno-khvoinykh lesov Ufimskogo plato (Description of the ontogeny pregenerative period of *Picea obovata* (Pinaceae) in the subzone of broad-leaved-conifer forests of the Ufa Plateau), *Byulleten' Mosk. obshchestva ispytatelei prirody. Otd. biol.*, 2010, Vol. 115, No. 2, pp. 59–66.

Dekatov N.N., Kuznetsov A.N., Rost drevostoev, voznikshikh iz podrosta (Growth of forest stands arising from understorey), *Lesnoe khoz-vo*, 1968, No. 8, pp. 46–48.

Deryabin D.I., Bukshtynov A.D., *Lesovodstvennoe znachenie khvoinogo podrosta* (Forestry value of coniferous undergrowth), M.: Lesnaya prom-st', 1970, 96 p.

Deryugin A.A., Rubtsov M.V., Seryakov A.D., Rost eli posle rubki bereznyakov s sokhraneniem podrosta v yuzhnoi taige (Spruce growth after felling birch forests with preservation of undergrowth in the southern taiga), *Lesnoe khoz-vo*, 2010, No. 5, pp. 30–31.

*Diagnozy i klyuchi vozrastnykh sostoyanii lesnykh rastenii. Derev'ya i kustarniki* (The keys to diagnosis of the age state of forest plants. Trees and shrubs), M.: Prometei, 1989, 102 p.

*Entsiklopediya lesnogo khozyaistva* (Reference book of forestry), Moscow: Vseross. NII lesnogo khoz-va i mekhanizatsii, 2006, Vol. 2, pp. 145.

Evstigneev O.I., Korotkov V.N., Ontogenetic stages of trees: an overview, *Russian J. Ecosystem Ecology*, 2016, Vol. 2, No. 2, pp. 1–31.

Evstigneev O.I., Polivariantnost' sosny obyknovennoi v Bryanskom poles'e (Ontogenesis polyvariancy of Scotch pine in Bryansk Polesia), *Lesovedenie*, 2014, No. 2, pp. 69–77.

Gatzuk L.E., Smirnova O.V., Vorontzova L.I., Zaugolnova L.B., Zhukova L.A., Age states of plants of various growth forms: a review, *J. Ecology*, 1980, Vol. 68, No. 3, pp. 675–696.

GOST 18486-87

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis, *Palaeontologia Electronica*, 2001, Vol. 4, No. 1, pp. 1–9. Available at: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Kuz'michev V.V., *Zakonomernosti rosta drevostoev* (Features of stand growth), Novosibirsk: Nauka, 1977, 160 p.

*Metody izucheniya lesnykh soobshchestv* (Methods of forest cummunities study), Saint Petersburg: Izd-vo NII Khimii SPbGU, 2002, 240 p.

Minina E.G., Opredelenie pola u lesnykh drevesnykh rastenii (Determination of sex in forest woody plants), *Trudy Instituta lesa AN SSSR*, 1960, Vol. 47, pp. 76–163.

Mishko A.E., *Ontomorfogenez eli sibirskoi (Picea obovata Ledeb.) v severotaezhnykh lesakh (na primere Kol'skogo poluostrova). Diss. kand. biol. nauk* (Ontomorphogenesis of Siberian spruce (*Picea obovata* Ledeb.) In northern taiga forests (case study of the Kola Peninsula). Extended abstract of candidate's biol. sci. thesis), St. Petersburg: Botanicheskii in-t im. V.L. Komarova RAN, 2019, 146 p.

Naumenko Z.M., Zhiznesposobnost' elovogo podrosta na sploshnykh vyrubkakh Leningradskoi oblasti (Viability of spruce undergrowth in clear-cut areas of the Leningrad region), In: *Sbornik rabot po lesnomu khozyaistvu* (Collection of articles on forestry), M.: Goslesbumizdat, 1962, Vol. 5, pp. 158–182.

Nekrasova T.P., Ryabinkov A.P., *Plodonoshenie pikhty sibirskoi* (Fruiting of Siberian fir), Novosibirsk: Nauka, 1978, 151 p.

Omelko A., Ukhvatkina O., Zhmerenetsky A., Sibirina L., Petrenko T., Bobrovsky M., From young to adult trees:

How spatial patterns of plants with different life strategies change during age development in an old-growth Korean pine-broadleaved forest, *Forest Ecology & Management*, 2018, Vol. 411, No. 1, pp. 46–66.

*OST 56-108-98, available at*: https://klh.mosreg.ru/dokumenty/spravochnaya-literatura/gosty-i-osty/ost-56-108-98-lesovodstvo-terminy-i-opredeleniya (May 2, 2021).

*Pravila lesovosstanovleniya* (Rules of reforestation), available at: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_370561/42d0d93b6e5c84eb17e29477246f258ffa5566b7/ (May 2, 2021).

Prévost M., Dumais D., De Blois J., Morphological response of conifer advance growth to canopy opening in mixedwood stands, in Quebec, Canada, *Trees*, 2016, Vol. 30, No. 5, pp. 1735–1747.

Romanovskii A.M., Polivariantnost' ontogeneza *Picea abies* (Pinaceae) v Bryanskom poles'e (Multiplicity of ontogenesis of *Picea abies* (*Pinaceae*) in Bryansk Polesia), *Botanicheskii zhurnal*, 2001, Vol. 86, No. 8, pp. 72–85.

Semikolennykh A.A., Bovkunov A.D., Aleinikov A.A., Pochvy i pochvennyi pokrov taezhnogo poyasa Severnogo Urala (Soils and the soil cover of the taiga zone in the northern Urals (upper reaches of the Pechora River)), *Pochvovedenie*, 2013, No. 8, pp. 911–923.

Sennov S.N., *Itogi 60-letnikh nablyudenii za estestvennoi dinamikoi lesa* (Results of 60 Years of observations of natural forest dynamics), St. Petersburg: SPb. NII lesnogo khoz-va, 1999, 98 p.

Serebryakov I.G., *Ekologicheskaya morfologiya rastenii.* (Ecological morphology of plants), Moscow: Vysshaya shkola, 1962, 378 p.

Smirnov N.S., Braslavskaya T.Y., Rastitel'nost' temnokhvoinykh lesov nizhnei chasti basseina reki Bol'shaya Porozhnyaya (pritok r. Pechora) (Vegetation of dark coniferous forests in the lower part of the Bolshaya Porozhnyaya river basin (tributary of the Pechora river)), *Tr. Pechoro-Ilychskogo gos. zapovednika,* Syktyvkar: Izd-vo Komi NTs UrO RAN, 2010, Vol. 16, pp. 149–156.

Smirnova O.V., Bobrovskii M.V., Khanina L.G., Smirnov V.E., Bioraznoobrazie i suktsessionnyi status temnokhvoinykh lesov Shezhimopechorskogo i Bol'sheporozhnogo botaniko-geograficheskikh raionov Pechoro-Ilychskogo zapovednika (Biodiversity and succession status of dark coniferous forests of Shezhimopechorsky and Bolsheporozhny botanical and geographical regions of the Pechora-Ilychsky reserve), In: *Trudy Pechoro-Ilychskogo gos. Zapovednika* (Proceedings of Pechora-Ilychsky State Reserve), Syktyvkar: Institut geologii Komi NTs Ural'skogo otd-niya RAN, 2007, Vol. 15, pp. 28–47.

Smolonogov E.P., Kompleksnoe raionirovanie Urala (Complex zoning of the Urals), In: *Lesa Urala i khozyaistvo v nikh* (Forests of the Urals and their economy), Ekaterinburg: Ural'skaya gos. lesotekhnicheskaya akademiya, 1995, Vol. 18, pp. 24–41.

Stavrova N.I., Gorshkov V.V., Mishko A.E., Ontogenez eli sibirskoi *Picea obovata* Ledeb. (Pinaceae) v malonarushennykh severotaezhnykh kustarnichkovo-zelenomoshnykh sosnovo-elovykh lesakh (Ontogeny of *Picea obovata* (Pinaceae) in old-growth northern taiga dwarf shrub-green moss pine-spruce forests), *Botanicheskii zhurnal*, 2017, Vol. 102, No. 2, pp. 163–185.

Timofeev V.P., Rol' elovogo podrosta v vosstanovlenii vyrubok (The role of spruce undergrowth in the restoration of felling areas), *Lesnoe khoz-vo*, 1968, No. 12, pp. 9–15.

Titov N.A., O zakonomernykh svyazyakh morfologicheskikh priznakov elovogo podrosta (Regular relationships of morphological features of spruce undergrowth), *Izvestiya vuzov. Lesnoi zhurnal*, 1970, No. 6, pp. 30–33.

Trull' O.A., *Matematicheskaya statistika v lesnom khozyaistve* (Mathematical statistics in forestry), Minsk: Vysshaya shkola, 1966, 233 p.

ЛЕСОВЕДЕНИЕ, 2021, № 6, с. 645–672

ОБЗОРНЫЕ СТАТЬИ

УДК 630*58/64

# МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ХАРАКТЕРИСТИК ЛЕСОВ ПО ДАННЫМ СПУТНИКОВОЙ СЪЕМКИ СВЕРХВЫСОКОГО ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАЗРЕШЕНИЯ В ОПТИЧЕСКОМ ДИАПАЗОНЕ[1]

© 2021 г.
**С. В. Князева[a], *, А. Д. Никитина[a], Е. И. Белова[a], А. С. Плотникова[a], Е. С. Подольская[a], К. А. Ковганко[a]**

[a] *Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН, ул. Профсоюзная, 84/32, Москва, 117799 Россия*

**E-mail: knsvetl@gmail.com*

Поступила в редакцию 06.04.2021 г.
После доработки 29.06.2021 г.
Принята к публикации 21.07.2021 г.

В статье представлен обзор около 60 научных публикаций, посвященных основным методам и алгоритмам автоматизированной обработки космических снимков сверхвысокого пространственного разрешения (VHR), полученных в оптическом диапазоне, для определения характеристик лесов. На примерах конкретных исследований продемонстрирована возможность дистанционной оценки основных характеристик древесной растительности (биометрических и морфоструктурных параметров, породного и видового разнообразия, нарушений лесного полога, состояния и динамики лесов, фитомассы и запаса углерода), выделены наиболее перспективные методические подходы и алгоритмы с учетом показателей точности определения целевых параметров. Рассмотрены особенности объектно-ориентированного подхода (OBIA) к обработке высокодетальных изображений VHR, позволяющего преодолеть ограничения традиционных методов попиксельной классификации изображений. Из приведенных в обзоре исследований этот подход применяется в большинстве случаев и дает возможность получить наиболее высокие значения точности определяемых параметров по сравнению с другими методами анализа изображений. Основным показателем, обеспечивающим эффективность классификации при OBIA, является точность сегментации изображения по элементам полога. Поэтому особое внимание в статье уделено трудностям и проблемам совершенствования методов сегментации изображения в целях выделения отдельных крон деревьев и разделения освещенных и затененных участков кронового и межкронового пространства древесного полога. В обзоре представлены варианты применения различных алгоритмов и методов классификации и регрессионного моделирования – метод максимального правдоподобия, байесовский классификатор, машина опорных векторов, “деревья” решений, метод *K*-ближайших соседей, модель гауссовой смеси, искусственная нейронная сеть и др. Выбор оптимального алгоритма зависит от многих факторов: целей дешифрирования, характеристик спутниковых и наземных данных, качества обучающих выборок, сложности структуры древесного полога леса, дополнительной информации о лесной территории и др. OBIA в сочетании с линейным дискриминантным анализом для отбора признаков и обобщенными линейными моделями оказались особенно полезными для определения пород деревьев в бореальных лесах; в тропических и экваториальных лесах лучшие результаты показало применение нейронных сетей, но это наиболее трудоемкая задача. Высокие оценки точности определения биометрических характеристик древостоев продемонстрированы алгоритмами Random Forest и опорных векторов.

*Ключевые слова: характеристики лесной растительности, параметры древостоев, изображение лесного полога, спутниковые данные сверхвысокого пространственного разрешения, оптический диапазон съемки, объектно-ориентированные методы, алгоритмы классификации, регрессионное моделирование.*

**DOI:** 10.31857/S0024114821060073

Для эффективного управления лесными ресурсами, мониторинга состояния, оценки биоразнообразия и экосистемных функций лесов нужна подробная, точная информация о составе и структуре лесной растительности. Современная парадигма представления о лесе не только как о ценном природном ресурсе для экономики, но, в первую очередь, как о сложной и достаточно уязвимой экосистеме, смещает акцент от хозяйственных, сырьевых функций леса к средообразующим и социокультурным. В настоящее время важное значение придается сбалансированному развитию интенсивного лесопользования в усло-

[1] Исследование выполнено в рамках темы ГЗ ЦЭПЛ РАН (АААА-А18-118052400130-7) и при финансовой поддержке РФФИ (20-34-90152).

виях перехода к биоэкономике, основанной на возобновляемых биологических ресурсах и природосберегающих безотходных технологиях (Тебенькова и др., 2019). Особое внимание в связи с глобальными изменениями климата на Земле уделяется климаторегулирующим функциям леса, в рамках которых актуальны задачи оценки фитомассы, учета стока и эмиссии парниковых газов в лесах, прогностического моделирования бюджета углерода (Pilli et al., 2017; Замолодчиков и др., 2018; Harris et al., 2021; Schepaschenko et al., 2021). Системы инвентаризации лесов являются основным источником детальной информации о лесной растительности, необходимой для решения целого ряда научных и прикладных задач. Требование регулярного и оперативного проведения обследований предполагает широкое использование дистанционных средств наблюдения и современных технологий обработки информации. Данные инвентаризации включают как индивидуальные измерения деревьев и кустарников, так и усредненные расчеты для насаждения на пробной площади: породный состав; возраст, диаметр, высоту стволов; запас стволовой древесины; текущий прирост наличного запаса древостоя; состояние деревьев, подлеска и подроста, напочвенного растительного покрова; повреждение деревьев и кустарников болезнями, вредителями леса, пожарами и другими негативными воздействиями; запас фитомассы; генетическое, видовое и экосистемное биоразнообразие; характеристики почв и запасы углерода (Жирин, Лукина, 2017). Высокий уровень детализации количественных характеристик лесов можно обеспечить в результате оптимального комбинирования методов наземного обследования и дистанционного зондирования со сверхвысоким пространственным разрешением. Технологии дистанционного зондирования, имеющие наибольший потенциал в целях инвентаризации, исследования лесов на локальном уровне включают воздушную (Airborne Laser Scanning – ALS) и наземную (Terrestrial Laser Scanning – TLS) лидарную съемку, аэрофотосъемку с беспилотных летательных аппаратов (Unmanned Aerial Vehicles – UAV или БПЛА) и спутниковую съемку сверхвысокого пространственного разрешения (Very High Resolution – VHR). Сочетание методов съемки при помощи лидаров (ALS и TLS) и аэрофотосъемки с БПЛА (с пространственным разрешением от сантиметра) позволяет получать данные о параметрах отдельных деревьев с высокой точностью, сравнимой с наземными измерениями, дополняя и сопровождая обследования на пробных площадях (White et al., 2016). В ряде европейских стран, Канаде и США подобный комплекс дистанционных технологий является важной составной частью системы инвентаризации лесов (Goodbody et al., 2018; White et al., 2016). В Российской Федерации государственная инвентаризация лесов проводится преимущественно наземными методами, использование высокодетальных дистанционных данных предлагается как необходимый этап развития технологий инвентаризации. На основе дешифрирования данных VHR или БПЛА для древостоев на пробных площадях может быть получен следующий состав количественных и качественных характеристик: породный состав, средний диаметр стволов и высота деревьев, запас стволовой древесины, полнота (сомкнутость древесного полога) (Жирин, Лукина, 2017). Методы аэросъемки (ALS, БПЛА) являются весьма трудоемкими из-за сложности проведения съемок, дорогостоящей аппаратуры, обработки большого объема данных. Несомненным преимуществом спутниковых данных VHR, полученных в оптическом диапазоне, по сравнению с материалами других видов съемок является одновременный пространственный охват достаточно больших территорий (в среднем 10–15 км) в сочетании с детальным пространственным разрешением 0.3–1 м в видимом диапазоне спектра. Такая высокая детальность съемки позволяет выделять на изображении освещенные и затененные участки кроновых и межкроновых пространств в древесном пологе, а также отдельные кроны деревьев, поэтому снимки VHR могут рассматриваться в качестве информационной основы для исследования структуры лесных экосистем и морфологии древостоев. В этой связи особое значение данные VHR приобретают для оценки параметров древостоев, которые трудно измерить наземными методами, например, сомкнутость полога, площадь горизонтальной проекции кроны, состояние верхней части кроны дерева и др. Спектральная и текстурная информация, полученная на уровне отдельной кроны дерева, по мнению многих исследователей, предоставляет дополнительные возможности для оценки биометрических параметров и классификации пород деревьев (Clark et al., 2005; Warner et al., 2006; Feret, Asner, 2014; Fassnacht et al., 2016; Ferreira et al., 2019). Межкроновое пространство (промежутки или просветы между кронами деревьев) характеризует мозаичность растительных сообществ, в значительной степени определяет пространственную вариабельность режима освещенности и увлажнения, питания почв в оконных парцеллах (Браславская, 2012; Malahlela et al., 2014; Орлова и др., 2015; Жирин и др., 2016).

Высокодетальная космическая съемка в оптическом диапазоне имеет продолжительную историю успешного применения в целях оценки различных характеристик лесов, начиная от пленочных фотографических снимков с орбиты в 1980-х годах (Сухих и др., 1996) до снимков оптико-электронными системами VHR с 2000-х годов и по настоящее время. Материалы VHR традиционно широко используются для получения информации в целях

инвентаризации и лесоустройства, оценки ущерба от пожаров и лесовосстановления на гарях и вырубках, мониторинга рубок и состояния лесов (White et al., 2005; Coops et al., 2006; Hicke et al., 2009; Falkowski et al., 2009; Papaiordanidis et al., 2017; Vanderhoof et al., 2018; Dalagnol et al., 2019). Значительная часть исследований лесов на основе данных VHR посвящена задачам определения видового (породного) разнообразия (Katoh, 2004; Гамбарова, 2007; Mora et al., 2010; Immitzer et al., 2012; Waser et al., 2014; Lin et al., 2015; Wagner et al., 2018, 2019; Li et al., 2019), биометрических параметров деревьев (Kayitakire et al., 2006; Ozdemir, 2008; Ozdemir, Karnieli, 2011; Chen et al., 2012; Жирин и др., 2018; Bulut et al., 2019; Günlü et al., 2019;), структуры лесного полога (Nelson et al., 2002; Daliakopoulos et al., 2009; Ardila et al., 2012; Gonçalves et al., 2017; Bhugeloo et al., 2018; Wagner et al., 2018; Dalponte et al., 2020; Pandey et al., 2020; Zhu et al., 2020). С развитием возможностей съемочных средств и технологий обработки снимков VHR увеличивается число работ по оценке изменений в лесах на локальном уровне, гибели и усыхания деревьев вследствие различных неблагоприятных факторов, определения фитомассы и запаса углерода (Garrity et al., 2013; Waser et al., 2014; Senf et al., 2017; Харук и др., 2018). Космические снимки сверхвысокого разрешения находят применение при создании карт растительных горючих материалов, природной пожарной опасности (Аброскина и др., 2012; Софронова, Волокитина, 2014). В числе прикладных задач можно отметить применение спутниковых данных VHR для распознавания объектов лесной инфраструктуры (Gecen, Sarp, 2008; Deepan et al., 2018).

Для тематической обработки снимков VHR используются различные методы и подходы. Способы визуального дешифрирования в настоящее время применяются редко, но они не утратили свою значимость для комплексной оценки лесных ландшафтов. С привлечением приемов ландшафтно-индикационного дешифрирования по прямым и косвенным признакам могут быть выделены природно-территориальные комплексы и получены характеристики лесных фитоценозов (Кравцова, 2012; Софронова, Волокитина, 2017).

На современном этапе развития цифровых технологий актуальны разработка и совершенствование автоматизированных методов анализа изображений VHR. Целью статьи является представление и сравнительный анализ наиболее перспективных методических подходов к оценке характеристик лесов на основе цифровой обработки космических снимков со сверхвысоким пространственным разрешением, полученных в оптическом диапазоне. Обзор не претендует на полный всеобъемлющий охват методов и алгоритмов, но мы постарались обозначить основные направления развития технологий автоматизированной обработки снимков VHR, дать представление о преимуществах и ограничениях различных способов анализа данных. Рассматриваемые в обзоре исследования позволяют проиллюстрировать на конкретных примерах возможность дистанционной оценки основных характеристик древесной растительности, выделить наиболее оптимальные алгоритмы с учетом оценки точности определения целевых параметров, имеющейся базы наземных и спутниковых данных, разнообразия лесных фитоценозов. Структура обзора состоит из 2-х частей: в первой части рассмотрены основные этапы и особенности тематической обработки космических снимков; во второй части – примеры и сравнительная оценка точности дистанционного определения различных характеристик лесов.

## 1. ОСНОВНЫЕ СРЕДСТВА СЪЕМКИ И МЕТОДЫ ОБРАБОТКИ VHR

### *1.1. Космические съемочные системы*

В настоящее время на околоземных орбитах работают сотни спутников с оптическими приборами пассивного зондирования Земли различного пространственного, спектрального и радиометрического разрешения. Среди космических оптико-электронных систем, ведущих съемку сверхвысокого пространственного разрешения в оптическом диапазоне, можно выделить следующие спутники: OrbView 3 и WorldView-1, 2, 3 (США), Cartosat-2, 2B, 2C (Индия), Kompsat-2, 3, 3A (Республика Корея), Formasat 2, 5 и GeoEye-1 (США), PlanetScope (США), Pleiades-1A и 1B (Франция), Ресурс-П-1, 2, 3 (Россия). Большинство спутников проводит съемку в панхроматическом диапазоне (0.4–0.8 мкм) с пространственным разрешением лучше 1 м, и в спектральных диапазонах (Blue, Green, Red, Nir) с пространственным разрешением 1.2–4 м. Периодичность съемки обычно варьирует от 1 до 3 суток. С начала 2000 годов собраны глобальные многолетние архивы данных сверхвысокого пространственного разрешения, полученных оптико-электронными системами космической съемки. Большой архив снимков накоплен за время эксплуатации спутников IKONOS и QuickBird (США). IKONOS – первый коммерческий спутник, который обеспечивал съемку с разрешением 1 м в панхроматическом режиме с 1999 по 2015 г. Преимуществом данных QuickBird являлась высокая метрическая точность (0.6 м для панхроматических и 2.4 м для спектральных) и широкая полоса охвата территории (16.5 км). Новый спутник WorldView-3, запущенный на орбиту в 2014 г., обладает самым высоким пространственным разрешением (0.31 м) и расширенным спектральным диапазоном съемки, включающим средний инфракрасный диапазон. С 2014 г. компания Planet (США) разворачивает космическую группировку наноспутников

дистанционного зондирования Земли PlanetScope. В 2020 г. полная группировка состоит из 150 постоянно действующих спутников и обеспечивает большую оперативность и высокую периодичность съемки. С 2012 г. на орбите находится группировка российских КА, состоящая из группы спутников Канопус-В и Ресурс-П, имеющая в своем составе съемочную аппаратуру высокодетальной съемки. Установленная на отечественных спутниках Ресурс-П 1 и 3 съемочная аппаратура "Геотон-Л1" позволяет получать изображения с пространственным разрешением около 1 м в панхроматическом диапазоне и 2–3 м в мультиспектральном. Основными дистрибьюторами данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) сверхвысокого пространственного разрешения в Российской Федерации являются Научный центр оперативного мониторинга Земли АО "Российские космические системы" (данные, получаемые российскими космическими аппаратами ДЗЗ), АО "ТерраТех", ООО "Иннотер", ООО ИТЦ "Сканэкс" и др. (данные, получаемые российскими и зарубежными космическими аппаратами ДЗЗ). Основные технические характеристики космических аппаратов, целевой аппаратуры, данных и продуктов их обработки различных уровней (от первичных до тематических) представлены на сайтах компаний в Интернете.

### *1.2. Подходы к обработке данных космической съемки*

Современные технологии обработки дистанционных спутниковых данных сверхвысокого пространственного разрешения предоставляют разнообразный инструментарий для получения информации о лесах. Можно выделить два подхода к анализу космических снимков: пиксельный и объектно-ориентированный. Первый подход более традиционный и использует пиксель изображения в качестве пространственной единицы анализа. Для данных VHR размер пикселя изображения в большинстве случаев значительно меньше среднего размера дешифрируемых объектов, и пиксельный подход становится менее эффективным, так как на спектральные характеристики влияют особенности структуры. Поэтому в настоящее время большое распространение получили методы объектно-ориентированной обработки, учитывающие спектральные, текстурные и пространственные (контекстные) характеристики изображения на уровне объекта (Culvenor, 2002; Immitzer et al., 2012; Evans et al., 2014; Pontius et al., 2017). Основой подобного подхода стала методология GEOgraphic Object-Based Image Analysis (GEOBIA, или OBIA), которая включает в себя два основных этапа: сегментация изображения и классификация объектов (Blaschke et al., 2014). На первом этапе происходит сегментирование изображения. Под сегментацией понимают разделение изображения на некоторые однородные области – сегменты, которые соответствуют объектам местности или однородным областям изображения. Для сегментации используют такие свойства изображения, как спектральная яркость, текстура, форма, размер и их комбинации (Hossain, Chen, 2019). Детализация такого разделения зависит от поставленной задачи (Гонсалес, Вудс, 2012). В случае спутниковой съемки сверхвысокого разрешения лесного покрова объектами являются кроны деревьев или группы крон, а также межкроновое пространство. На втором этапе проводится классификация объектов на основе различных алгоритмов и методов регрессионного моделирования. Поскольку в OBIA используются пространственный контекст (отношение соседства/близости объектов) или свойства объектов, такой подход обеспечивает основу для преодоления ограничений традиционных методов классификации изображений на основе пикселей (Cheng, Han, 2016). Поэтому по мнению многих исследователей оценка точности классификации OBIA должна включать в себя, помимо общепризнанных показателей (матрицы ошибок), специализированные меры точности – матрицы подобия/ошибок на основе объектов, а не числа пикселей (Kim et al., 2008; Radoux et al., 2011; Zhen et al., 2013; Lizarazo, 2014). Например, в работе I. Lizarazo (2014) предлагается использовать для оценки точности классификации городского растительного покрова матрицу ступенчатого сходства, сформированную на основе объектно-ориентированного подхода по 4 показателям: совпадение типа, формы, границ и координат объектов.

### *1.3. Основные методы сегментации и классификации данных*

Существующие методы сегментации можно разделить на следующие виды (Narkhede, 2013; Иванов, 2016; Hossain, Chen, 2019):

- Пороговая сегментация;
- Алгоритмы, выделяющие границы областей;
- Алгоритмы наращивания областей;
- Комбинированные алгоритмы.

При пороговой сегментации используют значения яркостей пикселов. Пикселы, входящие в заданный яркостной диапазон, относят к сегменту, если нет – исключают. Пороговые значения подбирают или вычисляют эмпирически. Алгоритмы, выделяющие границы областей, направлены на поиск границ (частей границ) сегментов с последующим заполнением внутренней части сегмента однородными пикселами. Зачастую такие алгоритмы используют оператор градиента, где граничные пикселы объединяют в границы сегментов. Примером такого алгоритма является

метод водораздела (Huang et al., 2018). Алгоритмы наращивания областей, наоборот, выбирают центр – ядро сегмента, с характеристиками которого сравнивают соседние пикселы. Проводя анализ однородности, принимают решение о включении пиксела в сегмент. К таким алгоритмам относятся алгоритмы кластеризации, например, K-means, FLS (Full Lambda Schedule) (Scherzer, 2011), MeanShift (Comaniciu, Meer, 1999). Комбинированные алгоритмы подразумевают последовательное использование нескольких алгоритмов сегментации для получения желаемого результата.

Структуру изображения лесной растительности на снимках VHR формирует сочетание освещенных и затененных участков кроновых и межкроновых пространств в древесном пологе леса. Теневые участки кронового и межкронового пространств древесного полога являются достаточно информативными и часто используются в качестве дополнительных признаков при классификации лесов (Ozdemir, 2008; Жирин и др., 2018). С ростом деревьев происходит увеличение собственных и падающих теней деревьев и затененных промежутков между кронами, поэтому для молодых густорастущих деревьев характерны минимальные теневые промежутки на изображении древесного полога по сравнению со зрелыми древостоями. В целях выделения теневых участков часто используют методы создания инвариантного цветового пространства в комбинации с пороговой сегментацией на основе гистограммы изображения, применение фильтров на основе различных функций (выделение краевых областей и границ, сглаживание, анализ градиентов и текстуры и др.) (Sarabandi et al., 2004; Tsai, 2006; Chung et al., 2008; Zhou et al., 2009; Susaki, 2012; Das et al., 2013; Vincent, Mathew, 2014). Метод создания маски теней при помощи простого порогового алгоритма сегментации с последующим применением морфологических фильтров показал хорошие результаты при автоматизированном выделении крон деревьев на изображении VHR (Терехов и др., 2014). Индекс тени (SI), рассчитанный на соотношении Blue, Green и интенсивности полного спектра видимого диапазона, позволяет учесть влияние тени на спектральные характеристики кроны дерева (Rikimaru et al., 2002). Одной из основных причин ограничений использования анализа теневых участков изображения при оценке характеристик лесов является большая изменчивость связи между структурой изображения и характеристиками леса в зависимости от параметров съемочной системы (тип датчика, угол обзора) и времени съемки (высота Солнца над горизонтом, фенологическая фаза развития дерева и погодные условия). Таким образом, только при соблюдении одинаковых условий съемки можно считать, что яркостная структура изображения будет зависеть, главным образом, от особенностей кронового и межкронового пространства полога древостоев (Cheng, Han, 2016; Li et al., 2019).

Спектральные характеристики изображения древесного полога являются основой для расчета текстурных показателей в границах выделенных сегментов. Наряду с исходными мультиспектральными изображениями VHR применяются разнообразные индексы, построенные на соотношениях спектральных данных. С помощью индексов оценивается чувствительность спектральных показателей к биофизическим параметрам растительности, а также к внешним факторам, влияющим на ее отражательную способность. Чаще всего используют следующие индексы – нормализованный вегетационный NDVI, нормированной разности влажности NDMI, отношение спектральных диапазонов SWIR/NIR, R/G, гарей NBR, нарушений DI, стресса влажности (MSI, EWDI), листовой поверхности LAI (White et al., 2005; Senf et al., 2017).

Для расчета текстурных показателей в большинстве случаев используют статистический подход, учитывающий распределение яркостных значений изображения в 2-х вариантах: 1) по одномерной гистограмме (характеристики 1-го порядка), характеризующей групповые свойства пикселей, составляющих изображение объекта/сегмента; 2) по двумерным гистограммам (характеристики 2-го порядка), характеризующим взаимное расположение соседних пикселей внутри скользящего окна. При втором подходе на основе матрицы смежности уровня серого Харалика (или матрица яркостной зависимости, Gray-Level Co-occurrence Matrix, GLCM) для фиксированных расстояния и угла рассчитываются 14 текстурных признаков второго порядка: второй угловой момент, контрастность, энтропия, корреляция, энергия, вариации, однородность, стандартное отклонение и др. (Ozdemir, Karnieli, 2011; Фраленко, 2014).

Характеристики лесов моделируются как функция спектрально-текстурных показателей при помощи методов классификации и регрессионного анализа. Для оценки точности моделей используются стандартные критерии – коэффициент детерминации ($R^2$), а также среднеквадратическая ошибка (RMSE) или среднеквадратическое отклонение (RMSD). Стандартными показателями точности классификации являются оценки статистик *kappa* и общее значение точности. Множественная линейная регрессия (MLR) является самым распространенным способом моделирования для оценки вклада нескольких признаков в прогнозирование структурных переменных леса (Murtaugh, 2009). В зависимости от сложности поставленной задачи и качества обучающих эталонов могут быть выбраны различные алгоритмы классификации – максимального

правдоподобия (MLC), байесовский классификатор (NB), машина опорных векторов (SVM), "деревья" решений (DT), ансамбль решающих "деревьев" (Random Forest, или RF), метод *K*-ближайших соседей (*K*-NN), модель гауссовой смеси (GMM), искусственная нейронная сеть (NN) и др. Широко используемыми типами параметрических алгоритмов являются MLC и NB, а непараметрическими – *K*-NN, RF и SVM. Алгоритм SVM относится к классу линейных классификаторов с обучением для задач классификации и регрессионного анализа, который позволяет строить нелинейные разделители на основе замены линейной функции ядра более сложными. Помимо линейной, чаще всего используются полиномиальная, радиальная базисная функция (RBF) и сигмоида (Qian et al., 2014). Большую популярность для решения различных задач приобрел в настоящее время метод ансамблевого обучения для классификации и регрессии RF (Immitzer et al., 2012). Метод основан на построении большого числа (ансамбля) "деревьев" решений, каждое из которых строится по обучающей выборке с помощью бутстрепа (т.е. выборки с возвращением). В отличие от классических алгоритмов DT, в методе RF при построении каждого "дерева" на стадиях "расщепления вершин" используется только фиксированное число случайно отобранных признаков обучающей выборки и строится полное "дерево" без усечения. Классификация осуществляется с помощью голосования классификаторов, определяемых отдельными "деревьями", а оценка регрессии – усреднением оценок регрессии всех "деревьев". Одним из главных преимуществ RF, помимо высокой эффективности для задач классификации, является малое число входных параметров от которых зависит результат работы алгоритма и отсутствие необходимости в сложной настройке (Breiman, 1996; Чистяков, 2013). При выборе алгоритма нужно учитывать несколько ключевых факторов, от которых, главным образом, зависит точность распознавания: качество обучающей выборки, набор признаков и настройка параметров. Например, преимущество нейронных сетей по сравнению с другими алгоритмами классификации наиболее выражено для неравномерных выборок, когда число обучаемых эталонов существенно ниже среднего и выборки не соответствуют нормальному распределению (Рагимов и др., 2007). Достаточно подробно сравнение различных методов машинного обучения и регрессионного анализа рассмотрены в обзорах (Falkowski et al., 2009; Brosofske et al., 2014; Qian et al., 2014; Cheng, Han, 2016).

Часто для описания статистических зависимостей между легко измеряемыми размерами деревьев (высота, окружность/диаметр ствола на высоте груди) и сложными биометрическими параметрами (объем ствола, запас древесины) применяется способ аллометрических уравнений. Как известно, это один из наиболее распространенных методов оценки биомассы (Wang, 2006; Navar, 2009; Yoon et al., 2013). Использование данных VHR для расчета площади горизонтальной проекции крон отдельных деревьев может позволить с помощью аллометрии смоделировать другие параметры, такие как объем кроны, биомасса древесной растительности и др. (Palace et al., 2008; Ku, Popescu, 2019). Необходимо учитывать, что аллометрические уравнения не являются универсальными, так как на выявленные взаимосвязи между параметрами деревьев большое влияние оказывают состав древостоя и условия произрастания.

## 2. ОЦЕНКА ХАРАКТЕРИСТИК ЛЕСОВ ПО ДАННЫМ VHR

Результаты сегментации изображений лесного полога (сегменты) являются пространственной единицей (или объектом) для расчета спектральных и текстурных показателей, применяемых в задачах оценки характеристик лесов по данным VHR. Можно представить два основных пространственных уровня сегментации: выделение отдельных крон деревьев (ОКД, или ITCs) в пологе и разделение кронового и межкронового пространств древесного полога. Сравнительная оценка точности дистанционного определения характеристик лесов с применением различных алгоритмов сегментации, классификации и моделирования представлена в табл. 1.

### *2.1. Выделение отдельных крон деревьев*

Процесс выделения ОКД включает две задачи: первую – определение местоположения кроны (вершины кроны); вторую – разграничение с другими элементами изображения, т.е. оконтуривание кроны дерева. Множество алгоритмов ОКД, по мнению ряда исследователей, можно разделить на 4 группы: алгоритмы локального максимума, выделения границ, ближайшего соседа и сопоставления с шаблоном (Braga et al., 2020). Перекрытие отдельных крон деревьев, большие различия в формах и размерах крон влияют на точность автоматизированных алгоритмов обнаружения деревьев (Culvenor, 2002; Wang et al., 2006; Falkowski et al., 2009). Поэтому оптимальные параметры и точность сегментации в большой степени зависят не столько от выбора алгоритма, сколько от структурной сложности и густоты древостоев: значительная точность разграничения крон достигается в разреженных одноярусных насаждениях по сравнению с многоярусными лесами с сомкнутым пологом. Также можно отметить, что размеры и формы крон хвойных и лиственных пород деревьев существенно различаются между собой, что усложняет процедуру выделения ОКД для смешанных и сложных по составу лесов.

**Таблица 1.** Оценка точности дистанционного определения характеристик лесов с применением различных подходов, методов сегментации и классификации по спутниковым данным сверхвысокого пространственного разрешения

| Характеристика | Объект исследования | Спутник | Источник | Методы сегментации | Методы классификации и оценки точности | Параметры точности и ошибки |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Выделение отдельных крон деревьев | | | |
| | Оливковые и апельсиновые деревья, *Крит* | QuickBird | Daliakopoulos et al., 2009 | – | ACE | $R^2 = 0.92$, ошибка = 17% |
| | Городские насаждения, *Нидерланды* | QuickBird | Ardila et al., 2012 | Multiresolution | (OBIA) k-NN | Ошибка I рода = 39%<br>Ошибка II рода = 26% |
| | Сомкнутый полог экваториального леса, *Бразилия* | WorldView-2 | Wagner et al., 2018 | Custom-built | Операция математической морфологии, Rolling ball method | ОТ = 85.3%, КК = 0.7 |
| | Тропический влажный лес, *Индия* | WorldView-2 | Pandey et al., 2020 | Multiresolution | (OBIA) функция принадлежности | ОТ = 73% |
| | Чистые и смешанные древостои сосны и дуба, *Португалия* | WorldView-2 | Gonçalves et al., 2017 | Multiresolution with the contrast split | (OBIA) k-NN | ОТ = 90% |
| | Хвойные деревья, *Канада* | IKONOS | Nelson et al., 2002 | – | LM | ОТ = 44%, молодые деревья – 37%, зрелые – 70% |
| | | | Биометрические параметры древостоев | | | |
| Объем ствола (м$^3$) для отдельных деревьев | Можжевеловое редколесье, *Турция* | QuickBird | Ozdemir, 2008 | – | Визуальное дешифрирование, LR | $R^2_{adj} = 0.64$, RMSE = 13.0% |
| | | | | – | ISODATA, LR | $R^2_{adj} = 0.67$, RMSE = 12.0% |
| | | | | Bottom-up | (OBIA) k-NN, LR | $R^2_{adj} = 0.67$, RMSE = 12.0% |
| Запас стволовой древесины | Бореальныйсмешанныйлес, *Канада* | QuickBird | Chen et al., 2012 | Multiresolution | (OBIA) Аллометрические уравнения, k-NN | $r = 0.85$, RMSE = 52.59 м$^3$/га |
| | Плантации сосны, *Израиль* | WorldView-2 | Ozdemir, Karnieli, 2011 | Chessboard | Stepwise MLR | $R^2 = 0.42$, RMSE = 27.18 м$^3$/га |
| | Смешанные леса, *Россия* | IKONOS | Жирин и др., 2018 | Пороговая | Кусочно-линейная регрессия | $R^2 = 0.798$, RMSE = 18.5% |
| Возраст | Смешанные леса, *Бельгия* | IKONOS | Kayitakire et al., 2006 | – | LR | $R^2 = 0.81$, RMSE = 0.164 |
| | Смешанные леса, *Россия* | IKONOS | Жирин и др., 2018 | Пороговая | Кусочно-линейная регрессия | $r = 0.8–0.94$ |

**Таблица 1.** Продолжение

| Характеристика | Объект исследования | Спутник | Источник | Методы сегментации | Методы классификации и оценки точности | Параметры точности и ошибки |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Бореальный смешанный лес, *Канада* | QuickBird | Chen et al., 2012 | Multiresolution | (OBIA) k-NN | $r = 0.85$, RMSE = 3.37 (лет) |
| Высота | Смешанные леса, *Россия* | IKONOS | Жирин и др., 2018 | Пороговая | Кусочно-линейная регрессия | $r = 0.77 - 0.9$ |
| | Смешанные леса, *Бельгия* | IKONOS | Kayitakire et al., 2006 | – | LR | $R^2 = 0.76$, RMSE = 2.06 м |
| Полнота | Смешанные леса, *Россия* | IKONOS | Жирин и др., 2018 | Пороговая | Кусочно-линейная регрессия | $r = 0.82–0.88$ |
| Сомкнутость | Смешанные насаждения сосны и тополя, *Турция* | IKONOS | Bulut et al., 2019 | – | MLC | OT = 88.79%, KK = 0.85 |
| | | | | – | SVM polynomial | OT = 91.17%, KK = 0.88 |
| | | | | – | CNN | OT = 89.65%, KK = 0.85 |
| Число деревьев | Плантации сосны, *Израиль* | WorldView-2 | Ozdemir, Karnieli, 2011 | Chessboard | Stepwise MLR | $R^2 = 0.38$, RMSE = 109.56 (N/га) |
| | Чистые сосновые насаждения, *Турция* | WorldView-2 | Günlü et al., 2019 | – | MLR | $R^2_{adj} = 0.33$, RMSE = 54.66% |
| | | | | – | NN-MLP | $R^2_{adj} = 0.34$, RMSE = 55.00% |
| | | | | – | NN-RBF | $R^2_{adj} = 0.37$, RMSE = 53.71% |
| | Смешанные леса, *Бельгия* | IKONOS | Kayitakire et al., 2006 | – | LR | $R^2 = 0.82$, RMSE = 0.305 |
| Диаметр | Тропический влажный лиственный лес, плантации, *Индия* | WorldView-2 | Pandey et al., 2020 | Multiresolution | Степенная регрессионная модель | $R^2 = 0.53$ (для шореи исполинской)<br>$R^2 = 0.78$ (для тикового дерева) |
| Стандартное отклонение диаметра | Плантации сосны, *Израиль* | WorldView-2 | Ozdemir, Karnieli, 2011 | Chessboard | Stepwise MLR | $R^2 = 0.67$, RMSE = 0.7 |
| Категории древостоя по диаметру | Смешанные насаждения сосны и тополя, *Турция* | IKONOS | Bulut et al., 2019 | – | MLC | OT = 93.24%, KK = 0.90 |
| | | | | – | SVM polynomial | OT = 95.95%, KK = 0.94 |
| | | | | – | NN | OT = 93.87%, KK = 0.91 |
| Сумма площадей сечений стволов/базальная площадь | Плантации сосны, *Израиль* | WorldView-2 | Ozdemir, Karnieli, 2011 | Chessboard | Stepwise MLR | $R^2 = 0.54$, RMSE = 1.79 м$^2$ га$^{-1}$ |

**Таблица 1.** Продолжение

| Характеристика | Объект исследования | Спутник | Источник | Методы сегментации | Методы классификации и оценки точности | Параметры точности и ошибки |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Чистые сосновые насаждения, *Турция* | WorldView-2 | Günlü et al., 2019 | – | MLR | $R^2_{adj}$ = 0.35, RMSE = 14.71% |
| | | | | – | NN-MLP | $R^2_{adj}$ = 0.34, RMSE = 34.79% |
| | | | | – | NN-RBF | $R^2_{adj}$ = 0.51, RMSE = 31.13% |
| | **Определение породного и видового состава** | | | | | |
| | Смешанные леса, о. Хоккайдо (*Япония*) | IKONOS | Katoh, 2004 | – | MLC | ОТ = 62%, широколиственных деревьев = 40-63%, хвойных = = 70%. |
| | Смешанные леса (лесное хозяйство), *Австрия* | WorldView-2 | Immitzer et al., 2012 | – | RF, пиксельный подход | ОТ = 72.8%, КК = 0.678 (для 10 видов)<br>ОТ = 88.1%, КК = 0.837 (для 4 видов) |
| | | | | – | (OBIA) Визуальное дешифрирование, RF | ОТ = 82.4%, КК = 0.799 (для 10 видов)<br>ОТ = 95.9%, КК = 0.945 (для 4 видов) |
| | | | | – | LDA, пиксельный подход | ОТ = 70%, КК = 0.645 (для 10 видов)<br>ОТ = 86.2%, КК = 0.810 (для 4 видов) |
| | | | | – | (OBIA) Визуальное дешифрирование,LDA | ОТ = 83.5%, КК = 0.811 (для 10 видов)<br>ОТ = 94,4%, КК = 0.925 (для 4 видов) |
| | Смешанные леса с преобладанием лиственных пород, *Тайвань* | QuickBird | Lin et al., 2015 | – | MLC | КК = 0.79, sd ±0.16 |
| | | | | – | SVM | КК = 0.66, sd ± 0.16 |
| | | | | – | MD | КК = 0.51, sd ± 0.21 |
| | | | | – | NN | КК = 0.46, sd ± 0.33 |
| | | | | – | SAM | КК = 0.33, sd ± 0.16 |
| | | | | – | Signature information divergence (SID) | КК = 0.23, sd ±0.17 |

**Таблица 1.** Продолжение

| Характеристика | Объект исследования | Спутник | Источник | Методы сегментации | Методы классификации и оценки точности | Параметры точности и ошибки |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Мангровый лес, *Китай* | WorldView-3 | Li et al., 2019 | – | SVM | OT = 72%, KK = 0.66 |
| | | | | – | RF | OT = 70%, KK = 0.63 |
| | Смешанные леса с преобладанием хвойных пород, *Канада* | QuickBird | Mora et al., 2010 | Segmentation (*eCognition)* | DT | OT = 72.5%, точность для отдельных видов от 43.9% до 100% |
| | Экваториальные леса, *Бразилия* | WorldView-3 | Wagner et al., 2019 | – | NN – U-Net | OT = 95.40% для классов территории<br>OT = 97.09% для плантаций эвкалипта |
| | Экваториальные леса, *Бразилия* | WorldView-2 | Wagner et al., 2018 | Custom-built | Визуальное дешифрирование | OT = 65.9% |
| | | | | Custom-built | SVM | OT = 62.9% |
| | Смешанные леса, *Германия* | WorldView-2 | Waser et al., 2014 | Multiresolution | LDA | OT = 82.9%, KK = 0.78 |
| | | | | Multiresolution | PCA | OT = 77.2%, KK = 0.73 |
| | | | | Multiresolution | Метод пошагового отбора (stepwise selection method) | OT = 66.1%, KK = 0.6 |
| | *Юго-восточная часть Азербайджана* | IKONOS | Гамбарова, 2007 | – | NN – MLP | OT = 81.4 и 91.5% (для 12 и 5 классов соответственно) |
| **Оценка нарушений лесного полога и состояния древостоев** | | | | | | |
| Обнаружение окон при нарушении лесного полога | Лесные плантации, плантации сахарного тростника, вторичные леса, *ЮАР* | SPOT-7 | Bhugeloo et al., 2018 | – | RF | OT = 77.78%, KK = 0.66 |
| Изменение лесной растительности за 10-летний период | Широколиственный смешанный лес, *Китай* | QuickBird, IKONOS, WorldView-2 | Zhu et al., 2020 | – | Метод разности NDVI | OT = 84%, KK = 0.73 |
| | | | | – | MIICA, пиксельный подход | OT = 88%, KK = 0.79 |
| | | | | – | PCA | OT = 72%, KK = 0.471 |
| | | | | – | Спектральный градиентный разностный анализ (SGD) | OT = 85.8%, KK = 0.75 |
| | | | | Watershed | MIICA | OT = 90%, KK = 0.84 |

**Таблица 1.** Продолжение

| Характеристика | Объект исследования | Спутник | Источник | Методы сегментации | Методы классификации и оценки точности | Параметры точности и ошибки |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Интенсивность поражения лесов | Лиственные леса, *Иран* | Pleiades | Esmaili et al., 2020 | – | SVM polynomial, пиксельный подход | ОТ = 53.24%, КК = 0.41 |
| | | | | – | SVM-RBF, пиксельный подход | ОТ = 53.24%, КК = 0.41 |
| | | | | – | MLC, пиксельный подход | ОТ = 54.54%, КК = 0.54 |
| | | | | Multiresolution | (OBIA) байесовский алгоритм | ОТ = 55.2%, КК = 0.51 |
| | | | | Multiresolution | (OBIA) SVM – RBF | ОТ = 39.9%, КК = 0.36 |
| | | | | Multiresolution | (OBIA) DT | ОТ = 36%, КК = 0.34 |
| Оценка степени повреждения ясеня | Смешанные леса, *Германия* | WorldView-2 | Waser et al., 2014 | Multiresolution | LDA | ОТ = 77.3%, КК = 0.69 |
| | | | | Multiresolution | PCA | ОТ = 59.2%, КК = 0.5 |
| | | | | Multiresolution | Метод пошагового отбора (stepwise selection method) | ОТ = 57.1%, КК = 0.47 |
| Сезонная динамика индекса листовой поверхности | Смешанные леса, *Флорида* | Pleiades | Pu, Landry, 2019 | – | Канонический корреляционный анализ (CCA) | $R^2 =$ 0.6–0.8 |
| Ветровалы | Хвойно-широколиственные леса, *Италия* | PlanetScope | Dalponte et.al., 2020 | – | Change Vector Analysis (CVA) | ОТ = 95%, КК = 0.74 |
| | Смешанные древостои, *Швейцария* | IKONOS | Schwarz et al., 2003 | – | Визуальное дешифрирование | ОТ = 93%, КК = 0.73 |
| | | | | – | Метод параллелепипеда, пиксельный подход | ОТ = 92%, КК = 0.63 |
| | | | | | OBIA, *eCognition* | ОТ = 93%, КК = 0.66 |
| Вырубки | Тропический лес с сомкнутым пологом, *Бразилия* | WorldView-2 | Dalagnol et al., 2019 | Watershed | RF | ОТ = 64% |

**Таблица 1.** Окончание

| Характеристика | Объект исследования | Спутник | Источник | Методы сегментации | Методы классификации и оценки точности | Параметры точности и ошибки |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Восстановление растительности после пожара | Смена хвойно-широколиственного леса лиственным после пожара, *Колорадо, США* | Worldview-2, Worldview-3 QuickBird | Vanderhoof et al., 2018 | | OBIA, *eCognition* | OT = 86.8% |
| Картографировании территории после пожара | Хвойный лес, *Греция* | IKONOS | Papaiordanidis et al., 2017 | Multiresolution | (OBIA) NN | OT = 79.11 – 81.89% |
| | Смешанный сосново-дубовый лес, *США* | WorldView-2 | Meng et al., 2018 | – | LM, RF | OT = 88% |
| **Оценка фитомассы, запаса углерода** | | | | | | |
| Оценка запаса углерода | Тропический влажный лиственный лес, плантации, *Индия* | WorldView-2 | Pandey et al., 2020 | Multiresolution | Аллометрическиеуравнения, нелинейная регрессия | $r = 0.68$, $R^2 = 48\%$ (для шореи исполинской)<br>$r = 0.86$, $R^2 = 74\%$ (для тикового дерева) |
| Запас фитомассы древостоя | Чистые и смешанные древостои сосны и дуба, *Португалия* | WorldView-2 | Gonçalves et al., 2017 | Multiresolution with the contrast split | (OBIA) Аллометрические уравнения, k-NN | $R^2 = 0.89$ |
| | Бореальныйсмешанныйлес, *Канада* | QuickBird | Chen et al., 2012 | Multiresolution | (OBIA) Аллометрические уравнения, k-NN | $r = 0.85$, RMSE = 39.48 т/га |
| | Чистые сосновые насаждения, *Турция* | WorldView-2 | Günlü et al., 2019 | – | Аллометрическиеуравнения, MLR | $R^2_{adj} = 0.34$, RMSE = 35.22% |
| | | | | – | Аллометрическиеуравнения, NN – MLP | $R^2_{adj} = 0.34$, RMSE = 35.13% |
| | | | | – | Аллометрическиеуравнения, NN – RBF | $R^2_{adj} = 0.57$, RMSE = 29.33% |

Примечания: фильтр локального максимума (LM), Arbor Crown Enumerator (ACE), Object-based Image Analysis (OBIA), метод k-ближайших соседей (k-NN), линейная регрессия (LR), множественная линейная регрессия (MLR), метод максимального правдоподобия (MLC), метод опорных векторов (SVM), линейный дискриминантный анализ (LDA), расстояние Махаланобиса (MD), Spectral Angle Mapper (SAM), анализ главных компонент (PCA), дерево решений (DT), ансамбль деревьев решений Random Forest (RF), многоиндексный интегральный анализ (MIICA), нейронная сеть (NN): многослойный персептрон (NN-MLR), сеть радиальных базисных функций (NN-RBF), сверточная нейронная сеть (U-net); параметры точности и ошибки – общая точность (OT), коэффициент каппа (KK), среднеквадратическая ошибка (RMSE), корреляция ($r$), коэффициент детерминации ($R^2$).

Одним из подходов для дешифрирования отдельного дерева на снимках является фильтр локального максимума (LM), который позволяет выделять освещенные вершины крон деревьев. Точность фильтрации LM зависит от размера деревьев по отношению к пространственному разрешению изображения. LM с размером скользящего окна 3 × 3 пикселя обеспечивает выявление максимального числа деревьев, которые могут быть найдены на снимках, но может приводить к большим ошибкам ложной идентификации. При пространственном разрешении изображения 1 м диаметр кроны дерева 3 м представляется минимальным размером для идентификации с помощью LM отдельно стоящих деревьев, 6 м и более – в хвойных лесах и 8 м и более – в смешанных и лиственных лесах (Wulder et al., 2000, Katoh, 2004). Используя фильтр локального максимума (с окном 3 × 3), отдельные кроны хвойных деревьев (Канада) были выделены на изображении IKONOS. При помощи LM точно определено 44% деревьев из выборки в 200 деревьев, из них молодые – 37%, зрелые – 70% (Nelson et al., 2002).

Метод Arbor Crown Enumerator (ACE) был разработан и успешно применен для обнаружения оливковых (*Olea europae*) и апельсиновых деревьев (*Citrus sinensis*) на о. Крит по изображению QuickBird. ACE основан на пороговой бинаризации данных красного канала съемки в комбинации с лапласианом гауссовой фильтрации (blob detection) и пороговым значением индекса NDVI (Daliakopoulos et al., 2009; Karantzalos et al., 2010). Сочетание в ACE трех способов преобразования изображения минимизирует недостатки каждого и обеспечивает более точную оценку числа деревьев. В зависимости от характеристик древостоя использовались разные пороговые значения яркости, ошибка выделения ОКД не превышала 17% при $R^2 = 0.921$ (Daliakopoulos et al., 2009).

Методология OBIA, реализованная для снимков QuickBird, позволила корректно идентифицировать от 70 до 82% ОКД в насаждениях на территориях небольших городов в Нидерландах. Выделение крон проведено на основе спектральных, пространственных и контекстных характеристик деревьев в городском пространстве с использованием особенностей изображения объектов (изменением размера и формы) в нескольких масштабах сегментации. Большинство ошибок наблюдалось для небольших деревьев и деревьев в частных садах – ошибка ложного определения была равна 26% (в основном для деревьев с площадью кроны <15 м$^2$), ошибка пропуска составляла от 18 до 39% (Ardila et al., 2012).

Более сложной задачей является выделение ОКД в сомкнутом пологе леса. Возможности применения снимков WorldView-2 в целях выделения отдельных крон для нескольких видов деревьев в плотном пологе экваториального леса (Бразилия) показано в исследовании F. Wagner с соавт. (2018). Метод включает предварительную обработку, обнаружение пикселей в границах кроны, контрастирование границ, коррекцию тени в кронах больших деревьев и сегментацию крон. Для анализа изображения полога, преобразованного из мультиспектрального (RGB) в изображение яркости, оттенка и насыщенности (IHS), используется статистический метод оценки бимодального распределения освещенных пикселей крон и затененных пикселей межкроновых промежутков. Алгоритм “rolling ball” и операция математической морфологии применяются для контрастирования изображений с целью усиления тени границы кроны и удаления мелких объектов. Метод позволяет обнаруживать до 80% ОКД выбранных видов деревьев при сравнении с визуально очерченными эталонами.

Применение сверточной нейронной сети (CNN) для выделения ОКД по изображению на снимке WorldView-2 древесного полога лесов Бразилии позволило получить более точные результаты (Braga et al., 2020), чем использование подхода с выделением границ кроны дерева в работе (Wagner et al., 2018). Для построения обучающего набора был реализован метод получения синтетических изображений на основе быстрой нейронной сети (архитектура Mask R-CNN), который позволил значительно сократить объем визуального дешифрирования ОКД и оценить качество эталонов. Формирование набора эталонов для обучения CNN, позволяющих алгоритму решать задачи обнаружения объектов или сегментации, является весьма трудоемким процессом – для обучения алгоритма потребовалось 19656 синтетических изображений, включающих до 150 оконтуренных ОКД. Связь между площадью кроны дерева (в пикселях) из контрольного набора и нейронной сети характеризуется $R^2$ равным 0.93. Валидация по контрольной выборке (вручную очерченных крон) показала, что алгоритм корректно определил 92.3% ОКД, теневые участки были выделены с точностью 98.9%. Общая точность классификации составила 96%, а коэффициент каппа – 0.92.

### *2.2. Биометрические параметры древостоев*

Результаты сегментации изображений, включающие выделение ОКД или кронового/межкронового пространства лесного полога, теневых участков, используются для моделирования на основе различных алгоритмов биометрических и морфоструктурных параметров древостоев.

Для определения параметров разреженных лесов аридных или лесотундровых зон, садов и плантаций, городских зеленых насаждений хороший результат получают с использованием алгоритмов расчета высоты дерева по длине его тени и

сомкнутости крон по соотношению площади теней деревьев, дешифрируемых на снимке (Wulder et al., 2000; Новичихин, Тутубалина, 2009; Cartus et al., 2012; Тюкавина, 2012). В отечественной лесной науке еще в конце 80-х годов прошлого века проводились успешные экспериментальные работы по автоматитизированному дешифрированию таксационных характеристик пустынной растительности на основе длины и площади теней отдельных кустарников и метода LM по аэрофотоснимкам (Барталев, Брейдо, 1989). I. Ozdemir (2008) исследовал связь между измеренным в полевых условиях объемом ствола и площадью кроны, и размером тени дерева, измеренных по изображениям Quickbird для разреженных насаждений крымского можжевельника *(Juniperus excelsa)* в Турции. Были протестированы как визуальное разграничение, так и автоматизированные методы классификации. Статистический анализ показал, что объем ствола коррелировал как с площадью тени ($R^2 = 0.67$, $RMSE = 12.5\%$), так и с площадью кроны ($R^2 = 0.51$, $RMSE = 15.2\%$). Перспективные методы автоматизированной обработки VHR предложены специалистами из МГУ им. М.В. Ломоносова на примере картографирования по данным QuickBird крон деревьев и кустарников в лесотундре горного массива Хибин (Новичихин, Тутубалина, 2009). В основе метода – классификация изображения на основе пороговых значений яркостных характеристик, включающих NDVI и результаты кластеризации снимка (в варианте IHS) и текстурных характеристик (дисперсии значений яркости в пределах “скользящего окна”). Результаты классификации (растительность, тени растительности, прочие объекты) используют для выделения отдельных деревьев и кустарников с кронами заданных размеров, и расчета высоты деревьев по длинам их теней.

Метод LM может быть использован для оценки возрастных градаций древостоев. Выделенные ОКД при помощи LM представляют в виде точек, которые преобразуются в полигоны Вороного (Nelson et al., 2004). Этот метод позволяет образовать вокруг точечного объекта (дерева) полигон таким образом, что каждому объекту соответствует область пространства, образованная точками, находящимися ближе к этому объекту, чем к любому другому. Площадь и периметр созданных полигонов, зависящие от плотности размещения деревьев, были использованы при моделировании возраста древостоя. Для выявления зависимостей использовались эталоны для девяти классов возраста, выбранные по данным инвентаризации лесов. Таким образом, отдельные деревья были агрегированы в древостои по выбранным возрастным градациям. Точность модели определения классов возраста для пихтовых лесов на тихоокеанском побережье Канады варьирует примерно от 68% для молодых древостоев до 78% для зрелого леса.

Для определения параметров древостоев (сомкнутости, средних высот, возраста и диаметров стволов древостоев) в сомкнутом пологе применяются методы OBIA, сочетающие различные алгоритмы сегментации и классификации изображений с использованием яркостных и текстурных характеристик (Karantzalos et al., 2004; Palace et al., 2008; Pu, Liu 2011; Wu, Bauer, 2013). На разных этапах обработки снимков VHR используют линейное преобразования Tasseled Cap, анализ главных компонент, расчет вегетационных индексов и текстурных показателей GLCM, алгоритмы классификации на основе статистических методов и нейронных сетей, методы регрессионного моделирования (Kayitakire et al., 2006; Гормаш и др., 2010; Алтынцев, 2011; Evans et al., 2014).

Метод пороговой сегментации, несмотря на простоту алгоритма, позволяет получить достаточно надежные результаты при выявлении и анализе характеристик кронового и межкронового пространства древесного полога с характеристиками лесных фитоценозов. Основной задачей метода пороговой сегментации, предложенного в статье В. М. Жирина с соавт. (2018), является оптимизация определения начального уровня локальных минимумов и максимумов яркости, а также рациональное число порогов, необходимое для сегментации изображения. На основе комбинаций пороговых значений яркости изображения затененных и освещенных межкроновых промежутков и сомкнутости полога были получены статистически достоверные результаты ($r$ = 0.76–0.94) при определении основных параметров древостоев, включающих среднюю высоту, возраст и относительную полноту. Избыточность переменных, используемых в регрессионных уравнениях для моделирования биометрических показателей, позволяет значительно уменьшить субъективность выбора значимых пороговых критериев сегментации.

Результаты оценки параметров хвойных насаждений в Канаде на участке площадью около 16 тыс. га, полученные при помощи OBIA при совместной обработке изображений QuickBird и данных воздушного лазерного зондирования (Chen et al., 2012), демонстрируют высокую тесноту связи при определении высоты древесного полога ($r = 0.85$; RMSE = = 3.37 м) и запаса стволовой древесины ($r = 0.85$; RMSE = 52.59 м$^3$/га).

Текстурные параметры GLCM (дисперсия, контраст и корреляция) признаны наиболее перспективными для оценки параметров хвойных лесов в исследовании Kayitakire с соавт. (2006). Анализ параметров GLCM, рассчитанных по снимкам IKONOS-2, показал, что существенное влияние на результат моделирования оказывает

не только функция текстуры, но и размер, направление и порог смещения скользящего окна. Размер 15 × 15 пикселей оказался оптимальным для крон ели (*Picea abies*) – $R^2$ для линейных моделей высоты диаметра ствола и возраста варьировали от 0.76 до 0.82. Высота являлась наиболее точно определяемой переменной, относительные ошибки составили: для высоты – 10%, диаметра ствола – 15%, возраста – 18%. В работе (Ozdemir, Karnieli, 2011) были смоделированы основные параметры леса как функции измерений текстуры, полученных из спутникового изображения WorldView-2 с использованием множественной линейной регрессии. Коэффициент детерминации ($R^2$) и значения средней квадратической ошибки (RMSE) составили, соответственно: 0.38 и 109.56 га$^{-1}$ для количества деревьев; 0.42 и 27.18 м$^3$ га$^{-1}$ для запаса стволовой древесины; 0.67 и 0.70 для стандартного отклонения диаметров стволов. В дополнение к традиционным лесным параметрам авторы предложили использовать для оценки структуры леса пять индексов разнообразия, которые оценивают регулярность распределения деревьев и разнообразие размеров. Дополнительные новые узкие спектральные каналы съемки WorldView-2 в желтой, красной и ближней инфракрасной областях электромагнитного спектра показали большую информативность при моделировании запаса стволовой древесины и индекса вариабельности диаметров стволов деревьев.

В исследовании турецких ученых по оценке числа деревьев и биометрических параметров крымской сосны (*Pinus nigra* subsp. *pallasiana*) с использованием данных WorldView-2 продемонстрированы преимущества нейронных сетей по сравнению с регрессионным моделированием (Günlü et al., 2019). Восемь основных текстурных показателей GLCM, рассчитанных в переменном скользящем окне, размером от 3 × 3 до 25 × 25 были использованы для определения запаса (SV), числа деревьев (NT) и надземной биомассы (AGB). В отличие от параметрических методов, нейронные сети Perceptron (MLP) и Radial Basis Function (RBF) обеспечивают лучшие решения сложных проблем моделирования, когда данные не имеют нормального распределения и линейных отношений между параметрами насаждений и независимыми переменными. Модели на основе RBF показали более высокие значения корреляции, чем регрессионные модели – для SV ($R^2$ = = 0.56 и 0.32), для NT ($R^2$ = 0.37 и 0.33) и для AGB ($R^2$ = 0.57 и 0.34).

Сравнительная оценка различных методов классификации (максимальное правдоподобие (MLC), метод опорных векторов (SVM) и нейронная сеть (NN) для определения групп возраста (SDS) и сомкнутости полога (SCC) смешанных насаждений по изображениям IKONOS представлена в работе (Bulut et al., 2019). Лучший результат получен для параметров SDS и SCC с использованием классификатора SVM на основе полиномиальных функций: коэффициенты каппа равны 0.94 и 0.88, соответственно; общая точность классификации более 90%. Классификаторы MLC и ANN показали одинаковые результаты, которые немного хуже, чем у SVM – оценка каппа составляет 0.90 для групп диаметров и 0.85 – для сомкнутости полога.

### *2.3. Определение породного и видового состава древостоев*

Алгоритмы классификации, такие как MLE и *K*-NN, успешно применяются к мультиспектральным изображениям для определения доминирующих видов (Franco-Lopez et al., 2001; Rogan, Yool, 2001; Finley, McRoberts, 2008). Классификация пород деревьев в смешанных лесах на о. Хоккайдо по спутниковым данным IKONOS с использованием MLE продемонстрировала достаточно хорошие результаты, особенно для хвойных древостоев. Для каждой породы (2 хвойных породы и 19 лиственных) была создана репрезентативная выборка пикселей из центральной части кроны и рассчитаны стандартные статистики (среднее, стандартное отклонение, минимум и максимум). Для выявления статистически значимых различий в спектральных диапазонах использовались дисперсионный анализ, тест множественного сравнения Тьюки и др. С наибольшей точностью были определены пихта (*Abies sachalinensis*) (74%), лиственница (*Larix kaempferi*) (70%), вяз (*Ulmus davidiana, Ulmus laciniata*) (63%) и дуб (*Quercus mongolica*) (62%). Общая точность классификации составила 62%. Точность классификации лиственных деревьев была немного ниже (40–63%), в то время как хвойных пород выше – 70% (Katoh, 2004).

Наиболее детально сравнение двух подходов (пиксельного и объектно-ориентированного) к определению породного состав деревьев по спутниковым данным сверхвысокого разрешения показано в работе M. Immitzer с соавт. (2012). На примере снимков WorldView-2 изучены возможности картографирования древесных пород на участке хвойно-широколиственного леса на востоке Австрии. Для 10 видов древесных пород были созданы обучающие эталоны в 8 съемочных каналах при помощи визуального оконтуривания освещенных участков крон выбранных деревьев на изображении. Для OBIA были рассчитаны средние значения спектральных характеристик внутри полученных полигонов, а для пиксельного – спектральные значения яркости каждого пиксела внутри полигона. Для классификации выбраны алгоритмы RF и LDA. Использование пиксельного подхода вместо объектно-ориенти-

рованного привело к уменьшению точности классификации на 0.1–0.15, как алгоритмом RF, так и LDA. В целом классификаторы продемонстрировали похожие результаты, но оценки точности RF (каппа = 0.94) немного выше LDA (каппа = 0.92) для 4-х основных пород – ель (*Picea abies*), сосна (*Pinus sylvestris*), бук (*Fagus sylvatica*) и дуб (*Quercus robur*). Если учитывать классификацию всех 10 видов деревьев, то показатель каппа снижается – 0.8 (RF) и 0.81(LDA). Общая точность распознавания хвойных пород составила 81.2%, широколиственных деревьев – 83.8%. Лиственница (*Larix decidua*) показала самую низкую точность распознавания (66.4%) среди хвойных пород, а граб (*Carpinus betulus*) (33.3%) – среди широколиственных. Наиболее хорошо распознаются сосна (89.8%), бук (94.3%) и береза (*Betula pendula*) (90.7%).

Сравнительный анализ работы нескольких алгоритмов параметрической (MLE) и непараметрической классификации (SVM, спектрального угла (SAM), NN, расстояние Махаланобиса) в целях определения видовой структуры верхнего яруса субтропических лесов был проведен с использованием снимков сверхвысокого разрешения QuickBird (Lin et al., 2015). Дополнение исходных зональных изображений производными (изображения различных вегетационных индексов, текстурных показателей) позволило значительно увеличить вероятность распознавания пород деревьев. Статистический анализ эффективности классификаций показал, что использование всех исходных и производных изображений QuickBird в сочетании с методом MLE или SVM дает самую высокую вероятность распознавания видов деревьев субтропического леса (каппа = 0.98). В работе гонконгских ученых изучены возможности классификации видового состава мангровых зарослей при помощи методов случайных лесов и опорных векторов по данным WorldView-3. Общая точность распознавания при использовании разных алгоритмов была примерно одинакова и составила 0.70–0.72, при комбинировании мультиспектральных снимков с данными лидаров точность распознавания увеличивалась до 0.87–0.88 (Li et al., 2019). Хорошие результаты для определения пород деревьев и степени повреждения ясеня (*Fraxinus excelsior*) в смешанных лесах на балтийском побережье Германии по летним снимкам WorldView-2 показало применение OBIA в сочетании с LDA (Waser et al., 2014). Предварительная сегментация изображения позволила разделить освещенные и затененные участки полога на основе эмпирически подобранного порога. Далее сегменты были оптимизированы с использованием нескольких уровней детализации и адаптированы к параметрам формы и компактности освещенных крон деревьев эталонных данных, отобранных по аэрофотоснимкам. Классификация проведена на основе полиномиальной логистической регрессии, использующей методы максимального правдоподобия для оценки вероятности категориальной принадлежности. Для отбора переменных использовались три метода: LDA, PCA и метод ступенчатого отбора. С применением LDA были получены лучшие показатели точности: от 69% для бука до 92–95% для тополя (*Populus* sp.) и ели. Общая точность классификации составила 83%.

Хотя в большинстве случаев дешифрирование породного состава древостоев проводят по мультиспектральным изображениям, хорошие результаты можно получить, используя в качестве источника данных панхроматический снимок. В работе канадских исследователей была использована сегментация панхроматического снимка QuickBird для выделения лесных насаждений с преобладанием ели (*Picea glauca, P. mariana*), сосны (*Pinus contorta*) или осины (*Populus tremuloides*), после чего проведено выделение крон деревьев и межкроновых промежутков в каждом насаждении с применением порогового алгоритма. Классификация с использованием метрик крон деревьев (площадь, диаметр, форма) позволила определить доминирующий вид в 72.5% насаждений с точностью для индивидуальных деревьев, варьирующей от 43.9 до 100.0% (Mora et al., 2010).

Высокая точность классификации экваториальных лесов на атлантическом побережье Бразилии по данным WorldView-3 с использованием нейронной сети представлена в исследовании группы европейских и бразильских ученых (Wagner et al., 2019). Спутниковые данные использованы в виде композита RGB с предварительным паншарпенингом данных. Сегментация изображения проведена при помощи алгоритма U-Net. Алгоритм основан на полностью сверточной сети, что значительно увеличивает скорость его работы, архитектура сети модифицирована и расширена для работы с меньшим количеством обучающих изображений и получения более точных сегментов. Для обучения сети были использованы около 9000 фрагментов изображений. В результате классификации удалось достаточно хорошо дешифрировать естественные леса и плантации эвкалиптовых деревьев (*Eucalyptus* sp.) – общая точность составила 95.4 и 97.0%, соответственно. Предыдущий эксперимент (Wagner et al., 2018) по идентификации 7 видов деревьев в пологе бразильских лесов на основе сегментации ОКД методом выделения границ кроны также показал высокие значения точности – общая точность классификации видов составила 65.9 и 62.9% для ручного и автоматического выделения крон. Классификация видов проводилась с помощью алгоритма SVM по спектральным и текстурным признакам, рассчитанным в границах выделенных крон.

### *2.4. Оценка нарушений лесного полога (рубки, ветровалы, пожары)*

Для анализа нарушений древесного полога и состояния лесов на локальном уровне применяют методы сегментации изображения и классификации на основе комбинации текстурных показателей и различных индексов (NDVI, NDMI, R/G, NBR, LAI) (White et al., 2005; Senf et al., 2017). Индексы, основанные на соотношениях спектральных диапазонов Green, Red, RedEdge, NIR1 и NIR2, наиболее чувствительны к усыханию древостоев (Waser et al., 2014). Например, классификация Random Forest с использованием индекса NDVI, рассчитанного по данным SPOT7 (разрешение 1.5 м), позволила обнаружить разрывы (окна) в пологе леса с общей точностью около 78%. Дополнительный анализ текстур изображения древесного полога повысил точность классификации до 86.11% (Bhugeloo et al., 2018). В исследовании (Dalagnol et al., 2019) приведены оценки потенциала использования временной серии снимков VHR WorldView-2 и GeoEye-1 с бортовым лидаром для обнаружения нарушений лесного полога, связанных с лесозаготовками, в тропических лесах Бразилии. Средняя точность обнаружения рубок по спутниковым снимкам WorldView-2 при использовании метода RF составила 64%. Несмотря на то, что точность не является оптимальной, обнаруженные нарушения показывают сильную пространственную корреляцию с данными лидарной съемки и наземными обследованиями.

Снимки сверхвысокого разрешения успешно используются при оценке ущерба от лесных пожаров и моделировании постпирогенного лесовосстановления. Например, в результате классификации снимков Quickbird созданы карты сохранившихся после пожара древостоев ели (*Picea obovata*) и пихты (*Abies sibirica*) на территорию двух гарей в Центральной Сибири (Jung et al., 2013). Для определения суммы площадей сечений стволов (базальной площади) использован алгоритм RF, а для выбора признаков – Guided Hybrid Genetic Algorithm (GHGA). Точность классификации для ели составила 74%, пихты – 77%, суммарная – 80%. Для оценки степени повреждения пожаром растительности в каньоне Уолдо (США) проанализирован временной ряд снимков Worldview-2, 3 и QuickBird-2 с 2011 по 2016 г. (Vanderhoof et al., 2018). На основе OBIA авторы составили карты степени повреждения (высокая, средняя, низкая) и темпов восстановления травянистой, кустарниковой, хвойной и лиственной древесной растительности.

Объектно-ориентированный подход с привлечением индексов NDVI и модифицированного mSAVI2 позволил оценить площадь гари и степень повреждения хвойных лесов (Греция) по спутниковым данным IKONOS (Papaiordanidis et al., 2017). Общая точность определения степени повреждения растительности составила 79% при использовании NDVI и 82% при использовании mSAVI2. Возможность создания модели постпожарного восстановления сосновых лесов на примере трех крупных гарей, находящихся в разных провинциях Испании, с использованием снимков WorldView-2 продемонстрирована в исследовании J.M. Fernández-Guisuraga с соавт. (2019). В качестве предикторов восстановления растительности в обобщенных линейных моделях рассматривались спектральные индексы (NDVI, Anthocyanin Reflectance Index (ARI), Burnt Area Index (BAI), Transformed Chlorophyll Absorption Reflectance Index (TCARI)) и текстурные признаки GLCM. Экстраполяция модели, созданной для одной гари, на остальные две с учетом климатического градиента показала хорошие результаты – $r > 0.7$. Изучению динамики лесов и ее влияния на глобальный углеродный цикл посвящено исследование (Meng et al., 2018). Проанализирована скорость восстановления сосновых и дубовых лесов после пожара 2012 г. на о. Лонг-Айленд, штат Нью-Йорк, США. Была исследована возможность комбинированного использования методов мультисенсорного дистанционного зондирования, включая классификацию гари по снимку WorldView-2 с общей точностью 88% при использовании метода RF. Авторы показали зависимость темпов восстановления лесов от степени повреждения огнем при пожаре. В результате исследования сосновые леса оказались более устойчивы к сильному воздействию огня, чем дубовые.

### *2.5. Оценка динамики и состояния лесов*

Объектно-ориентированный многоиндексный интегральный анализ MIICA для обнаружения изменений лесной растительности за 10-летний период по данным QuickBird, IKONOS и WorldView2 предложен китайскими исследователями (Zhu et al., 2020). В качестве единиц анализа изменений вместо отдельных пикселей используются однородные объекты, выделенные посредством сегментации. Сравнение результатов MIICA с алгоритмами попиксельного обнаружения изменений (включая метод разности NDVI, анализ главных компонент и спектральный градиентный разностный анализ) показали небольшое преимущество объектно-ориентированного подхода в точности классификации – каппа 0.85 и общая точность 0.91 для MIICA и 0.8 и 0.88, соответственно, для пиксельного подхода. Однако, в случае, когда объект исследования на изображении имеет неоднородное пространственное распределение без выраженных границ, объектные классификаторы использовать нецелесообразно. Этот случай продемонстрирован на примере картографирования интенсивности поражения (5 классов) подлеска

самшита (*Buxus sempervirens* subsp. *hyrcana*) в смешанных лиственных лесах на севере Ирана (Esmaili et al., 2020). Классификация проведена по снимкам Pleiades при помощи методов попиксельного анализа (MLE и SVM с разными функциями ядер) и объектно-ориентированной классификации (на основе алгоритмов SVM и классификатора Байеса) с использованием исходных спектральных изображений VNIR и вегетационных индексов GDVI и DVI. Лучший результат получен классификатором MLE на исходных полосах VNIR с общей точностью, равной 55%, и значением каппа 54. Следует отметить, что низкая спектральная разделимость между здоровыми самшитовыми деревьями и ослабленными не дает возможности надежного выделения этого класса повреждений (точность около 40%). Хорошие результаты получены только для классов здоровых (точность 94%) и сухостойных деревьев (70%). В эксперименте немецких ученых при оценке пород деревьев и степени повреждения ясеня (Fraxinus excelsior) в лесах Германии по данным WorldView-2 (Waser et al., 2014) применение разнообразных вегетационных индексов дополнительно к исходным изображениям позволило значительно (на 20%) повысить точность классификации степени повреждения ясеня, но лишь незначительно улучшило классификацию древесных пород (менее 5%). На основе методов OBIA в сочетании с LDA была достигнута общая точность, равная 77% для четырех классов повреждения деревьев ясеня.

Интересные результаты по изучению сезонной динамики индекса листовой поверхности (LAI) для пойменных лесов юга Флориды, полученного по мультисезонной серии спутниковых сцен Pléiades, описаны в работе исследователей из США (Pu, Landry, 2019). В исследовании использовались 4 сезонных мультиспектральных изображения для расчета LAI и соответствующие им сезонные измерения индекса в полевых условиях. Подмножество спектральных и текстурных (1-го и 2-го порядков) признаков, извлеченных из изображений Pléiades, были использованы для разработки модели сезонной регрессии LAI с помощью метода корреляционного анализа (CCA) и для картографирования индекса. Относительная точность расчета LAI была наиболее высокой у майских изображений – 86.5% ($R^2 = 0.8$, RMSE = 0.45). Текстурные признаки, рассчитанные в окне размером 5 × 5, оказались более информативны для расчета LAI, чем спектральные, а среди спектральных признаков – данные красного канала съемки.

Совместное использование данных WorldView-3 и многоспектральных беспилотных летательных аппаратов протестировано на примере оценки состояния деревьев макадамии разных сортов (*Macadamia integrifolia, M. tetraphylla*), произрастающих на восточном побережье Австралии (Johansen et al., 2020). При помощи методов RF на основе исходных спектральных изображений и вегетационных индексов смоделированы 5 классов состояния деревьев, от отличного до плохого. Результаты показали, что на основе всех дистанционных данных возможно достоверное определение одной из 2-х близких категорий состояния для примерно 98% деревьев. В многовременном масштабе снимки WorldView-3 показали лучшие результаты, чем данные аэрофотосъемки для прогнозирования состояния макадамии в пределах одной категории состояния. Важно отметить, что модели, обученные на основе одного сорта макадамии, не могли быть успешно применены на участке с другой разновидностью деревьев – ошибки классификации достигали 31–43%.

### *2.6. Оценка фитомассы древостоя и запаса углерода*

Успешное применение данных WorldView-2 в целях оценки запаса углерода на уровне отдельных деревьев в тропических лесах Индии продемонстрировано в работе (Pandey et al., 2020). Многоуровневая сегментация изображений методом OBIA проведена на основе критерия локальной однородности спектральных значений и формы сегментов. Точность автоматизированного выделения крон деревьев на основе сравнения с визуально выделенными эталонами составила 74%. Классификация деревьев проведена с использованием функций принадлежности на основе пороговых значений индекса NDVI и яркости для теневых участков. Точность определения двух видов деревьев – тектона великая (*Tectona grandis*) и шорея исполинская (*Shorea robusta*) – составила 83%. Используя соотношение между площадью горизонтальной проекции выделенной кроны (CPA) и углеродом, классифицированная карта была преобразована в углеродный запас отдельных деревьев. Для оценки взаимосвязи между CPA и запасом углерода для отдельных деревьев была разработана нелинейная регрессионная модель. Коэффициент корреляции для деревьев шореи составил 0.53, для тиковых деревьев – 0.78. Таким образом, исследование показало новые возможности применения данных VHR для совершенствования оценки и картографирования запасов биомассы и углерода путем определения и классификации CPA отдельных деревьев. Подобный эксперимент, по дистанционной оценке, фитомассы деревьев на основе данных WorldView-2 показал более высокие результаты (Gonçalves et al., 2017). В исследовании рассматривается вычисление с использованием аллометрических уравнений надземной фитомассы сосны итальянской (*Pinus pinea*) и пробкового дуба (*Quercus suber*) в хвойно-широколиственных

лесах на юге Португалии. Точность выделения горизонтальной проекции крон отдельных деревьев по данным WorldView-2 на основе подхода OBIA методом ближайшего соседа составила 90%. Коэффициент регрессии при определении взаимосвязи фитомассы сосны итальянской на основе CPA достаточно высокий ($R^2 = 0.890$).

**Заключение.** Определение характеристик древостоев по спутниковым данным сверхвысокого пространственного разрешения ставит сложную методологическую задачу анализа и обработки изображений, поскольку на спектральную яркость деревьев влияют вариации освещенности кроны и межкроновых промежутков в лесном пологе. Объектно-ориентированный подход OBIA, основанный на анализе пространственных отношений объекта дешифрирования и соседних элементов изображения, является оптимальным выбором для классификации лесов по снимкам VHR. OBIA позволяет убрать ограничения традиционных методов попиксельной классификации лесов по спектральным признакам, придав именно параметрам структуры изображения лесного полога наибольшую информативность для автоматизированного дешифрирования древостоев. Из приведенных в обзоре исследований этот подход применяется в большинстве случаев и дает возможность получить наиболее высокие значения точности определяемых параметров по сравнению с другими методами анализа изображений.

Основным показателем, обеспечивающим эффективность классификации при OBIA, является точность сегментации изображения по элементам полога. И если выделение теневых участков, крон отдельно растущих деревьев может быть обеспечено сравнительно простыми алгоритмами на основе пороговой сегментации, выделение ОКД в сомкнутом пологе представляет собой более сложный процесс, требующий предварительной обработки изображения и комбинирования алгоритмов. Наиболее трудную задачу выделение крон деревьев представляет для сложных по составу экваториальных лесов. Однако именно применение снимков VHR для исследования этих труднодоступных лесных территорий наиболее актуально, ввиду сложностей проведения аэросъемок БПЛА и ALS. Теневые участки изображения лесного полога содержат значительную часть информации о параметрах деревьев, особенно для разреженных насаждений – по прямым дешифровочным признакам (длине и площади тени дерева) можно с высокой степенью вероятности определить высоту, а также оценить возраст, диаметр ствола. В сомкнутых древостоях структуру изображения полога в значительной степени определяют межкроновые промежутки (в основном, затененные), пространственные характеристики которых хорошо коррелируют с биометрическими параметрами насаждений.

Рассмотренные в обзоре исследования по применению данных VHR включают разнообразные алгоритмы обработки. Рекомендовать какой-либо метод обработки изображений как универсальный для дистанционной оценки характеристик и состояния лесов затруднительно, так как выбор оптимального алгоритма зависит от многих факторов: целей дешифрирования, характеристик спутниковых данных, доступных обучающих выборок, сложности структуры древесного полога леса, дополнительной информации о лесной территории и др. OBIA в сочетании с линейным дискриминантным анализом (LDA) для отбора признаков и обобщенными линейными моделями (GLM) оказались особенно полезными для определения пород деревьев в бореальных лесах. Также высокие оценки качества классификации продемонстрированы алгоритмами ансамбля деревьев решений RF и опорных векторов SVM. Для дешифрирования пород деревьев в тропических и экваториальных лесах лучшие результаты показало применение нейронных сетей, но это наиболее трудоемкая задача, связанная с необходимостью набора большого количества фрагментов изображений для обучения алгоритма. Среди спектральных каналов съемки наиболее полезны при дешифрировании пород деревьев красный и ближний инфракрасный диапазоны. Дополнительные каналы, например, в данных WorldView-3, могут повысить точность распознавания пород, но незначительно (на несколько процентов). Применение производных индексных изображений является наиболее оптимальным вариантом для оценки состояния лесной растительности (например, степени усыхания или лесовозобновления), однако для распознавания пород деревьев более информативны исходные мультиспектральные изображения VHR.

В настоящее время значительная часть исследований лесных экосистем дистанционными методами на локальном уровне проводится с использованием аэрофотосъемки с БПЛА и лидарной аэросъемки ALS. Поэтому перспективу совершенствования методических подходов к дистанционной оценке характеристик лесов большинство исследователей видят в совместном использовании различных видов высокодетальных съемок (VHR, БПЛА, ALS и TLS) и разработке способов создания производных продуктов, что позволит сочетать преимущества каждого вида дистанционного зондирования для повышения достоверности и точности автоматизированного дешифрирования.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

*Аброскина А.К., Волокитина А.В., Корец М.А.* Составление карт природной пожарной опасности по материалам лесоустройства // Вестник КрасГАУ. 2012. № 7(70). С. 60–64.

*Алтынцев М.А.* Преобразование Tasseled Cap по космическим снимкам IKONOS для дешифрирования растительности // Интерэкспо Гео-Сибирь. 2011. Т. 4.

*Барталев С.А., Брейдо М.Д.* Автоматизированное определение таксационных характеристик кустарниковой растительности пустынь по дистанционным данным // Известия высших учебных заведений. Геодезия и аэрофотосъемка. 1989. № 4. С. 94–102

*Браславская Т.Ю.* Градиентный анализ флористического состава и экологической структуры травяного яруса в пойменных лесах // Известия самарского научного центра российской академии наук. 2012. Т. 14. № 1(5). С. 1202–1205.

*Гамбарова Е.М.* Обучение нейронного классификатора типа многослойный перцептрон и анализ результатов классификации на снимках, полученных со спутника IKONOS, с использованием геоинформационных технологий // Вестник ВГУ. Серия: Системный анализ и информационные технологии. 2007. № 1. С. 43–51.

*Гонсалес Р., Вудс Р.* Цифровая обработка изображений. Техносфера. Москва. 2012. 1104 с.

*Гормаш А.В., Оньков И.В., Чернопазов В.А., Кривенко М.А.* Опыт использования космических снимков IKONOS и QuickBird для решения задач муниципального хозяйства г. Перми // Геоматика. 2010. № 1. С. 52–56.

*Жирин В.М., Князева С.В., Эйдлина С.П.* Оценка влияния морфологии древесного полога и рельефа на спектральные характеристики лесов по данным Landsat // Исследование Земли из космоса. 2016. № 5. С. 10–20.

*Жирин В.М., Лукина Н.В.* Развитие системы инвентаризации лесов России // Лесной вестник/Forestry Bulletin. 2017. Т. 21. № 2. С. 4–14.

*Жирин В. М., Князева С.В., Эйдлина С.П.* Оценка биометрических параметров насаждений по изображениям межкронового пространства на снимках сверхвысокого разрешения // Лесоведение. 2018. № 3. С. 163–177.

*Замолодчиков Д.Г., Грабовский В.И., Честных О.В.* Динамика баланса углерода в лесах федеральных округов Российской Федерации // Вопросы лесной науки. 2018. Т. 1. № 1.

*Иванов Е.С.* Некоторые приложения сегментации снимков ДЗЗ // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2016. Т. 13 № 1 С. 105–116.

*Кравцова В.И.* Пространственная структура экотона тундра – тайга на плато Путорана (по космическим снимкам сверхвысокого разрешения) // Вестник московского Университета. 2012. Сер. 5. География. № 1.

*Новичихин А.Е., Тутубалина О.В.* Интеграция алгоритмов обработки космических снимков сверхвысокого пространственного разрешения для автоматизированного дешифрирования лесной растительности // Земля из космоса: наиболее эффективные решения. М.: Инженерно-технологический центр “СКАНЭКС”. 2009. № 3. С. 40–42.

*Орлова М.А., Лукина Н.В., Смирнов В.Э.* Методические подходы к отбору образцов лесной подстилки с учетом мозаичности лесных биогеоценозов // Лесоведение. 2015. № 3. С. 214–221.

*Рагимов Р.М., Гамбаров А.Ю., Исмаилов Дж.И., Бабаев Э.З., Гамбарова Е.М.* Сравнительный анализ статистического и нейронного классификаторов для распознования объектов на снимках IKONOS // Исследование Земли из космоса. 2007. № 1. С. 36–46.

*Софронова А. В., Волокитина А. В.* Составление карты растительных горючих материалов для объекта нефтегазового комплекса по данным дешифрирования космического снимка сверхвысокого разрешения // Проблемы региональной экологии. 2014. № 4. С. 100–104.

*Софронова А.В., Волокитина А.В.* Картографирование растительных горючих материалов методом визуально-инструментального дешифрирования космических снимков // География и природные ресурсы. 2017. № 4. С. 189–196.

*Сухих В.И., Жирин В.М., Зиемелис Т.А., Шаталов А.В.* Оценка информативности космических фотоснимков высокого разрешения для инвентаризации лесов // Исследование Земли из космоса. 1996. № 2. С. 45–56.

*Тебенькова Д.Н., Лукина Н.В., Чумаченко С.И., Данилова М.А., Кузнецова А.И., Горнов А.В., Гагарин Ю.Н.* Мультифункциональность и биоразнообразие лесных экосистем // Лесоведение. 2019. № 5. С. 341–356.

*Терехов А.Г., Макаренко Н.Г., Пак И.Т.* Автоматический алгоритм классификации снимков QuickBird в задаче оценки полноты леса // Компьютерная оптика. 2014. Т. 38. № 3.

*Тюкавина А.Ю.* Определение сомкнутости крон редкостойных лиственничников Таймыра по космическим снимкам разного разрешения // Исследования Земли из космоса. 2012. № 5. С. 64–74.

*Фраленко В.П.* Методы текстурного анализа изображений, обработка данных дистанционного зондирования Земли // Программные системы: теория и приложения. 2014. № 4(22). С. 19–39.

*Харук В.И., Им С.Т., Ягунов М.Н.* Миграция северной границы распространения сибирского шелкопряда // Сибирский экологический журн. 2018. Т. 25. №. 1. С. 32–44.

*Чистяков С.П.* Случайные леса: Обзор // Труды Карельского центра РАН. 2013. № 1. С. 117–136.

*Ardila J.P., Bijker W., Tolpekin V.A., Stein A.* Context-sensitive extraction of tree crown objects in urban areas using VHR satellite images // International J. Applied Earth Observation and Geoinformation. 2012. V. 15. P. 57–69.

*Bhugeloo A., Peerbhay K., Ramdhani S., Sershen* Assessing the Trade-Offs of SPOT7 Imagery for Monitoring Natural Forest Canopy Intactness // Forests. 2018. V. 9(12). P. 1–14.

*Blaschke T., Hay G.J., Kelly M., Lang S., Hofmann P., Addink E., Feitosa R.Q., van der Meer F., van der Werff H., van Coillie F., Tiede D.* Geographic Object-Based Image Analysis – Towards a new paradigm // ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. 2014. V. 87. P. 180–191.

*Braga J.R.G., Peripato V., Dalagnol R., Ferreira M.P., Tarabalka Y., Aragão L.E.O.C., de Campos Velho H.F., Shiguemori E.H., Wagner F.H.* Tree Crown Delineation Algorithm Based on a Convolutional Neural Network // Remote Sensing. 2020. V. 12. P. 1–27.

*Breiman L.* Bagging predictors // Machine Learning. 1996. V. 24. № 2. P. 123–140.

*Brosofske K.D., Froese R.E., Falkowski M.J., Banskota A.* A Review of Methods for Mapping and Prediction of Inventory Attributes for Operational Forest Management // Forest Science. 2014. V. 60(4).

*Bulut S., Günlü A., Keleş S.* Estimation of forest development stage and crown closure using different classification methods and satellite images: A case study from Turkey // J. Forest Science. 2019. V. 65. № 1. P. 18–26.

*Cartus O., Kellndorfer J., Rombach M., Walker W.* Mapping Canopy Height and Growing Stock Volume Using Airborne Lidar, ALOS PALSAR and Landsat ETM+ // Remote Sensing. 2012. V. 4. № 11. P. 3320–3345.

*Chen G., Hay G.J., St-Onge B.* A GEOBIA framework to estimate forest parameters from lidar transects, Quickbird imagery and machine learning: A case study in Quebec, Canada // International J.—f Applied Earth Observation and Geoinformation. 2012. V. 15. P. 28-37.

*Cheng G., Han J.* A survey on object detection in optical remote sensing images // ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing. 2016. V. 117. P. 11–28.

*Chung K.L., Lin Y.R., Huang Y.H.* Efficient shadow detection of color aerial images based on successive thresholding scheme // IEEE transactions on geoscience and remote sensing. 2008. V. 47. № 2. P. 671–682.

*Clark M.L., Roberts D.A., Clark D.B.* Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales // Remote sensing of environment. 2005. V. 96. № 3–4. P. 375–398.

*Comaniciu D., Meer P.* Mean shift analysis and applications // Proceedings of the Seventh IEEE International Conference on Computer Vision. 1999.

*Coops N.C., Johnson M., Wulder M.A., White J.C.* Assessment of QuickBird high spatial resolution imagery to detect red attack damage due to mountain pine beetle infestation // Remote Sensing of Environment. 2006. V. 103. P. 67–80.

*Culvenor D.S.* TIDA: an algorithm for the delineation of tree crowns in high spatial resolution remotely sensed imagery // Computers & Geosciences. 2002. V. 28. № 1. P. 33–44.

*Dalagnol R., Phillips O.L., Gloor E., Galvao L.S., Wagner F.H., Locks C.J., Aragao L.E.O.* Quantifying Canopy Tree Loss and Gap Recovery in Tropical Forests under Low-Intensity Logging Using VHR Satellite Imagery and Airborne LiDAR // Remote sensing. 2019. V. 11. P. 1–20.

*Daliakopoulos I., Grillakis G., Koutroulis A., Tsanis I.* Tree Crown Detection on Multispectral VHR Satellite Imagery // Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. 2009. V. 75. № 10. P. 1201–1211.

*Dalponte M., Marzini S., Solano-Correa Y.T., Tonon G., Vescovo L., Gianelle D.* Mapping forest windthrows using high spatial resolution multispectral satellite images // International J. Applied Earth Observation and Geoinformation. 2020. V. 93. P. 1–12.

*Das S., Aery A.* A review: shadow detection and shadow removal from images // International J. Engineering Trends and Technology (IJETT). 2013. V. 4. № 5. P. 1764–1767.

*Deepan P., Abinaya S., Haritha G., Iswarya V.* Road recognition from remote sensing imagery using machine learning // International Research J. Engineering and Technology (IRJET). 2018 V. 5. № 3. P. 3677–3683.

*Duan Q., Tu Y-H., Searle C., Wu D., Phinn S., Robson A., McCabe M.F.* Mapping the condition of macadamia tree crops using multi-spectral UAV and WorldView-3 imagery // ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing. 2020. V. 165. P. 28–40.

*Evans B., Lyons T., Barber P., Stone C., Hardy G.* Dieback classification modelling using high-resolution digital multispectral imagery and in situ assessments of crown condition // Remote sensing letters. 2014. V. 3. № 6. P. 541–550.

*Esmaili R., Jouibary S.S., Soosani J., Naghavi H.* Mapping of understory infested boxwood trees using high resolution imagery // Remote Sensing Applications: Society and Environment. 2020. V. 18. P. 1–11.

*Falkowski M.J., Wulder M.A., White J.C., Gillis M.D.* 2009. Supporting large-area, sample-based forest inventories with very high spatial resolution satellite imagery // Progress in Physical Geography. 2009. V. 33. P. 403–423.

*Fassnacht F.E., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A.* Review of studies on tree species classification from remotely sensed data // Remote Sensing of Environment. 2016. V. 186. P. 64–87.

*Féret J.B., Asner G.P.* Mapping tropical forest canopy diversity using high-fidelity imaging spectroscopy // Ecological Applications. 2014. V. 24. № 6. P. 1289–1296.

*Fernández-Guisuraga J.M., Calvo L., Fernández-García V., Marcos-Porras E., Taboada A., Suárez-Seoane S.* Efficiency of remote sensing tools for post-fire management along a climatic Gradient // Forest Ecology and Management. 2019. V. 433. P. 553–562.

*Ferreira M.P., Wagner F.H., Aragão L.E.O., Shimabukuro Y.E.* Tree species classification in tropical forests using visible to shortwave infrared WorldView-3 images and texture analysis // ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing. 2019. V. 149. P. 119–131

*Finley A.O., McRoberts R.E.* Efficient k-nearest neighbor searches for multi-source forest attribute mapping // Remote Sensing of Environment. 2008. V. 112. № 5. P. 2203–2211.

*Franco-Lopez H., Ek A. R., Bauer M. E.* Estimation and mapping of forest stand density, volume, and cover type using the k-nearest neighbors method // Remote sensing of Environment. 2001. V. 77. № 3. P. 251–274.

*Garrity S.R., Allen C.D., Brumby S.P., Gangodagamage C., McDowell N.G., Cai D.M.* Quantifying tree mortality in a mixed species woodland using multitemporal high spatial resolution satellite imagery // Remote Sensing of Environment. 2013. V. 129. P. 54–65.

*Gecen R., Sarp G.* Road detection from high- and low-resolution satellite images // The International Archives of the Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences. 2008. V. XXXVII. Part B4. P. 355–357.

*Gonçalves A.C., Sousa A.M.O., Silva J.R.M.* Pinus pinea above ground biomass estimation with very high spatial resolution satellite images// Options Méditerranéennes.2017. № 122. P. 49–54.

*Goodbody T.R.H., Coops N.C., Hermosilla T., Tompalski P., Crawford P.* Assessing the status of forest regeneration using digital aerial photogrammetry and unmanned aerial systems // International J. Remote Sensing. 2018. V. 39. № 15–16. P. 5246–5264.

*Günlü A., Ercanlı İ., Şenyurt M., Keleş S.* Estimation of some stand parameters from textural features from WorldView-2 satellite image using the artificial neural network and multiple regression methods: a case study from Turkey // Geocarto International. 2019. P. 1–18.

*Harris N.L., Gibbs D.A., Baccini A., Birdsey R.A., Bruin S.D., Farina M., Fatoyinbo L., Hansen M.C., Herold M., Houghton R.A., Potapov P.V., Suarez D.R., Roman-cuesta R.M., Saatchi S.S., Slay C.M., Turubanova S.A., Tyukavina A.*

Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes // Nature Climate Change. 2021. V. 11. № 3. P. 234–240.

*Hicke J.A., Logan J.* Mapping whitebark pine mortality caused by a mountain pine beetle outbreak with high spatial resolution satellite imagery. // International J. Remote Sensing. 2009. V. 30. P. 4427–4441.

*Hossain M.D., Chen D.* Segmentation for Object-Based Image Analysis (OBIA): A review of algorithms and challenges from remote sensing perspective // ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing. 2019. V.150. P. 115–134.

*Huang H., Li X., Chen C.* Individual Tree Crown Detection and Delineation From Very-High-Resolution UAV Images Based on Bias Field and Marker-Controlled Watershed Segmentation Algorithms // IEEE J. selected topics in applied earth observations and remote sensing. 2018. P. 1939–1404

*Immitzer M., Atzberger C., Koukal T.* Tree Species Classification with Random Forest Using Very High Spatial Resolution 8-Band WorldView-2 Satellite Data // Remote Sensing. 2012. V. 4. P. 2661–2693.

*Johansen K., Duan Q., Tu Y.-H., Searle C., Wu D., Phinn S., Robson A., McCabe M.F.* Mapping the condition of macadamia tree crops using multi-spectral UAV and WorldView-3 imagery // ISPPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing. 2020. V. 165. P. 28–40.

*Jung M., Tautenhahn S., Kattge J., Wirth C.* Estimating basal area of spruce and fir in post-fire residual stands in Central Siberia using QuickBird, feature selection, and Random forests // Procedia Computer Science. Cep. “2013 International Conference on Computational Science, ICCS 2013”. 2013. P. 2386–2395.

*Karantzalos K., Argialas D.* Towards automatic olive trees extraction from aerial and satellite imagery // International Archives of the Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Istanbul, Turkey. 2004. № 35(5). P. 360–365.

*Karantzalos K.G., Argialas D.P.* Towards Automatic Olive Tree Extraction from Satellite Imagery // Commission III. 2010.

*Katoh M.* Classifying tree species in a northern mixed forest using high-resolution IKONOS data // J. Forest Research. 2004. V. 9. № 1. P. 7–14.

*Kayitakire F., Hamel C., Defourny P.* Retrieving forest structure variables based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery // Remote sensing of environment. 2006. V. 102. № 3–4. P. 390–401.

*Kim M., Madden M., Warner T.* Estimation of optimal image object size for the segmentation of forest stands with multispectral IKONOS imagery // Object-based image analysis. Springer. Berlin. Heidelberg. 2008. P. 291–307.

*Ku N., Popescu S.* A comparison of multiple methods for mapping local-scale mesquite tree aboveground biomass with remotely sensed data // Biomass and Bioenergy. 2019. V. 122(1). P. 270–279.

*Li Q., Wong F.K.K., Fung T.* Classification of Mangrove Species Using Combined WordView-3 and LiDAR Data in Mai Po Nature Reserve, Hong Kong // Remote Sensing. 2019. V. 11. P. 1–17.

*Lin C., Popescu S.C., Thomson G., Tsogt K., Chang C.I.* Classification of tree species in overstorey canopy of subtropical forest using QuickBird images // PloS one. 2015. V. 10. № 5.

*Lizarazo I.* Accuracy assessment of object-based image classification: another STEP // International J. Remote Sensing. 2014. V. 35. № 16. P. 6135–6156.

*Malahlela O., Cho M.A., Mutanga O.* Mapping canopy gaps in an indigenous subtropical coastal forest using highresolution WorldView-2 data // International J. Remote Sensing. 2014. V. 35. № 17. P. 6397–6417.

*Meng R., Wu J., Serbin S.P., Zhao F., Cook B.D., Hanavan R.P.* Measuring short-term post-fire forest recovery across a burn severity gradient in a mixed pine-oak forest using multi-sensor remote sensing techniques // Remote Sensing of Environment. 2018. V. 210. P. 282–296.

*Mora B., Wulder M.A., White J.C.* Identifying leading species using tree crown metrics derived from very high spatial resolution imagery in a boreal forest environment // Canadian J. Remote Sensing. 2010. V. 36. № 4. P. 332–344.

*Murtaugh P.A.* Performance of several variable selection methods applied to real ecological data // Ecology Letters. 2009. V. 12(10). P. 1061–1068.

*Narkhede H.P.* Review of Image Segmentation Techniques // International J. Science and Modern Engineering (IJISME). 2013. V. 1. № 8. P. 54–61.

*Navar J.* Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico // Forest Ecology and Management. 2009. V. 257(2). P. 427–434.

*Nelson T., Niemann K.O., Wulder M.A.* Spatial statistical techniques for aggregating point objects extracted from high spatial resolution remotely sensed imagery // J. Geographical Systems. 2002. V. 4. P. 423–433.

*Nelson T., Roots B., Wilder M., Feick R.* Predicting forest age classes from high spatial resolution remotely sensed imagery using Voronoi polygon aggregation // GeoInformatica. 2004. V. 8. № 2. P. 143–155.

*Ozdemir I.* Estimating stem volume by tree crown area and tree shadow area extracted from pan-sharpened Quickbird imagery in open Crimean juniper forests // International J. Remote Sensing. 2008. V. 29. № 19. P. 5643–5655.

*Ozdemir I., Karnieli A.* Predicting forest structural parameters using the image texture derived from WorldView-2 multispectral imagery in a dryland forest, Israel // International J. Applied Earth Observation and Geoinformation. 2011. V. 13. № 5. P. 701–710.

*Palace M., Keller M., Asner G., Hagen S., Braswell B.* Amazon forest structure from IKONOS satellite data and the automated characterization of forest canopy properties // Biotropica. 2008. V. 40. № 2. P. 141–150.

*Pandey S.K., Chand N., Nandy S., Muminov A., Sharma A., Ghosh S., Srinet R.* High-Resolution Mapping of Forest Carbon Stock Using Object-Based Image Analysis (OBIA) Technique // J. Indian Society of Remote Sensing. 2020. V. 48. P. 865–875.

*Papaiordanidis S., Tompoulidou M., Lefakis P., Gitas I.Z.* Evaluation of spectral indices efficiency in burned area mapping using object-based image analysis // GeoScience. 2017. № 2. P. 65–72.

*Pilli R., Grassi G., Kurz W.A., Fiorese G., Cescatti A.* The European forest sector: past and future carbon budget and fluxes under different management scenarios // Biogeosciences. 2017. V. 14. № 9. P. 2387–2405.

*Pontius J., Hanavan R., Hallett R., Cook B., Corp L.* High spatial resolution spectral unmixing for mapping ash species

across a complex urban environment // Remote Sensing of Environment. 2017. V. 199. P. 360–369.

*Pu R., Liu D.* Segmented canonical discriminant analysis of in situ hyperspectral data for identifying 13 urban tree species // International J. Remote Sensing. 2011. V. 32. № 8. P. 2207–2226.

*Pu R., Landry S.* Evaluating seasonal effect on forest leaf area index mapping using multi-seasonal high resolution satellite pléiades imagery // International J. Applied Earth Observation and Geoinformation. 2019. V. 80. P. 268–279.

*Qian Y., Yan J., Zhou W., Han. L.* Comparing Machine Learning Classifiers for Object-Based Land Cover Classification Using Very High Resolution Imagery // 2014. Remote Sensing. V. 7(1). P. 153–168.

*Radoux J., Bogaert P., Fasbender D., Defourny P.* Thematic accuracy assessment of geographic object-based image classification // International J. Geographical Information Science. 2011. V. 25. № 6. P. 895–911.

*Rikimaru A., Roy P.S., Miyatake S.* Tropical forest cover density mapping // Tropical ecology. 2002. V. 43. № 1. P. 39–47.

*Rogan J., Yool S.R.* Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico // International J. Remote Sensing. 2001. V. 22. № 16. P. 3101–3121.

*Sarabandi P., Yamazaki F., Matsuoka M., Kiremidjian K.* Shadow Detection and Radiometric Restoration in Satellite High Resolution Images. // IGARSS 2004. International Geoscience and Remote Sensing Symposium. IEEE. 2004. V. 6. P. 3744–3747.

*Schepaschenko D., Moltchanova E., Fedorov S., Karminov V., Ontikov P., Santoro M., See L., Kositsyn V., Shvidenko A., Romanovskaya A., Korotkov V., Lesiv M., Bartalev S., Fritz S., Shchepashchenko M., Kraxner F.* Russian forest sequesters substantially more carbon than previously reported // Nature. 2021.

*Scherzer O.* Handbook of Mathematical Methods in Imaging. Springer. 2011. 1067 p.

*Schwarz M., Steinmeier C., Holecz F., Stebler O., Wagner H.* Detection of windthrow in mountainous regions with different remote sensing data and classification methods // Scandinavian J. Forest Research. 2003. V. 18. № 6. P. 525–536.

*Senf C., Seidl R., Hostert P.* Remote sensing of forest insect disturbances: Current state and future directions // International J. Applied Earth Observation and Geoinformation. 2017. V. 60. P. 49–60.

*Susaki J.* Segmentation of shadowed buildings in dense urban areas from aerial photographs // Remote Sensing. 2012. V. 4. № 4. P. 911–933.

*Tsai V.J.D.* A comparative study on shadow compensation of color aerial images in invariant color models // IEEE Transactions on geoscience and remote sensing. 2006. V. 44. № 6. P. 1661–1671.

*Vanderhoof M.K., Burt C., Hawbaker T.J.* Time series of high-resolution images enhances efforts to monitor post-fire condition and recovery, Waldo Canyon fire, Colorado, USA // International J. Wildland Fire. 2018. V. 27. № 10. P. 699–713.

*Vincent N., Mathew S.* Shadow detection: A review of various approaches to enhance image quality // International J. Computer Sciences and Engineering. 2014. V. 2. № 4. P. 49–54.

*Wagner F.H., Ferreira M.P., Sanchez A., Hirye M.C., Zortea M., Gloor E., Phillips O.L., de S. Filho C.R., Shimabukuro Y.E., Aragão L.E.* Individual tree crown delineation in a highly diverse tropical forest using very high resolution satellite images // ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing. 2018. V. 145. P. 362–377.

*Wagner F.H., Sanchez A., Tarabalka Y., Lotte R.G., Ferreira M.P., Aidar M.P., Gloo E., Phillips O.L., Aragão L.E.* Using the U-net convolutional network to map forest types and disturbance in the Atlantic rainforest with very high resolution images // Remote Sensing in Ecology and Conservation. 2019. P. 1–16.

*Wang C.* Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests // Forest Ecology and Management. 2006. V. 222(1–3). P. 9–16.

*Warner T.A., McGraw J.B., Landenberger R.* Segmentation and classification of high resolution imagery for mapping individual species in a closed canopy, deciduous forest // Science in China Series E: Technological Sciences. 2006. V. 49. № 1. P. 128–139.

*Waser L.T., Küchler M., Jütte K., Stampfer T.* Evaluating the Potential of WorldView-2 Data to Classify Tree Species and Different Levels of Ash Mortality // Remote Sensing. 2014. V. 6. P. 4515–4545.

*White J.C., Wulder M.A., Brooks D., Reich R., Wheate R.D.* Detection of red attack stage mountain pine beetle infestation with high spatial resolution satellite imagery // Remote Sensing of Environment. 2005. V. 96. P. 340–351.

*White J.C., Coops N., Wulder M., Vastaranta M., Hilker T., Tompalski P.* Remote sensing technologies for enhancing forest inventories: A review // Canadian J. Remote Sensing. 2016. V. 42. № 5. P. 619–641.

*Wu J., Bauer M.E.* Evaluating the Effects of Shadow Detection on QuickBird Image Classification and Spectroradiometric Restoration // Remote Sensing. 2013. V. 5. № 9. P. 4450–4469.

*Wulder M., Niemann K.O., Goodenough D.G.* Local maximum filtering for the extraction of tree locations and basal area from high spatial resolution imagery // Remote Sensing of environment. 2000. V. 73. № 1. P. 103–114.

*Yoon T.K., Park C.W., Lee S.J., Ko S., Kim K.N., Son Y., Lee K.H., Oh S., Lee W.K., Son Y.* Allometric equations for estimating the aboveground volume of five common urban street tree species in Daegu, Korea // Urban Forestry & Urban Greening. 2013. V. 12(3). P. 344–349.

*Yu D., Li J., Wang Y.* An integrated method for road network centerline detection from multispectral imagery // Springer International Publishing AG 2016. P. 332–341.

*Zhen Z., Quackenbush L.J., Stehman S.V., Zhang L.* Impact of training and validation sample selection on classification accuracy and accuracy assessment when using reference polygons in object-based classification // International J. Remote Sensing. 2013. V. 34. № 19. P. 6914–6930.

*Zhou W., Huang G., Troy A., Cadenasso M.L.* Object-based land cover classification of shaded areas in high spatial resolution imagery of urban areas: A comparison study. // Remote Sensing of Environment. 2009. V. 113. № 8. P. 1769–1777.

*Zhu F., Shen W., Diao J., Li M., Zheng G.* Integrating cross-sensor high spatial resolution satellite images to detect subtle forest vegetation change in the Purple Mountains,a national scenic spot in Nanjing, China // J. Forestry Research. 2020. V. 31. P. 1743–1758.

# Methods and Approaches to the Estimation of Forest Characteristics Using the Optical Satellite Data of Very High Spatial Resolution

**S. V. Knyazeva[1, *], A. D. Nikitina[1], Ye. I. Belova[1], A. S. Plotnikova[1], Ye. S. Podolskaya[1], and K. A. Kovganko[1]**

[1]*Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences (CEPF RAS), Profsoyuznaya st., 84/32, bldg. 14, Moscov, 117997 Russia*

**E-mail: knsvetl@gmail.com*

The article presents a review of about sixty scientific publications regarding the main methods and algorithms for automated processing of the very high spatial resolution (VHR) satellite images obtained in the optical range of spectrum to determinate the forests characteristics. Using the examples of specific studies, we have demonstrated the remote assessment of the main characteristics of wood vegetation (biometric and morphostructural parameters, species diversity, disturbances of forest canopy, state of forests and its dynamics, phytomass and carbon stock); we have identified the most promising methodological approaches and algorithms taking into account the estimates of target parameters' accuracy. Features of object-oriented approach (OBIA) concerning the processing of the VHR images were discussed, since such an approach is able to overcome the limitations of traditional methods of pixel-by-pixel image classification. OBIA is based on the spatial relationships (proximity) or objects properties and includes two main steps: image segmentation and objects classification. The main indicator that ensures the efficiency of classification in OBIA is an accuracy of image segmentation by canopy elements. Therefore, article's special attention is paid to the difficulties and challenges of improving the methods of image segmentation to detect the individual tree crowns (OCD) and to separate the illuminated and shaded crown areas of the crown and inter-crown parts of tree canopy. Review presents the options for applying various algorithms and methods of classification and regression modeling: maximum likelihood method (MLC), Bayesian classifier (NB), support vector machine (SVM), decision trees (DT), ensemble of decision trees (Random Forest or RF), k-nearest neighbors method (KNN), Gaussian mixture model (GMM), artificial neural network (ANN), etc. The choice of an optimal algorithm depends on many factors: interpretation goals, characteristics of satellite and field data, quality of training samples, complexity of tree canopy structure in the forests, additional information about the forest area, etc. Key words: forest vegetation characteristics, tree stand parameters, forest canopy image, ultra-high spatial resolution (VHR) satellite data, optical survey range, object-oriented methods, classification algorithms, regression modeling.

*Keywords: forest vegetation's characteristics, forest stand's parameters, forest canopy's images, satellite data of very high spatial resolution, recording in visible spectrum, classification algorithms, regression modelling.*

**Acknowledgements:** The study was carried out within the framework of the State Contract with the CEPF RAS (AAAA-A18-118052400130-7) and with a financial support of the RFBR (20-34-90152).

## REFERENCES

Abroskina A.K., Volokitina A.V., Korets M.A., Sostavlenie kart prirodnoi pozharnoi opasnosti po materialam lesoustroistva (Natural fire danger map making on the basis of the forest management data), *Vestnik KrasGAU*, 2012, No. 7(70), pp. 60–64.

Altyntsev M.A., Preobrazovanie Tasseled Cap po kosmicheskim snimkam IKONOS dlya deshifrirovaniya rastitel'nosti (A Tasseled Cap transformation for IKONOS imagery for vegetation decoding), *Interekspo Geo-Sibir'*, 2011, Vol. 4.

Ardila J.P., Bijker W., Tolpekin V.A., Stein A., Context-sensitive extraction of tree crown objects in urban areas using VHR satellite images, *International J. Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2012, Vol. 15, pp. 57–69.

Bartalev S.A., Breido M.D., Avtomatizirovannoe opredelenie taksatsionnykh kharakteristik kustarnikovoi rastitel'nosti pustyn' po distantsionnym dannym (Automated recognition of taxation features of shrub plants from remote data in deserts), *Izvestiya Vysshikh uchebnykh zavedenii. Geodeziya i aerofotos'emka*, 1989, No. 4, pp. 94–102

Bhugeloo A., Peerbhay K., Ramdhani S., Sershen, Assessing the Trade-Offs of SPOT7 Imagery for Monitoring Natural Forest Canopy Intactness, *Forests*, 2018, Vol. 9(12), pp. 1–14.

Blaschke T., Hay G.J., Kelly M., Lang S., Hofmann P., Addink E., Feitosa R.Q., van der Meer F., van der Werff H., van Coillie F., Tiede D., Geographic Object-Based Image Analysis – Towards a new paradigm, *ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing*, 2014, Vol. 87, pp. 180–191.

Braga J.R.G., Peripato V., Dalagnol R., Ferreira M.P., Tarabalka Y., Aragão L.E.O.C., de Campos Velho H.F., Shiguemori E.H., Wagner F.H., Tree Crown Delineation Algorithm Based on a Convolutional Neural Network, *Remote Sensing*, 2020, Vol. 12, pp. 1–27.

Braslavskaya T., Gradientnyi analiz floristicheskogo sostava i ekologicheskoi struktury travyanogo yarusa v poimennykh lesakh (Gradient analysis of herb-layer species composition and functional structure in afforested floodplain), *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiiskoi Akademii nauk*, 2012, Vol. 14, No. 1–5, pp. 12021205.

Breiman L., Bagging predictors, *Machine Learning*, 1996, Vol. 24, No. 2, pp. 123–140.

Brosofske K.D., Froese R.E., Falkowski M.J., Banskota A., A Review of Methods for Mapping and Prediction of Inven-

tory Attributes for Operational Forest Management, *Forest Science*, 2014, Vol. 60(4).

Bulut S., Günlü A., Keleş S., Estimation of forest development stage and crown closure using different classification methods and satellite images: A case study from Turkey, *J. Forest Science*, 2019, Vol. 65, No. 1, pp. 18–26.

Cartus O., Kellndorfer J., Rombach M., Walker W., Mapping Canopy Height and Growing Stock Volume Using Airborne Lidar, ALOS PALSAR and Landsat ETM+, *Remote Sensing*, 2012, Vol. 4, No. 11, pp. 3320–3345.

Chen G., Hay G.J., St-Onge B., A GEOBIA framework to estimate forest parameters from lidar transects, Quickbird imagery and machine learning: A case study in Quebec, Canada, *International J. Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2012, Vol. 15, pp. 28–37.

Cheng G., Han J., A survey on object detection in optical remote sensing images, *ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing*, 2016, Vol. 117, pp. 11–28.

Chistyakov S.P., Sluchainye lesa: Obzor (Random Forests: An Overview), *Trudy Karel'skogo tsentra RAN*, 2013, No. 1, pp. 117–136.

Chung K.L., Lin Y.R., Huang Y.H., Efficient shadow detection of color aerial images based on successive thresholding scheme, *IEEE transactions on geoscience and remote sensing*, 2008, Vol. 47, No. 2, pp. 671–682.

Clark M.L., Roberts D.A., Clark D.B., Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales, *Remote sensing of environment*, 2005, Vol. 96, No. 3–4, pp. 375–398.

Comaniciu D., Meer P., Mean shift analysis and applications, *Proceedings of the Seventh IEEE International Conference on Computer Vision*, 1999.

Coops N.C., Johnson M., Wulder M.A., White J.C., Assessment of QuickBird high spatial resolution imagery to detect red attack damage due to mountain pine beetle infestation, *Remote Sensing of Environment*, 2006, Vol. 103, pp. 67–80.

Culvenor D.S., TIDA: an algorithm for the delineation of tree crowns in high spatial resolution remotely sensed imagery, *Computers & Geosciences*, 2002, Vol. 28, No. 1, pp. 33–44.

Dalagnol R., Phillips O.L., Gloor E., Galvao L.S., Wagner F.H., Locks C.J., Aragao L.E.O., Quantifying Canopy Tree Loss and Gap Recovery in Tropical Forests under Low-Intensity Logging Using VHR Satellite Imagery and Airborne LiDAR, *Remote sensing*, 2019, Vol. 11, pp. 1–20.

Daliakopoulos I., Grillakis G., Koutroulis A., Tsanis I., Tree Crown Detection on Multispectral VHR Satellite Imagery, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 2009, Vol. 75, No. 10, pp. 1201–1211.

Dalponte M., Marzini S., Solano-Correa Y.T., Tonon G., Vescovo L., Gianelle D., Mapping forest windthrows using high spatial resolution multispectral satellite images, *International J. Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2020, Vol. 93, pp. 1–12.

Das S., Aery A., A review: shadow detection and shadow removal from images, *International J. Engineering Trends and Technology (IJETT)*, 2013, Vol. 4, No. 5, pp. 1764–1767.

Deepan P., Abinaya S., Haritha G., Iswarya V., Road recognition from remote sensing imagery using machine learning, *International Research J. Engineering and Technology (IRJET)*, 2018, Vol. 5, No. 3, pp. 3677–3683.

Duan Q., Tu Y.-H., Searle C., Wu D., Phinn S., Robson A., McCabe M.F., Mapping the condition of macadamia tree crops using multi-spectral UAV and WorldView-3 imagery, *ISPPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, Vol. 165, pp. 28–40.

Esmaili R., Jouibary S.S., Soosani J., Naghavi H., Mapping of understory infested boxwood trees using high resolution imagery, *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 2020, Vol. 18, pp. 1–11.

Evans B., Lyons T., Barber P., Stone C., Hardy G., Dieback classification modelling using high-resolution digital multispectral imagery and in situ assessments of crown condition, *Remote sensing letters*, 2014, Vol. 3, No. 6, pp. 541–550.

Falkowski M.J., Wulder M.A., White J.C., Gillis M.D., Supporting large-area, sample-based forest inventories with very high spatial resolution satellite imagery, *Progress in Physical Geography*, 2009, Vol. 33, pp. 403–423.

Fassnacht F.E., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Review of studies on tree species classification from remotely sensed data, *Remote Sensing of Environment*, 2016, Vol. 186, pp. 64–87.

Féret J.B., Asner G.P., Mapping tropical forest canopy diversity using high-fidelity imaging spectroscopy, *Ecological Applications*, 2014, Vol. 24, No. 6, pp. 1289–1296.

Fernández-Guisuraga J.M., Calvo L., Fernández-García V., Marcos-Porras E., Taboada A., Suárez-Seoane S., Efficiency of remote sensing tools for post-fire management along a climatic Gradient, *Forest Ecology and Management*, 2019, Vol. 433, pp. 553–562.

Ferreira M.P., Wagner F.H., Aragão L.E.O., Shimabukuro Y.E., Tree species classification in tropical forests using visible to shortwave infrared WorldView-3 images and texture analysis, *ISPRSj. Photogrammetry and Remote Sensing*, 2019, Vol. 149, pp. 119–131.

Finley A.O., McRoberts R.E., Efficient k-nearest neighbor searches for multi-source forest attribute mapping, *Remote Sensing of Environment*, 2008, Vol. 112, No. 5, pp. 2203–2211.

Fralenko V.P., Metody teksturnogo analiza izobrazhenii, obrabotka dannykh distantsionnogo zondirovaniya Zemli (Methods of image texture analysis, Earth remote sensing data processing), *Programmnye sistemy: teoriya i prilozheniya*, 2014, No. 4(22), pp. 19–39.

Franco-Lopez H., Ek A.R., Bauer M.E., Estimation and mapping of forest stand density, volume, and cover type using the k-nearest neighbors method, *Remote sensing of Environment*, 2001, Vol. 77, No. 3, pp. 251–274.

Gambarova E.M., Obuchenie neironnogo klassifikatora tipa mnogosloinyi pertseptron i analiz rezul'tatov klassifikatsii na snimkakh, poluchennykh so sputnika IKONOS, s ispol'zovaniem geoinformatsionnykh tekhnologii (Training of multiplayer perceptron neural classifiers and analysis of classification results on IKONOS satellite imagery using geoinformation technologies), *Vestnik VGU. Seriya: Sistemnyi analiz i informatsionnye tekhnologii*, 2007, No. 1, pp. 43–51.

Garrity S.R., Allen C.D., Brumby S.P., Gangodagamage C., McDowell N.G., Cai D.M., Quantifying tree mortality in a mixed species woodland using multitemporal high spatial resolution satellite imagery, *Remote Sensing of Environment*, 2013, Vol. 129, pp. 54–65.

Gecen R., Sarp G., Road detection from high- and low-resolution satellite images, *The International Archives of the*

*Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 2008, Vol. XXXVII, Part B4, pp. 355–357.

Gonçalves A.C., Sousa A.M.O., Silva J.R.M., *Pinus pinea* above ground biomass estimation with very high spatial resolution satellite images, *Options Méditerranéennes*, 2017, No. 122, pp. 49–54.

Gonsales R., Vuds R., *Tsifrovaya obrabotka izobrazhenii* (Digital image processing), M.: Tekhnosfera, 2012, 1104 p. Goodbody T.R.H., Coops N.C.; Hermosilla T., Tompalski P., Crawford P., Assessing the status of forest regeneration using digital aerial photogrammetry and unmanned aerial systems, *International J. Remote Sensing,* 201, Vol. 39, No. 15–16, pp. 5246–5264.

Gormash A.V., On'kov I.V., Chernopazov V.A., Krivenko M.A., Opyt ispol'zovaniya kosmicheskikh snimkov IKONOS i QuickBird dlya resheniya zadach munitsipal'nogo khozyaistva g. Permi (Experience of using IKONOS and QuickBird satellites data for municipal purposes in Perm city), *Geomatika*, 2010, No. 1, pp. 52–56.

Günlü A., Ercanlı İ., Şenyurt M., Keleş S., Estimation of some stand parameters from textural features from WorldView-2 satellite image using the artificial neural network and multiple regression methods: a case study from Turkey, *Geocarto International*, 2019, pp. 1–18.

Harris N.L., Gibbs D.A., Baccini A., Birdsey R.A., Bruin S.D., Farina M., Fatoyinbo L., Hansen M.C., Herold M., Houghton R.A., Potapov P.V., Suarez D.R., Romancuesta R.M., Saatchi S.S., Slay C.M., Turubanova S.A., Tyukavina A., Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes, *Nature Climate Change*, 2021, Vol. 11, No. 3, pp. 234–240.

Hicke J.A., Logan J., Mapping whitebark pine mortality caused by a mountain pine beetle outbreak with high spatial resolution satellite imagery, *International J. Remote Sensing*, 2009, Vol. 30, pp. 4427–4441.

Hossain M.D., Chen D., Segmentation for Object-Based Image Analysis (OBIA): A review of algorithms and challenges from remote sensing perspective, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2019, Vol. 150, pp. 115–134.

Huang H., Li X., Chen C., Individual Tree Crown Detection and Delineation From Very-High-Resolution UAV Images Based on Bias Field and Marker-Controlled Watershed Segmentation Algorithms, *IEEE J. selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 2018, pp. 1939–1404.

Immitzer M., Atzberger C., Koukal T., Tree Species Classification with Random Forest Using Very High Spatial Resolution 8-Band WorldView-2 Satellite Data, *Remote Sensing*, 2012, Vol. 4, pp. 2661–2693.

Ivanov E.S., Nekotorye prilozheniya segmentatsii snimkov DZZ (Some applications of remote sensing image segmentation), *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa*, 2016, Vol. 13, No. 1, pp. 105–116.

Johansen K., Duan Q., Tu Y.-H., Searle C., Wu D., Phinn S., Robson A., McCabe M.F., Mapping the condition of macadamia tree crops using multi-spectral UAV and WorldView-3 imagery, *ISPPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing*, 2020, Vol. 165, pp. 28–40.

Jung M., Tautenhahn S., Kattge J., Wirth C., Estimating basal area of spruce and fir in post-fire residual stands in Central Siberia using QuickBird, feature selection, and Random forests, Procedia Computer Science, *2013 International Conference on Computational Science, ICCS 2013*, 2013, pp. 2386–2395.

Karantzalos K., Argialas D., Towards automatic olive trees extraction from aerial and satellite imagery, *International Archives of the Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Istanbul, Turkey, 2004, No. 35(5), pp. 360–365.

Karantzalos K.G., Argialas D.P., *Towards Automatic Olive Tree Extraction from Satellite Imagery*, Commission III, 2010.

Katoh M., Classifying tree species in a northern mixed forest using high-resolution IKONOS data, *J. Forest Research*, 2004, Vol. 9, No. 1, pp. 7–14.

Kayitakire F., Hamel C., Defourny P., Retrieving forest structure variables based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery, *Remote sensing of environment*, 2006, Vol. 102, No. 3–4, pp. 390–401.

Kharuk V.I., Im S.T., Yagunov M.N., Migration of the northern boundary of the Siberian silk moth, *Contemporary Problems of Ecology*, 2018, Vol. 11, No. 1, pp. 26–34.

Kim M., Madden M., Warner T., Estimation of optimal image object size for the segmentation of forest stands with multispectral IKONOS imagery, In: *Object-based image analysis*, Berlin, Heidelberg: Springer, 2008, pp. 291–307.

Kravtsova V.I., Prostranstvennaya struktura ekotona tundra-taiga na plato Putorana (po kosmicheskim snimkam sverkhvysokogo razresheniya) (Spatial structure of tundra-taiga ecotone within the Putorana Plateau (basing on very high-resolution space imagery)), *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5: Geografiya*, 2012, No. 1, pp. 67–74.

Ku N., Popescu S., A comparison of multiple methods for mapping local-scale mesquite tree aboveground biomass with remotely sensed data, *Biomass and Bioenergy*, 2019, Vol. 122(1), pp. 270–279.

Li Q., Wong F.K.K., Fung T., Classification of Mangrove Species Using Combined WordView-3 and LiDAR Data in Mai Po Nature Reserve, Hong Kong, *Remote Sensing*, 2019, Vol. 11, pp. 1–17.

Lin C., Popescu S.C., Thomson G., Tsogt K., Chang, C.I., Classification of tree species in overstorey canopy of subtropical forest using QuickBird images, *PloS one*, 2015, Vol. 10, No. 5.

Lizarazo I., Accuracy assessment of object-based image classification: another STEP, *International J. Remote Sensing*, 2014, Vol. 35, No. 16, pp. 6135–6156.

Malahlela O., Cho M. A., Mutanga O., Mapping canopy gaps in an indigenous subtropical coastal forest using highresolution WorldView-2 data, *International J. Remote Sensing*, 2014, Vol. 35, No. 17, pp. 6397–6417.

Meng R., Wu J., Serbin S.P., Zhao F., Cook B.D., Hanavan R.P., Measuring short-term post-fire forest recovery across a burn severity gradient in a mixed pine-oak forest using multi-sensor remote sensing techniques, *Remote Sensing of Environment*, 2018, Vol. 210, pp. 282–296.

Mora B., Wulder M.A., White J.C., Identifying leading species using tree crown metrics derived from very high spatial resolution imagery in a boreal forest environment, *Canadian J. Remote Sensing*, 2010, Vol. 36, No. 4, pp. 332–344.

Murtaugh P.A., Performance of several variable selection methods applied to real ecological data, *Ecology Letters*, 2009, Vol. 12(10), pp. 1061–1068.

Narkhede H.P., Review of Image Segmentation Techniques, *International J. Science and Modern Engineering (IJISME)*, 2013, Vol. 1, No. 8, pp. 54–61.

Navar J., Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico, *Forest Ecology and Management*, 2009, Vol. 257(2), pp. 427–434.

Nelson T., Niemann K.O., Wulder M.A., Spatial statistical techniques for aggregating point objects extracted from high spatial resolution remotely sensed imagery, *J. Geographical Systems*, 2002, Vol. 4, pp. 423–433.

Nelson T., Roots B., Wilder M., Feick R., Predicting forest age classes from high spatial resolution remotely sensed imagery using Voronoi polygon aggregation, *GeoInformatica*, 2004, Vol. 8, No. 2, pp. 143–155.

Novichikhin A.E., Tutubalina O.V., Integratsiya algoritmov obrabotki kosmicheskikh snimkov sverkhvysokogo prostranstvennogo razresheniya dlya avtomatizirovannogo deshifrirovaniya lesnoi rastitel'nosti (Integration of ultra-high resolution space images processing algorithms for the purpose of forest vegetation automatic deciphering), *Zemlya iz kosmosa: naibolee effektivnye resheniya*, 2009, No. 3, pp. 40–42.

Orlova M.A., Lukina N.V., Smirnov V.E., Metodicheskie podkhody k otboru obraztsov lesnoi podstilki s uchetom mozaichnosti lesnykh biogeotsenozov (Methodology of forest litter sampling taking into account the patchiness of forest biogeocoenoses), *Lesovedenie*, 2015, No. 3, pp. 214–221.

Ozdemir I., Estimating stem volume by tree crown area and tree shadow area extracted from pan-sharpened Quickbird imagery in open Crimean juniper forests, *International J. Remote Sensing*, 2008, Vol. 29, No. 19, pp. 5643–5655.

Ozdemir I., Karnieli A., Predicting forest structural parameters using the image texture derived from WorldView-2 multispectral imagery in a dryland forest, Israel, *International J. Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2011, Vol. 13, No. 5, pp. 701–710.

Palace M., Keller M., Asner G., Hagen S., Braswell B., Amazon forest structure from IKONOS satellite data and the automated characterization of forest canopy properties, *Biotropica*, 2008, Vol. 40, No. 2, pp. 141–150.

Pandey S.K., Chand N., Nandy S., Muminov A., Sharma A., Ghosh S., Srinet R., High-Resolution Mapping of Forest Carbon Stock Using Object-Based Image Analysis (OBIA) Technique, *J. Indian Society of Remote Sensing*, 2020, Vol. 48, pp. 865–875.

Papaiordanidis S., Tompoulidou M., Lefakis P., Gitas I.Z., Evaluation of spectral indices efficiency in burned area mapping using object-based image analysis, *GeoScience*, 2017, No. 2, pp. 65–72.

Pilli R., Grassi G., Kurz W.A., Fiorese G., Cescatti A., The European forest sector: past and future carbon budget and fluxes under different management scenarios, *Biogeosciences*, 2017, Vol. 14, No. 9, pp. 2387–2405.

Pontius J., Hanavan R., Hallett R., Cook B., Corp L., High spatial resolution spectral unmixing for mapping ash species across a complex urban environment, *Remote Sensing of Environment*, 2017, Vol. 199, pp. 360–369.

Pu R., Landry S., Evaluating seasonal effect on forest leaf area index mapping using multi-seasonal high resolution satellite pléiades imagery, *International J. Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2019, Vol. 80, pp. 268–279.

Pu R., Liu D., Segmented canonical discriminant analysis of in situ hyperspectral data for identifying 13 urban tree species, *International J. Remote Sensing*, 2011, Vol. 32, No. 8, pp. 2207–2226.

Qian Y., Yan J., Zhou W., Han. L., Comparing Machine Learning Classifiers for Object-Based Land Cover Classification Using Very High Resolution Imagery, 2014, *Remote Sensing*, Vol. 7(1), pp. 153–168.

Radoux J., Bogaert P., Fasbender D., Defourny P., Thematic accuracy assessment of geographic object-based image classification, *International J. Geographical Information Science*, 2011, Vol. 25, No. 6, pp. 895–911.

Ragimov R.M., Gambarov A.Y., Ismailov D.I., Babaev E.Z., Gambarova E.M., Sravnitel'nyi analiz statisticheskogo i neironnogo klassifikatorov dlya raspoznovaniya ob'ektov na snimkakh IKONOS (Comparative analysis of statistical and neural classifiers for object recognition in IKONOS images), *Issledovanie Zemli iz kosmosa*, 2007, No. 1, pp. 36–46.

Rikimaru A., Roy P.S., Miyatake S., Tropical forest cover density mapping, *Tropical ecology*, 2002, Vol. 43, No. 1, pp. 39–47.

Rogan J., Yool S.R., Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains, Arizona and New Mexico, *International J. Remote Sensing*, 2001, Vol. 22, No. 16, pp. 3101–3121.

Sarabandi P., Yamazaki F., Matsuoka M., Kiremidjian K., Shadow Detection and Radiometric Restoration in Satellite High Resolution Images, *IGARSS 2004*, International Geoscience and Remote Sensing Symposium, IEEE, 2004, Vol. 6, pp. 3744–3747.

Schepaschenko D., Moltchanova E., Fedorov S., Karminov V., Ontikov P., Santoro M., See L., Kositsyn V., Shvidenko A., Romanovskaya A., Korotkov V., Lesiv M., Bartalev S., Fritz S., Shchepashchenko M., Kraxner F., Russian forest sequesters substantially more carbon than previously reported, *Nature*, 2021.

Scherzer O., *Handbook of Mathematical Methods in Imaging*, Springer, 2011, 1067 p.

Schwarz M., Steinmeier C., Holecz F., Stebler O., Wagner H., Detection of windthrow in mountainous regions with different remote sensing data and classification methods, *Scandinavian J. Forest Research*, 2003, Vol. 18, No. 6, pp. 525–536.

Senf C., Seidl R., Hostert P., Remote sensing of forest insect disturbances: Current state and future directions, *International J. Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2017, Vol. 60, pp. 49–60.

Sofronova A.V., Volokitina A.V., Kartografirovanie rastitel'nykh goryuchikh materialov metodom vizual'no-instrumental'nogo deshifrirovaniya kosmicheskikh snimkov (Vegetation fuel mapping by the method of visual-instrumental interpretation of space images), *Geografiya i prirodnye resursy*, 2017, No. 4, pp. 189–196.

Sofronova A.V., Volokitina A.V., Sostavlenie karty rastitel'nykh goryuchikh materialov dlya ob'ekta neftegazovogo kompleksa po dannym deshifrirovaniya kosmicheskogo snimka sverkhvysokogo razresheniya (Mapping of fossil fuels for an oil and gas object according to the interpretation of ultrahigh-resolution satellite image), *Problemy regional'noi ekologii*, 2014, No. 4, pp. 100–104.

Sukhikh V.I., Zhirin V.M., Ziemelis T.A., Shatalov A.V., Otsenka informativnosti kosmicheskikh fotosnimkov vysok-

ogo razresheniya dlya inventarizatsii lesov (Evaluation of content of high-resolution space images for forest incentories ), *Issledovanie Zemli iz kosmosa*, 1996, No. 2, pp. 45–56.

Susaki J., Segmentation of shadowed buildings in dense urban areas from aerial photographs, *Remote Sensing*, 2012, Vol. 4, No. 4, pp. 911–933.

Teben'kova D.N., Lukina N.V., Chumachenko S.I., Danilova M.A., Kuznetsova A.I., Gornov A.V., Gagarin Yu.N., Mul'tifunktsional'nost' i bioraznoobrazie lesnykh ekosistem (Multifunctionality and biodiversity of forest ecosystems), *Lesovedenie*, 2019, No. 5, pp. 341–356.

Terekhov A.G., Makarenko N.G., Pak I.T., Avtomaticheskii algoritm klassifikatsii snimkov QuickBird v zadache otsenki polnoty lesa (Automatic classification algorithm of quick bird images in the problem of evaluating of forest completeness), *Komp'yuternaya optika*, 2014, Vol. 38, No. 3.

Tsai V.J.D., A comparative study on shadow compensation of color aerial images in invariant color models, *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, 2006, Vol. 44, No. 6, pp. 1661–1671.

Tyukavina A.Y., Opredelenie somknutosti kron redkostoinykh listvennichnikov Taimyra po kosmicheskim snimkam raznogo razresheniya (Determination of crown density of rare larch forests in Taimyr using satellite images of different resolution), *Issledovaniya Zemli iz kosmosa*, 2012, No. 5, pp. 64–74.

Vanderhoof M.K., Burt C., Hawbaker T.J., Time series of high-resolution images enhances efforts to monitor post-fire condition and recovery, Waldo Canyon fire, Colorado, USA, *International J. Wildland Fire*, 2018, Vol. 27, No. 10, pp. 699–713.

Vincent N., Mathew S., Shadow detection: A review of various approaches to enhance image quality, *International J. Computer Sciences and Engineering,* 2014, Vol. 2, No. 4, pp. 49–54.

Wagner F.H., Ferreira M.P., Sanchez A., Hirye, M.C., Zortea M., Gloor E., Phillips O.L., de S. Filho C.R., Shimabukuro Y.E., Aragão, L.E., Individual tree crown delineation in a highly diverse tropical forest using very high resolution satellite images, *ISPRS J. Photogrammetry and Remote Sensing*, 2018, Vol. 145, pp. 362–377.

Wagner F.H., Sanchez A., Tarabalka Y., Lotte R.G., Ferreira M.P., Aidar M.P., Gloo E., Phillips O.L., Aragão L.E., Using the U-net convolutional network to map forest types and disturbance in the Atlantic rainforest with very high resolution images, *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2019, pp. 1–16.

Wang C., Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests, *Forest Ecology and Management*, 2006, Vol. 222(1–3), pp. 9–16.

Warner T.A., McGraw J.B., Landenberger R., Segmentation and classification of high resolution imagery for mapping individual species in a closed canopy, deciduous forest, *Science in China Series E: Technological Sciences*, 2006, Vol. 49, No. 1, pp. 128–139.

Waser L.T., Küchler M., Jütte K., Stampfer T., Evaluating the Potential of WorldView-2 Data to Classify Tree Species and Different Levels of Ash Mortality, *Remote Sensing*, 2014, Vol. 6, pp. 4515–4545.

White J.C., Coops N., Wulder M., Vastaranta M., Hilker T., Tompalski P., Remote sensing technologies for enhancing forest inventories: A review, *Canadian J. Remote Sensing*, 2016, Vol. 42, No. 5, pp. 619–641.

White J.C., Wulder M.A., Brooks D., Reich R., Wheate R.D., Detection of red attack stage mountain pine beetle infestation with high spatial resolution satellite imagery, *Remote Sensing of Environment*, 2005, Vol. 96, pp. 340–351.

Wu J., Bauer M.E., Evaluating the Effects of Shadow Detection on QuickBird Image Classification and Spectroradiometric Restoration, *Remote Sensing*, 2013, Vol. 5, No. 9, pp. 4450–4469.

Wulder M., Niemann K.O., Goodenough D.G., Local maximum filtering for the extraction of tree locations and basal area from high spatial resolution imagery, *Remote Sensing of environment*, 2000, Vol. 73, No. 1, pp. 103–114.

Yoon T.K., Park C.W., Lee S.J., Ko S., Kim K.N., Son Y., Lee K.H., Oh S., Lee W.K., Son Y., Allometric equations for estimating the aboveground volume of five common urban street tree species in Daegu, Korea, *Urban Forestry & Urban Greening*, 2013, Vol. 12(3), pp. 344–349.

Yu D., Li J., Wang Y., An integrated method for road network centerline detection from multispectral imagery, *Springer International Publishing AG*, 2016, pp. 332–341.

Zamolodchikov D.G., Grabovskii V.I., Chestnykh O.V., Dinamika balansa ugleroda v lesakh federal'nykh okrugov Rossiiskoi Federatsii (Dynamic pattern of carbon balance in the forests of federal districts of the Russian Federation), *Voprosy lesnoi nauki*, 2018, Vol. 1, No. 1.

Zhen Z., Quackenbush L.J., Stehman S.V., Zhang L., Impact of training and validation sample selection on classification accuracy and accuracy assessment when using reference polygons in object-based classification, *International J. Remote Sensing*, 2013, Vol. 34, No. 19, pp. 6914–6930.

Zhirin V.M., Knyazeva S.V., Eidlina S.P., Estimation of linkages between biometric indexes of forests and pattern of canopy spaces on super-high-resolution satellite images, *Contemporary Problems of Ecology*, 2018, Vol. 11, No. 7, pp. 743–753.

Zhirin V.M., Knyazeva S.V., Eidlina S.P., Otsenka vliyaniya morfologii drevesnogo pologa i rel'efa na spektral'nye kharakteristiki lesov po dannym Landsat (Effect of topography and tree canopy morphology on spectral features of forests derived from Landsat data), *Issledovanie Zemli iz kosmosa*, 2016, No. 5, pp. 10–20.

Zhirin V.M., Lukina N.V., Razvitie sistemy inventarizatsii lesov Rossii (Development of the Russian forest inventory system), *Lesnoi vestnik/Forestry Bulletin*, 2017, Vol. 21, No. 2, pp. 4–14.

Zhou W., Huang G., Troy A., Cadenasso M.L., Object-based land cover classification of shaded areas in high spatial resolution imagery of urban areas: A comparison study, *Remote Sensing of Environment*, 2009, Vol. 113, No. 8, pp. 1769–1777.

Zhu F., Shen W., Diao J., Li M., Zheng G., Integrating cross-sensor high spatial resolution satellite images to detect subtle forest vegetation change in the Purple Mountains, a national scenic spot in Nanjing, China, *J. Forestry Research*, 2020, Vol. 31, pp. 1743–1758.