

МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ НАУЧНОЕ
УЧРЕЖДЕНИЕ УФИМСКИЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ЦЕНТР РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

На правах рукописи



ТУКТАМЫШЕВ ИЛЬШАТ РИНАТОВИЧ

ЭКОЛОГО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЛЕСНЫХ
ЭКОСИСТЕМ НА НЕИСПОЛЬЗУЕМЫХ ПАШНЯХ БАШКИРСКОГО
ПРЕДУРАЛЬЯ

1.5.15. Экология (биологические науки)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор биологических наук, доцент
Федоров Николай Иванович

Уфа 2025

ОГЛАВЛЕНИЕ

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ.....	6
ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ	13
ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ЗАРАСТАНИЯ ЗАБРОШЕННЫХ ПАХОТНЫХ ЗЕМЕЛЬ В РОССИИ И В МИРЕ	13
1.1. Неиспользуемые пахотные земли в России и в мире и причины прекращения их использования.....	13
1.2. Методы изучения восстановительных сукцессий на заброшенных пашнях	17
1.2.1. Методы прямых наблюдений	18
1.2.2. Метод хронопоследовательности.....	19
1.2.3. Использование методов дистанционного зондирования Земли	20
1.3. Флористические и синтаксономические закономерности.....	21
1.4. Пространственные закономерности формирования растительности на заброшенных пашнях.....	23
1.5. Подходы к дальнейшему использованию застраивающих пашен в России и в мире	25
1.5.1. Использование заброшенных пахотных земель в качестве сенокосов и пастбищ.....	26
1.5.2. Использование пахотных земель, застраивающих лесом для целей декарбонизации в России и за рубежом	27
1.6. Повышение эффективности депонирования углерода древесной растительностью на залежах.....	28
ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ	31
2.1. Характеристика объектов исследования	31
2.1.1. Климат.....	32
2.1.2. Рельеф.....	32
2.1.3. Почвы	33
2.1.4. Растительность	33
2.2. Методы исследований	34

2.2.1. Выявление заброшенных пахотных угодий.....	34
2.2.2. Методика анализа рельефа и распространения типов почв	35
2.2.3. Геоботаническое описание растительности и выделение стадий зарастания залежей древесной растительностью	36
2.2.4. Оценка продуктивности надземной биомассы березняков и сосняков на залежах.....	37
2.2.5. Оценка продуктивности надземной биомассы травянистых растений и мортмассы	37
2.2.6. Определения типа почвы и оценка корневой биомассы	38
2.2.7. Анализ содержания углерода в образцах почв	39
2.2.8. Анализ содержания углерода в фитомассе и мортмассе	39
2.2.9. Дистанционная оценка характеристик древостоя	40
2.2.10. Анализ зависимости фитомассы и запасов углерода в древостое от характеристик насаждений, полученные с помощью LiDAR-съемки	41
2.2.11. Анализ пространственно-временных закономерностей зарастания неиспользуемой пашни древесной растительностью.....	42
ГЛАВА 3. ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ С СЕРЕДИНЫ 90-Х ГОДОВ 20 ВЕКА НА МОДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЯХ В ШИРОКОЛИСТВЕННО-ЛЕСНОЙ И ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНАХ ПРЕДУРАЛЬЯ	45
3.1. Современное состояние участков, использовавшихся в середине 90-х годов 20 века в качестве пашни.....	45
3.2. Причины различий в использовании бывшей пашни на модельных территориях	48
ГЛАВА 4. РАЗРАБОТКА МЕТОДОВ ДИСТАНЦИОННОЙ ОЦЕНКИ НАДЗЕМНОЙ БИОМАССЫ ДРЕВЕСНОГО ЯРУСА И СОДЕРЖАНИЯ В НЕЙ УГЛЕРОДА И РЕТРОСПЕКТИВНОЙ ОЦЕНКИ ПРОЕКТИВНОГО ПОКРЫТИЯ ДРЕВОСТОЯ.....	50
4.1. Разработка метода оценки запасов надземной биомассы и содержания в ней углерода с использованием лидарной съемки	50

4.2. Разработка метода оценки проективного покрытия крон древостоя с использованием космоснимков	60
ГЛАВА 5. ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДРЕВЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ЗАЛЕЖАХ В ШИРОКОЛИСТВЕННО-ЛЕСНОЙ И ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНАХ БАШКИРСКОГО ПРЕДУРАЛЬЯ.....	65
5.1. Особенности формирования состава древесной растительности на залежах в широколиственno-лесной и лесостепной зонах	65
5.2. Формирование древесной растительности на залежах в лесостепной зоне	66
5.3. Пространственно-временные закономерности распространение семян на залежах, застраивающих древесной растительностью	68
5.3.1. Пространственно-временные закономерности формирования древостоя на залежах в широколиственno-лесной зоне	69
5.3.2. Пространственно-временные закономерности распространения семян на залежах, застраивающих древесной растительностью в лесостепной зоне	79
ГЛАВА 6. ЗАПАСЫ ФИТОМАССЫ И УГЛЕРОДА В РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ЗАЛЕЖАХ МОДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ В ШИРОКОЛИСТВЕННО-ЛЕСНОЙ ЗОНЕ БАШКИРСКОГО ПРЕДУРАЛЬЯ.....	86
6.1. Запасы надземной и подземной фитомассы травяного и мохового ярусов	86
6.2. Содержание углерода в почвах.....	88
6.3. Содержание углерода в надземной и подземной биомассе древесного и травяного яруса и в моховом ярусе	89
6.4. Запасы углерода в надземной фитомассе древесного яруса, в надземной и подземной биомассе травяного яруса и в моховом ярусе	90
6.5. Общие запасы надземной и подземной фитомассы и углерода, аккумулированные растительностью разных типов залежной растительности на МТ «Мишкинская».....	92

ГЛАВА 7 О ПЕРСПЕКТИВАХ ДАЛЬНЕЙШЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗАЛЕЖНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ.....	101
7.1. Перспективы дальнейшего использование травянистых залежей в качестве пастбищ и сенокосов.....	101
7.2. Использование древесной растительности в качестве источника древесины.....	102
7.2.1. Возможность использование застраивающих лесом залежей в целях декарбонизации	105
7.2.2. Заложение опытов по увеличении секвестрации углерода березняками на неиспользуемой пашне на МТ «Мишкинская»	106
ВЫВОДЫ	112
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	114
ПРИЛОЖЕНИЕ 1	140

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы исследования. Социально-экономический кризис, поразивший сельское хозяйство России в начале 1990-х годов, привёл к тому, что многие пастбища, пашни и сенокосы перестали использоваться (Люри и др., 2010; Prishchepov et al., 2012b; Kalinina et al., 2018, 2019). Республика Башкортостан (РБ), по размерам залежных площадей с естественным лесовозобновлением занимает первое место по России (Глушков и др., 2019). В 2019 г. в РБ древесной растительностью были покрыты значительные площади залежей, в том числе неиспользуемые более 20 лет – около 1 млн га, более 8 лет – 3.3 млн га (Глушков и др., 2019). За 25–30 лет на многих залежах сформировались полноценные лесные насаждения. Видовое разнообразие деревьев на заброшенных пашнях зависит, главным образом, от наличия семенных источников, состава пород близлежащих лесных насаждений, плодородия почв и режима их использования до и после прекращения распашки (Boydak., 2004; Широких и др., 2017; Crouzeilles et al., 2020; Kohler et al., 2020). В Башкирском Предуралье наиболее часто в качестве основных лесообразующих пород на залежах выступают *Betula pendula* Roth, и *Pinus sylvestris* L. (Широких и др., 2017). Последствия постагротенной сукцессии на пахотных землях РБ не получили должной оценки ни с экологической, ни с хозяйственной точки зрения. Это обусловлено тем, что до сих пор до конца не установлены реальные масштабы зарастания неиспользуемых пахотных земель и характеристики формирующихся на этих землях лесных насаждений (Люри и др., 2010). Большая часть застраивающих древесными видами заброшенных земель уже не может быть использована в сельском хозяйстве в ближайшем будущем, но некоторые из них пригодны для лесного хозяйства, плантационного лесоводства, защитных лесонасаждений и т.д. (Cramer et al., 2008; Meiners et al., 2009; Люри и др., 2010). Одним из положительных моментов лесовосстановления на залежных землях является секвестрация углерода в фитомассе древесных видов и почве, особенно на этапе формирования

древостоя (Smith et al., 2007; Vuichard et al., 2009; Рыжова и др., 2015). Таким образом, изучение древесной растительности на залежах и возможности ее дальнейшего использования имеют высокую актуальность для Южно-Уральского региона.

Степень разработанности темы. К моменту начала проведения исследований в широколиственно-лесной зоне были изучены флористические и синтаксономические закономерности восстановительных сукцессий на залежах и охарактеризованы стадии зарастания заброшенных пахотных угодий в широколиственно-лесной зоне Предуралья (Широких и др., 2017), а в лесостепной зоне исследования не проводились. В целом, имеющиеся данные не позволяли охарактеризовать степень распространения залежей и возможности их дальнейшего использования.

Целью работы является выявление закономерностей формирования лесных экосистем на неиспользуемых пахотных землях Башкирского Предуралья.

Для достижения поставленной цели решались следующие задачи:

1. Провести рекогносцировочное и маршрутное обследование изучаемой территории для выделения модельных участков и пробных площадок с использованием космоснимков, и их ГИС-картирования и изучить изменение состава, структуры площадей сельскохозяйственных земель на модельных территориях за период с 1985 по 2022 гг. в Башкирском Предуралье.

2. Разработать методы дистанционной оценки надземной биомассы древесного яруса на залежах и содержания в ней углерода с использованием лазерного сканирования, а также методов ретроспективного анализа формирования древостоя с использованием космоснимков.

3. Провести анализ пространственно-временных изменений проективного покрытия древесной растительности на неиспользуемых пашнях с использованием ретроспективных космоснимков.

4. Рассчитать продуктивность, запасы фитомассы в древесной и травянистой растительности на залежах и содержания в ней углерода в широколиственно-лесной зоне Башкирского Предуралья.

5. Разработать рекомендации по дальнейшему использованию залежной растительности в Башкирском Предуралье.

Научная новизна. Впервые выявлены причины различия состава древесного яруса на застраивающих лесом неиспользуемых пахотных угодьях в широколиственно-лесной и лесостепной зонах Башкирского Предуралья. Разработаны дистанционные методы анализа текущих и ретроспективных значений проектного покрытия крон древостоя, а также его биомассы и содержания в ней углерода. Показано, что на распространение березняков на заброшенных пахотных землях влияют несколько переменных окружающей среды: совпадение направления распространения семян с направлением ветров в период рассеивания семян, высота деревьев-источников семян и выпас скота. Содержание углерода в стволовой древесине березы на залежах в Башкирском Предуралье близко к аналогичным данным, полученным для березняков гемибореальной зоны Прибалтики. Залежи с массовым лесовозобновлением древесных видов являются эффективными естественными резервуарами для накопления углерода. Установлены особенности депонирования углерода древостоем березняков и почвой в зависимости от типа почв.

Степень достоверности и апробация результатов. Достоверность и апробация результатов и выводов подтверждена использованием современных методов ГИС – технологий, геоботаники, аналитической химии. При интерпретации результатов, полученных в ходе проведенных полевых и экспериментальных работ, была проанализирована литература по теме диссертационного исследования. Полученные результаты обеспечены значительным объемом материала и согласуются с уже имеющимися данными из отечественной и зарубежной литературы. При анализе данных проводился статистический анализ полученных в ходе полевых работ

результатов, в том числе моделирования с использованием регрессионного анализа и валидизации моделей.

Основные положения работы докладывались и обсуждались на следующих конференциях: Всероссийской конференции с международным участием «Экобиотех» (Уфа, 2020), Международной научно-практической конференции «Куражковские чтения» (Астрахань, 2023), Всероссийской научной конференции с международным участием «Продуктивность лесов в условиях меняющегося климата» (Петрозаводск, 2024).

Теоретическая и практическая значимость работы. Разработаны методы анализа дистанционной оценки биомассы разновозрастного древостоя березняков на залежах и запаса в ней углерода с использованием лидарной съемки с БПЛА. Полученные результаты по анализу пространственно-временной структуры зарастания заброшенных пашен позволяют прогнозировать зарастание березой и сосной и ход лесовосстановительной сукцессии на заброшенных пашнях. Рассмотрены перспективы дальнейшего использования древесной растительности на застраивающих лесом заброшенных полях. Показано, что залежи с массовым лесовозобновлением являются эффективными естественными резервуарами для накопления углерода. Заложены модельные опыты по использованию березняков на залежах для создания карбоновых ферм. По результатам диссертационных исследований опубликованы «Методические рекомендации по оценке депонирования углерода репрезентативными экосистемами Республики Башкортостан».

Личный вклад автора состоит в анализе литературных данных по теме исследования, участии в полевых экспедициях по сбору материала, получении и анализе экспериментального материала, описании результатов исследования, участии в формулировании выводов, а также – совместно с научным руководителем – в подготовке статей и материалов к публикации по теме диссертации. Текст диссертации написан автором лично.

Соответствие диссертации паспорту научной специальности.

Диссертационная работа выполнена в рамках научной специальности 1.5.15. «Экология» (отрасль науки – биологические). Проведенные в рамках диссертационной работы исследования соответствуют следующим пунктам паспорта специальности 1.5.15. «Экология»: 1. Закономерности влияния абиотических и биотических факторов на организмы. Экофизиология (факториальная экология). Адаптации организмов к различным факторам среды. Жизненные формы и адаптивные типы. Изменение организмами среды обитания. 3. Популяционная экология – структура, динамика и механизмы регуляции популяций. Демография. Пространственная структура популяций. Этологическая и социальная структура. Популяционные стратегии организмов. 4. Экология сообществ, биоценология. Состав, структура, динамика, факторы формирования и регуляции сообществ. Экологические ниши. 6. Экосистемы и биогеоценозы. Потоки вещества и энергии, процессы переноса и трансформации вещества и энергии, биологическая продуктивность и трофическая структура. Устойчивость надорганизменных систем. Динамика и эволюция экосистем. 11. Научное обоснование технологий, замещающих функции природных экосистем. Разработка принципов создания искусственных экосистем и управления их устойчивым функционированием.

Методология и методы исследования. В работе использован комплексный междисциплинарный подход, включающий дистанционные методы (анализ спутниковых и аэрофотоснимков, в том числе с применением LiDAR-съёмки), использование цифровой модели рельефа и почвенных карт, геоботанические описания и стационарные пробные площади для оценки биомассы и запасов углерода. Полевые исследования сочетались с лабораторными анализами образцов почвы и фитомассы, а также со статистической обработкой данных и построением регрессионных моделей. Такой интегрированный подход позволил исследовать пространственно-временные изменения проективного покрытия древесной растительности,

продуктивность фитоценозов и динамику накопления углерода в почве и растительности.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Использование значений яркости красного канала на ранневесенних космоснимках может быть эффективно для оценки текущих и ретроспективных значений проектного покрытия древостоя, а лидарная съемка с БПЛА — для оценки его наземной биомассы и запасов в ней углерода в разновозрастном древостое на залежах.

2. На распространение березняков на заброшенных пахотных землях влияет совпадение направления распространения семян с направлением преобладающих ветров, высота деревьев-источников семян и выпас скота. У сосны совпадение направления распространения семян с направлением ветра играет меньшую роль чем у березы, что связано с тем, что семена сосны имеют большую массу по сравнению с семенами березы.

3. При застаниии залежей березняками выявлены зависимости между выживаемостью сеянцев и расстоянием до семенных деревьев: (1) распространение семян и плотность сеянцев уменьшаются с увеличением расстояния до семенных деревьев и (2) вероятность выживаемости сеянцев увеличивается из-за снижения конкуренции.

4. Наиболее спелые, 25-30-летние насаждения *Betula pendula* обеспечивают самый высокий среднегодовой прирост биомассы деревьев, а залежи с массовым лесовозобновлением древесных видов являются эффективными естественными резервуарами для накопления углерода.

Объем и структура диссертации. Работа изложена на 149 страницах, состоит из введения, 7 глав, выводов и приложения, содержит 24 рисунков и 39 таблиц. Список цитируемой литературы включает 221 источник, из них 185 на иностранном языке.

Публикации. По основным материалам диссертации опубликовано 11 научных работ, в том числе 3 статьи в изданиях, рекомендованных Перечнем

ВАК РФ и 3 статьи индексированные в системе международного цитирования WOS.

Связь работы с научными программами. Диссертационная работа выполнена при поддержках Гранта Российского научного фонда № 22-24-00186 <https://rscf.ru/project/22-24-00186/>, Гранта Министерства образования и науки РБ НОЦ-РМГ-2022 «Создание методологических основ оценки баланса парниковых газов и определения потенциала депонирования углерода в экосистемах» и Государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации «Программа создания и функционирования карбонового полигона на территории РБ «Евразийский карбоновый полигон» на 2022-2023 годы.

Благодарности. Автор выражает благодарность своему научному руководителю д.б.н. Н.И. Федорову за поддержку, советы, организацию и формулирование основной идеи работы, сотрудникам лаборатории геоботаники и растительных ресурсов УИБ УФИЦ РАН: д.б.н. В.Б. Мартыненко, д.б.н. П.С. Широких, д.б.н. С.Н. Жигуновой, д.б.н. Э.З. Баишевой, к.б.н. А.А. Мулдашеву, к.б.н. Д.Т. Габбасовой, И.Г. Бикбаеву, Г.В. Шендель, Д.М. Голову, В.Д. Гимазетдинову, сотрудникам лаборатории лесоведения УИБ УФИЦ РАН: д.б.н. А.Ю. Кулагину, д.б.н. Г.А. Зайцеву, д.с.-х.н. Р.Х. Гиниятуллину, д.б.н. Р.В. Уразгильдину, к.б.н. О.В. Тагировой, сотрудникам лаборатории почвоведения УИБ УФИЦ РАН: д.б.н. И.М. Габбасовой, д.б.н. Р.Р. Сулейманову, к.б.н. М.А. Комиссарову, к.б.н. Л.В. Сидоровой УИБ УФИЦ РАН за помощь в сборе материала, консультации, замечания и рекомендации.

ГЛАВА 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ЗАРАСТАНИЯ ЗАБРОШЕННЫХ ПАХОТНЫХ ЗЕМЕЛЬ В РОССИИ И В МИРЕ

1.1. Неиспользуемые пахотные земли в России и в мире и причины прекращения их использования

Быстрое расширение индустриализации по всему миру привело к различным траекториям землепользования, включая интенсификацию сельского хозяйства, урбанизацию и увеличение площадей неиспользуемых пахотных земель (Castillo et al., 2020; Zhou et al., 2020; He et al., 2022; Wu et al., 2023). Прекращение эксплуатации сельскохозяйственных земель определяется как постепенный процесс, при котором интенсивность ведения сельского хозяйства снижается, что приводит, как к частичному, так и к полному прекращению сельскохозяйственной деятельности (Rai et al., 2019; Sroka et al., 2019; Zhou et al., 2020). Таким образом, значительная часть неиспользуемых пахотных земель превращаются в залежи – зарастающие поля, неуправляемые луга, сукцессионные кустарниковые заросли или молодой лес (Zhou et al., 2020; Fayet et al., 2022; Subedi et al., 2022). Восстановительные сукцессии на залежах представляет собой комплекс различных типов растительности разного возраста (Люри и др., 2010).

По мере того, как заброшенные пахотные угодья становятся все более распространенным типом растительного покрова, растет интерес к пониманию закономерностей восстановления растительности на этих землях (Jakovac et al., 2021). Установлено, что восстановление растительности без посторонней помощи зависит от интенсивности, продолжительности и степени нарушения земель (Levers et al., 2018; Jakovac et al., 2021).

Существует ряд факторов, которые влияют на формирование молодого древостоя на заброшенных пахотных угодьях, к которым относятся: лесорастительные зоны, климат, качество почвы, наличие сорняков или

инвазивных видов, которые останавливают процесс естественного восстановления, или недостаточное распространение семян, которое ограничивает колонизацию местных видов (Benayas et al., 2008), биологические особенности видов, направления преобладающих ветров в период рассеивания семян, условия распространения семян и их приживаемость (Lambin et al., 2008; Sitzia et al., 2010; Евстигнеев и др., 2013; Феклистов и др., 2020). Формирование древостоев различного породного состава может различаться в зависимости от площади участка восстановления и удаленности от источника семян (Boydak, 2004; Данилов и др., 2020; Широких и др., 2017; Crouzeilles et al., 2020; Kohler et al., 2020).

Формирование залежей имеет последствия для биоразнообразия и функционирования экосистем (Pérez-Cárdenas et al., 2021). Увеличение растительного покрова также способствует глобальному регулированию теплообмена и газообмена за счет изменения альбедо (Nainggolan et al., 2013).

В процессе зарастания наблюдаются существенные различия в составе и структуре формирующихся на залежах лесов, обусловленные комбинированным влиянием таких природных и антропогенных факторов, как продолжительность зарастания залежей, режим использования и управления до и после вывода земель из сельскохозяйственного оборота (Cramer et al., 2008), средообразующий эффект инвазивных видов (Meiners et al., 2009) и естественной растительности и др. (Москаленко и др., 2012; Мошкина и др., 2019). Влияние этих факторов на восстановление растительности и скорость сукцессии сильно варьирует в зависимости от природно-климатических условий (Евстигнеев и др., 2013; Peña-Angulo et al., 2019). Например, восстановление растительности на залежах Алтайского края происходит быстрее в более мезофитных условиях (Овчарова и др., 2012; Овчарова, 2015). Для залежей испанских Пиренеев было выявлено, что высота над уровнем моря является наиболее решающим топографическим фактором в годовой и межгодовой динамике растительного покрова, поскольку она контролирует климатические условия и, следовательно,

определенные биологические процессы в растительности (Lasanta et al., 2004). В горных районах Пиренейского хребта (Испания) с атлантическим климатом вторичная сукцессия на залежах происходит быстрее, чем на равнинах и быстрее достигает стадии леса (Errea Abad et al., 2015). С увеличением высоты над уровнем моря понижается температура и эвапотранспирация, а количество осадков увеличивается. Повышенное количество осадков в горных районах является важным фактором в ускорении перехода от кустарниковых фитоценозов к лесным. Аналогичные результаты были получены в Пиренеях и в западном секторе Иберийского горного хребта, где количество осадков выше, а температура ниже (Vicente-Serrano et al., 2006).

В лесной зоне Европейской России растительные сукцессии преимущественно имеют одинаковую структуру и состоят из четырех последовательных стадий (Люри и др., 2010, Prévosto et al., 2011). Продолжительность каждой стадии и структура растительного сообщества варьируют в зависимости от биома (Anpilogova, Pakina, 2022). Например, переход от кустарниковых сообществ к молодому лесу может быть быстрым (20-30 лет), как во влажных районах Атлантики и континентальной Европы (Debussche et al., 1999; Ruskule et al., 2016), или медленным (более 80 лет), как в горах Средиземного моря (Bonet, Pausas, 2004). К северо-западу от Пиренейского хребта (Испания) с 1956 года по настоящее время (64 года) большинство залежей находятся на стадии, когда большая часть территории покрыта кустарником, что указывает на очень медленный ход сукцессии от кустарниковой стадии к древесному покрову (Peña-Angulo et al., 2019). На заброшенных террасах в Арагонских Пиренеях (Испания) леса из *Quercus faginea* Lam. образовались в течение 40-50-ти лет (Kouba et al., 2012). Подобные залежи обладают преимущественно низким видовым разнообразием по сравнению с естественными сообществами. Считается, что основной причиной этого является фактор изоляции, ограничение размножения видов (Hutchings et al., 1996; Standish et al., 2007; Knappová et

al., 2012), что связано либо с фрагментацией среды обитания, либо с региональной редкостью некоторых видов.

Основными факторами прекращения сельскохозяйственной деятельности на пахотных угодьях являются: экологические, биофизические, политические, экономические, демографические, технологические и социальные факторы (Yin et al., 2020). Социально-экономический кризис, поразивший сельское хозяйство России в начале 1990-х годов, привёл к тому, что многие пастбища, пашни и сенокосы перестали использоваться (Люри и др., 2010; Prishchepov et al., 2012b; Kalinina et al., 2018, 2019). Забрасывание пахотных земель с низкой экономической эффективностью и их дальнейшее зарастание лесом – тенденция, распространенная не только в России. Масштабное забрасывание таких земель произошло в странах Центральной и Восточной Европы после распада социалистического блока. Формирование преобладающего большинства залежей пришлось на вторую половину 20 века (Cramer et al., 2008; Estel et al., 2015; Kalinina et al., 2018). В Европе с 1990 года было заброшено примерно 127 млн га (Estel et al., 2015; FAOSTAT, 2017; Anselmetto et al., 2024). Заброшенные пахотные земли широко распространены в странах Прибалтики, тогда как в Центральной Европе и в балканских странах уровень забрасывания пахотных земель несколько ниже (Alcantara et al., 2012). Такой различный характер прекращения сельскохозяйственной деятельности в постсоциалистических странах в значительной степени объясняется как агроклиматическими и почвенными условиями, так и различиями в экономических преобразованиях переходного периода: страны практиковали разные подходы к реформированию сельскохозяйственного сектора, начиная от радикальной либерализации рынка и заканчивая постепенными реформами, а также разные пути проведения земельных реформ, такие как реституция сельскохозяйственных земель (страны Прибалтики), распределение земельных долей или сохранение государственной собственности с высоким уровнем государственной поддержки (Alcantara et al., 2012; Шварц и др., 2023). По

последним данным, РБ, включающая основную часть Южно-Уральского региона (ЮУР), по размерам залежных площадей с лесовозобновлением занимает первое место по России. В РБ древесной растительностью уже покрыты около 3,3 млн га залежей, заброшенных около 8 лет назад, и около 1 млн га земель, неиспользуемых более 20 лет (Глушков и др., 2019). При этом за 25–30 лет во многих местах сформировались полноценные лесные насаждения. Видовое разнообразие деревьев на заброшенных пашнях зависит главным образом от наличия семенных источников, видового состава прилегающих лесных насаждений, плодородия почв и режима использования до и после прекращения распашки (Широких и др., 2017). Однако последствия постагротехнической сукцессии на пахотных землях не получили должной оценки ни с экологической, ни с хозяйственной точки зрения. Это обусловлено тем, что до сих пор не установлены реальные масштабы зарастания пахотных земель и характеристики формирующихся на этих землях лесных насаждений (Люри и др., 2010). Большая часть этих заброшенных земель не может быть использована в сельском хозяйстве в ближайшем будущем, но они вполне пригодны для лесного хозяйства, плантационного лесоводства, защитных лесонасаждений и т.д. (Люри и др., 2010). Одним из положительных моментов лесовосстановления на залежных землях является секвестрация углерода в фитомассе и почве, особенно на этапе формирования древостоя (Smith et al., 2007; Vuichard et al., 2009; Рыжова и др., 2015).

1.2. Методы изучения восстановительных сукцессий на заброшенных пашнях

Влияние человека на экосистемы возрастает практически во всех регионах мира, по этой причине восстановительные сукцессии, отражающие регенерационный потенциал экосистем, разнообразны и широко представлены. Одним из основных вариантов этих сукцессий является

восстановление растительности на заброшенных пахотных землях (Миркин, Наумова., 2012; Широких и др., 2017).

Восстановительные автогенные сукцессии – процессы смены растительных сообществ с течением времени, протекающие в растительных сообществах после естественных или антропогенных нарушений (Миркин, Наумова, 2012). Сукцессия на заброшенных полях обеспечивает модельную систему для изучения данного процесса (Osbornová et al., 2012, Prach, Pyšek, 2001; Миркин, Наумова, 2012).

Для изучения сукцессионных изменений на заброшенных пахотных землях основными методами являются прямой – позволяет проследить развитие растительности после вывода из сельскохозяйственного оборота (постоянный мониторинг) или изучить старые поля, заброшенные в разное время; и косвенный – позволяет рассмотреть их как части хронопоследовательности (метод пространственно-временного замещения), по-другому – метод хрононосиквенсов (Александрова, 1964; Foster, Tilman, 2000), метод дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) предоставляет возможность получения сведений о динамичных, труднодоступных и опасных объектах, а также позволяет осуществлять контроль и мониторинг протяженных территорий. ДЗЗ заменяет дорогие и низко производительные методы накопления информации о поверхности Земли, при этом, не вмешиваясь в естественное течение процессов исследуемых объектов (Karlsen et al., 2008; Maignan et al., 2007; Reichstein et al., 2019).

1.2.1. Методы прямых наблюдений

Методы прямых наблюдений — регулярные наблюдения за развитием лесных сообществ на постоянных пробных площадях (ПП), которые позволяют оценить динамику их функционирования, определить особенности формирования фитоценозов в условиях изменяющегося климата (Wiens, 1997; Turner et al., 2001; Грабарник, 2007). Густота древостоя является

структурно-функциональным показателем ценоза и фактором, которым обуславливаются экологически и биологически детерминированные механизмы саморегуляции плотности, процессов роста и продуктивности древостоев, характер и эффекты взаимодействий между растениями (Гусев., 2002). Регуляция густоты насаждений является инструментом формирования комплекса оптимальных таксационных характеристик отдельных деревьев и насаждений в целом. Эти сведения важны для понимания процессов, определяющих изменения их среды обитания и биологического разнообразия, а также моделирования происходящих в них экосистемных процессов (Kuuluvainen et al., 2017; Shashkov et al., 2022). Недостатком метода является трудоемкость и необходимость длительных наблюдений на ПП.

1.2.2. Метод хронопоследовательности

Метод хронопоследовательности сформировался в качестве альтернативы методу прямых наблюдений. Он заключается в подборе разновозрастных участков залежи, представляющих разные стадии лесовосстановления на залежах (Миркин и др., 1998). Он широко используется для изучения динамики различных аспектов формирования древостоя, а также для выяснения влияния возраста древостоя на запасы и содержание углерода в биомассе. Однако применение метода хронологической последовательности для березовых насаждений пока встречается редко (Mälkonen et al., 1982; Wang et al., 1996; Широких и др., 2017). Использование этого подхода для анализа естественного лесовосстановления на заброшенных пахотных угодьях затруднено рядом проблем, связанных с высокой межучастковой изменчивостью биотических и абиотических условий обитания и влиянием истории сельскохозяйственного использования залежных земель. Это приводит к большим различиям в запасах древесины и содержании углерода между участками,

представляющими одинаковые стадии лесовосстановления. Тем не менее, это один из основных инструментов подобных исследований (Uri et al., 2012.).

1.2.3. Использование методов дистанционного зондирования Земли

В настоящее время для выявления заброшенных пахотных угодий, широко используются методы дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) (Prishchepov et al., 2012a, b; Alcantara et al. 2013; Estel et al., 2015; Han et al., 2020). В отличие от методов статистических выводов, которые обычно проводятся посредством исследований территорий в довольно ограниченном масштабе (Hinojosa et al., 2016, 2019; Yan et al., 2016.; Zhang et al., 2014) они позволяют определить пространственно-временную неоднородность участков (Li et al., 2018; Ballesteros et al., 2020). Методы ДЗЗ позволяют легко отличить естественную растительность от пахотных земель благодаря различию по яркости спектральных полос на конкретных фенологических стадиях вегетационного периода (Alcantara et al., 2012.; Jiang et al, 2021). Особенности спектрального отклика разновозрастных залежей выступают основой для разработки и совершенствования подходов к их индикации и оценке состояния на основе данных ДЗЗ (Alcantara et al., 2012; Grădinaru et al., 2019). Качественная оценка связи между характеристиками залежных земель и отражательными свойствами спектральных каналов позволяет характеризовать состояние постагрогенных ландшафтов и проводить моделирование происходящих сукцессионных процессов (Yoon, Kim, 2020). С появлением множества датчиков с различными масштабами изображения, разрешениями и диапазонами, ДЗЗ стало эффективным инструментом для определения пространственно-временного динамического распределения заброшенных пахотных земель с меньшими затратами времени, большей точностью и более широким охватом (Estel et al., 2015; Yin et al., 2018, 2020; Liu et al., 2023). Спутниковые изображения Landsat 5, Landsat 7, Landsat 8 Thematic Mapper (TM) с разрешением 30 м / Enhanced Thematic Mapper Plus

(ETM +) отлично подходят для анализа постагрогенных ландшафтов, особенно для их ретроспективного картирования, включая использование различных информативных индексов, в том числе и относительно нормализованный вегетационный индекс растительности (NDVI) (Liu et al., 2023; Volpi et al., 2023). Космоснимки Landsat TM / ETM+ имеют пространственное, спектральное и радиометрическое разрешение снимков, которое хорошо соответствует размерам полей как в России, так и в большинстве стран Восточной Европы, что обеспечивает дополнительное преимущество для точного картирования изменений в использовании пахотных земель (Griffiths et al., 2013).

За последние два десятилетия в мире наблюдается растущий интерес к применению беспилотных летательных аппаратов (БПЛА) для исследования лесовосстановления (Agrawal et al., 2019; Mazlan et al., 2023). Так, например, LIDAR (Light Detection and Ranging – «обнаружение и определение расстояния с помощью света») – технология, которая позволяет получить широкий спектр характеристик лесных насаждений, включая высоту деревьев, диаметр и объем кроны, количество деревьев на единицу площади (Caughlin et al., 2016; Ahmad et al., 2017; Mazlan et al., 2023)

Преимуществом систем LIDAR, является получение в режиме реального времени точных трехмерных данных об объектах исследования в виде облака точек для дальнейшего получения данных цифровой модели рельефа (ЦМР), цифровой модели местности (ЦММ) и пространственной структуры древостоя (Hui et al., 2019).

1.3. Флористические и синтаксономические закономерности

Синтаксономия сообществ, формирующихся на залежах, позволяет дополнить реальную картину их современного состояния, выявить особенности восстановительных сукцессий, а также создать основу для мониторинга изменения растительного покрова в ходе сукцессий (Широких и

др., 2017). В зоне широколиственных лесов можно выделить четыре стадии зарастания залежей. Первая стадия представлена растительностью залежей с преобладанием видов, типичных для лугов, опушек и рудеральных сообществ. В зоне широколиственных лесов в травянистом покрове залежей, как правило, наибольшее обилие создают виды лугового разнотравья класса *Molinio-Arrhenatheretea* (*Galium album*, *Leucanthemum vulgare*, *Trifolium medium*, *Agrostis tenuis*, *Bromopsis inermis*, *Pimpinella saxifraga*, *Achillea millefolium* и др.), степной растительности класса *Festuco-Brometea* (*Poa angustifolia*, *Galium verum* и др.), а также опушечного разнотравья класса *Trifolio-Geranietea* (*Fragaria viridis*, *Veronica chamaedrys*, *Stachys officinalis* и др.). Возобновление древесных видов на этой стадии отсутствует, либо представлено 3-5-летними сеянцами березы и/или сосны высотой 0,2-0,5 м и проективным покрытием до 5 (реже до 10%). Проективное покрытие травяного яруса варьирует от 35 до 90% (Широких и др., 2017).

Вторая стадия отличается более развитым древостоем высотой 2-3 м. При доминировании березы сомкнутость крон составляет 20-45%, а при доминировании сосны – 15-30%. Средний возраст деревьев 6-8 лет. Проективное покрытие травяного яруса 55-65%. Флористический состав травяного яруса соответствует сообществам открытых залежей первой стадии, однако в его составе отмечаются незначительные изменения обилия некоторых видов — доминантов (Широких и др., 2017).

Третья стадия объединяет фитоценозы с хорошо развитым древесным ярусом высотой 4–6 м и сомкнутостью крон 50–65%. Возраст древостоя составляет 10–12 лет. Травостой, более разреженный по сравнению с сообществами 2-й стадии в основном за счет снижения обилия *Fragaria vesca*, *F. viridis*, злакового разнотравья (*Poa angustifolia*, *Agrostis tenuis*, *Festuca pratensis*, *Bromopsis inermis*) и некоторых рудеральных видов (*Picris hieracioides*, *Taraxacum officinalis* и др.) (Широких и др., 2017).

Четвертая стадия объединяет длительно-производные березовые или березово-сосновые молодняки высотой от 6 до 12 м, образующие плотный

древесный полог с сомкнутостью крон 80–95%. Возраст древостоя варьирует от 15 до 25 лет и более. Травяной ярус практически не развит, его проективное покрытие варьирует от 1 до 5% и изредка достигает 10%. Флористический состав сообществ сильно обеднен и представлен луговыми иrudеральными видами, типичными для предыдущих сукцессионных стадий, но на данной стадии в состав сообществ начинают внедряться виды, типичные для зональных типов лесной растительности (Широких и др., 2017). Однако выделенные стадии не учитывают различие вариантов, которые можно выделять по сомкнутости крон древостоя в пределах стадий зарастания.

1.4. Пространственные закономерности формирования растительности на заброшенных пашнях

В большинстве случаев залежи примыкают к лесным массивам или лесополосам. На участках, расположенных наиболее близко к лесу, формируются сообщества с плотным древесным пологом (80–90%) (Широких и др., 2017). По мере удаления от леса древостой становится более разреженным, проективное покрытие деревьев снижается до 5%. При формировании древостоя на заброшенных пахотных угодьях наблюдается пространственная неоднородность формирующегося древостоя на одном удалении от источника семян (Люри и др., 2010), что необходимо учитывать при дальнейшем использовании застраивающих залежей. Кроме этого, представляет теоретический интерес механизмы распространения семян и расселения древесных видов. В связи с этим, начиная с 20-х годов прошлого века, проводятся исследования формирования пространственной структуры залежей (Kurttila et al., 2001; Moravie et al., 2003; Ustaoglu et al., 2018; Pérez-Hernández et al., 2021).

Береза повислая и сосна обыкновенная являются основными видами, формирующими древостой на неиспользуемых пахотных угодьях.

Наибольшее распространение имеет береза повислая – один из быстрорастущих видов, часто заселяющих заброшенные пахотные угодья (Uri et al., 2012), в том числе в Башкирском Предуралье (Широких и др., 2017). Заселение березой заброшенных пашен связано не только с ее высокой семенной продуктивностью, но и с особенностями распространения семян ветром. Хотя среднее расстояние ветрового распространения семян березы колеблется от 40 до 360–400 м (Tiebel et al., 2020), семена деревьев с высокими кронами распространяются дальше, особенно при более сильном ветре (Greene et al., 1989, 1992; Nathan et al., 1999). Ветры с более высокой скоростью всегда турбулентны, что увеличивает рассеивание семян как за счет горизонтальной скорости ветра, так и за счет скорости падения семян (Horn et al., 2001; Minami et al., 2003; Tackenberg et al., 2003a, b; Lentink et al., 2009). Семена, падающие на землю, могут подвергаться вторичному распространению — переноситься дальше ветром или потоками воды, превышающими силу трения о землю (Horn et al., 2001; Kaproth et al., 2008; Zhu et al., 2019). Чтобы понять, как происходит колонизация заброшенных земель, способствующая естественному восстановлению экосистем, необходимо определить, каковы основные биотические и абиотические ограничения этого процесса, и в каких пространственных масштабах они действуют (Pías et al., 2014). Таким образом, на заселение березой заброшенных земель в определенной степени могут влиять частота интенсивного плодоношения, высота и количество семенных деревьев, а также направление и скорость ветра (Perala et al., 1990; Gómez-Aparicio et al., 2005; Im et al., 2023)

Естественное возобновление зависит от сложных взаимодействий в структуре древостоев, естественных процессов распространения семян и развития сеянцев (Cramer et al., 2008; Широких и др., 2017; Chazdon et al., 2020). В частности, пространственный характер распространения семян, формирование и рост проростков, а также факторы микросреды тесно взаимосвязаны, определяя тем самым результаты естественного

возобновления (Москаленко и др., 2012; Мошкина и др., 2019; Im et al., 2023). При изучении пространственной структуры древостоя, может использоваться трехмерное лазерное сканирование (LIDAR), которое позволяет определить такие параметры насаждений, как объем, площадь крон и высота насаждений, которые тесно связаны с этапами лесовосстановления (Bozek et al., 2017; Sačkov et al., 2020; Janus et al., 2021). Однако некоторую информацию о формировании древостоев на заброшенных пашнях можно получить, используя динамику изменения сомкнутости кроны – площади вертикальной проекции края кроны дерева (Li et al., 2023).

1.5. Подходы к дальнейшему использованию застраивающих пашен в России и в мире

Потенциал заброшенных земель в плане содействия переходу к устойчивому землепользованию вызывает растущий интерес в последние годы (Fayet et al., 2022; Subedi et al., 2022). По оценкам Greenpeace, использование около 50 млн га уже заросших или застраивающих лесом заброшенных пахотных земель в целях лесоводства может позволить в ближайшие десятилетия выращивать и вести заготовку до 300 млн м³ древесины в год, способствовать созданию до 100 тысяч постоянных рабочих мест, а также увеличению поглощающей способности лесов на 120-200 млн тонн СО₂-эквивалента в год, что значимо для смягчения изменений климата (URL:<https://greenpeace.org>).

Заброшенные пахотные угодья открывают доступ для предоставления экосистемных услуг с помощью природных решений и могут предоставить возможности для восстановления ландшафта, лесовосстановления, связывания углерода и восстановления дикой природы, а также рекультивации земель (Estel et al., 2015). Кроме того, ведение экономически эффективного интенсивного частного лесного хозяйства на заброшенных

пахотных землях может дать средства для подъема сельских населенных пунктов, пришедших в упадок (Fayet et al., 2022; Subedi et al., 2022).

1.5.1. Использование заброшенных пахотных земель в качестве сенокосов и пастбищ

Последствия заброшенных пахотных угодий широко изучаются в современной литературе. Однако лишь в нескольких исследованиях обсуждаются возможные пути повторного использования заброшенных пахотных земель (Munroe et al., 2013; Fayet et al., 2022). Заброшенные пахотные земли не всегда могут быть пригодны для традиционного ведения сельского хозяйства. В таких случаях можно было бы оставить земли в естественном состоянии для естественного восстановления древесной растительности (Gong et al., 2006; Shi et al., 2018). Усовершенствованные системы фермерско-лесного хозяйства, такие как агролесомелиорация, приусадебные участки и другие фермерские хозяйства, могут повысить производительность ферм, улучшить условия жизни сельского населения и обеспечить экологические выгоды (Blair et al., 2018; Rai et al., 2019; Chaudhary et al., 2020). Системы ведения сельского хозяйства, характеризующиеся низкой трудоемкостью и минимальной зависимостью от внешних ресурсов, предлагают фермерствам альтернативные подходы для повторного использования заброшенных пахотных земель (Levers et al., 2018; Fayet et al., 2022). Например, заброшенные земли можно использовать для выращивания многолетних трав или кормов для содержания как крупного, так и мелкого скота (Guo and Song, 2019); земли могут быть рекультивированы под сенокос или преобразованы в пастбища для экстенсивного выпаса скота (Kuemmerle et al., 2010; Navarro et al., 2015; Smaliychuk et al., 2016). Повторное использование заброшенных земель для молочного животноводства не только поддерживает продуктивность земель и стимулирует сельскую экономику, но также может быть жизнеспособным

вариантом восстановления традиционных сельских ландшафтов, основанных на животноводстве (Cocca et al., 2012; Smaliychuk et al., 2016; Fayet et al., 2022).

1.5.2. Использование пахотных земель, зарастающих лесом для целей декарбонизации в России и за рубежом

Сжигание ископаемого топлива ведет к повышению концентрации CO₂ в атмосфере, что приводит к глобальному парниковому эффекту (Ahmad et al., 2017; Awais et al., 2017; Jabran et al., 2017). Для сдерживания увеличения концентрации CO₂ в атмосфере и изменения климата следует уделять больше внимания сокращению выбросов CO₂ (за счет более широкого использования биотоплива и возобновляемых источников энергии), а также интенсивному связыванию углерода (Scoville-Simonds et al., 2020; Wang et al., 2021).

Залежи, зарастающие древесными видами, на заброшенных пахотных землях оказывают положительное влияние на связывание углерода (Gong et al., 2006; Hoshino et al., 2009; Hou et al., 2014). Лесовосстановление на залежах увеличивает надземный растительный покров и почвенное органическое вещество, вызванное разложением растительных остатков. Этот процесс способствует накоплению запасов углерода в биомассе и почвах (Alix-Garcia et al., 2012; van der Zanden et al., 2017; Bell et al., 2021). Исследование, проведенное в восточной Канаде для анализа накопления углерода за 15 лет на заброшенных пахотных землях, восстановленных древесной растительностью, показало постоянную скорость накопления углерода в размере 1,07 тонн углерода на гектар в год в течение исследуемого периода (Voicu et al., 2017). Аналогичным образом, другое исследование, проведенное в западной части Сибири для изучения запасов органического углерода в почве, зафиксировало уровень поглощения 0,66 тонн углерода на гектар в год на почвах заброшенных пахотных угодий (Wertebach et al., 2017).

Эмпирические сравнения показали, что наиболее высокие запасы углерода содержатся на заброшенных пахотных угодьях, в отличие от активно управляемых земель (Munroe et al., 2013). Быстрорастущие виды деревьев могут способствовать как высокому производству биомассы, так и увеличению запасов органического углерода в почве за относительно короткий период времени, особенно в районах естественного лесовосстановления (Dimitriou et al., 2017). Факторы, влияющие на скорость секвестрации углерода, включают состав и возраст древостоев, плодородие почвы и управление лесами (Thornley et al., 2000; Akselsson et al., 2004), а также вклад подлеска в секвестрацию углерода (Vogel et al., 1998).

1.6. Повышение эффективности депонирования углерода древесной растительностью на залежах

Создание карбоновых ферм на залежах, застраивающих древесной растительностью, является перспективным направлением увеличения секвестрации углерода (Novara et al., 2017; Liu et al., 2020; Bell et al., 2021). Для увеличения депонирования могут использоваться различные приемы, в том числе прореживание древостоя (Houghton et al., 2005; Peres et al., 2006; Aun et al., 2021). Почва представляет собой самый большой резервуар углерода в лесу (FAO., 2020) и потенциально крупным поглотителем или источником парниковых газов (ПГ) (Ameray et al., 2021), на которое влияют решения по управлению лесами. Прореживание, уменьшая конкуренцию за питательные вещества, воду и свет между оставшимися деревьями, приводит к увеличению размера деревьев (Horner et al., 2010; Martin-Benito et al., 2010), и влияет на запасы углерода в почве. Запасы углерода органического слоя почвы уменьшаются при интенсивных прореживаниях, по сравнению с не прореживаемыми насаждениями (Vesterdal et al., 1995; Novak et al., 2004; Powers et al., 2012; Achat et al., 2015; Bravo-Oviedo et al., 2015). Так метаанализ (Zhang et al., 2018) показал, что легкое прореживание (удаление \leq

33% прикорневой площади древостоев или стеблей) увеличило запасы углерода в почве на 17%, умеренное прореживание (удаление $\geq 33\text{--}65\%$) не изменило запасы углерода в почве, тогда как сильное прореживание (удаление $\geq 65\%$) уменьшило запасы углерода в почве на 8%. Он также продемонстрировал, что содержание углерода в почве увеличивалось только на ранних стадиях (≤ 2 года) после прореживания, в то время как на более поздних стадиях оно стало сопоставимо с контрольными насаждениями (Johnson et al., 2001; Nave et al., 2010; Ruiz-Peinado et al., 2016). При этом прореживание увеличивает накопление углерода травянистыми растениями, но это не компенсирует снижение накопления углерода деревьями. Однако высокая продуктивная способность и быстрое восстановление накопления углерода в древостоях березы повислой (*B. pendula*), произрастающих на плодородных почвах, приводит к сбалансированному бюджету углерода уже в течение короткого периода после прореживания (Aun et al., 2021). В целом необходимо продолжение изучения влияния прореживания на накопления углерода в древостоях березы.

Исследования интенсивного лесопользования в Швеции показали, что удобрения потенциально могут увеличить объем биомассы древостоя на 26–200%. (Bergh., 1997; Poudel et al., 2012; Lundmark et al., 2014). Результаты исследований Paavilainen (1990) показали, что береза обычно имеет положительную реакцию на внесение удобрений, но она меньше, чем реакция хвойных пород. Hoyle с соавторами (1969) также сообщили об увеличении роста березы после внесения удобрений. Кратковременный прирост деревьев почти мгновенно увеличивается за счет внесения удобрений, которые можно применять как к зрелым древостоям (Jacobson et al., 2001; Nohrstedt, 2001), так и молодым лесам (Bergh et al., 2008). Многочисленные исследования в широколиственных лесах умеренного пояса Северной Америки также выявили положительную реакцию роста на внесение удобрений (Vadeboncoeur, 2008). Несмотря на выявленные положительные реакции прироста древостоя на внесении удобрений,

необходимо изучение влияния их различных концентраций на прирост в конкретных условиях.

ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

2.1. Характеристика объектов исследования

Объектами исследования являлись зарастающие пахотные угодья на двух модельных территориях (МТ) в РБ размером 10×10 км (рис. 2.1). Первая территория расположена на северной границе широколиственных лесов Башкирского Предуралья около населенного пункта Рефанды в Мишкинском районе, а вторая – в лесостепной зоне Белебеевской возвышенности в окрестностях города Белебей в Белебеевском районе РБ.

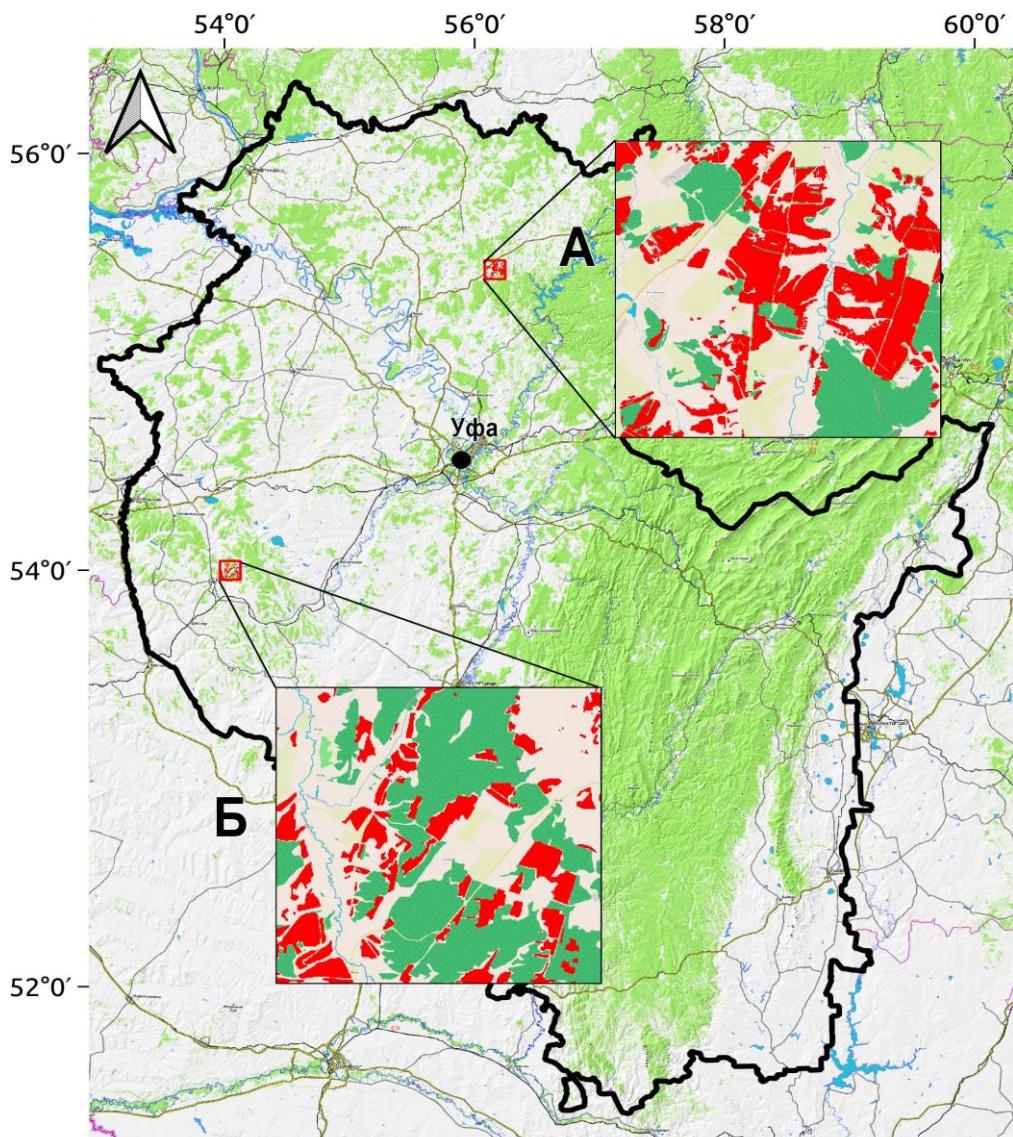


Рисунок 2.1. - Заброшенные пахотные угодья, зарастающие древесной растительностью на модельных территориях: А – в широколиственном-лесной зоне; Б – в лесостепной зоне Башкирского Предуралья Республики Башкортостан.

2.1.1. Климат

Климат в Мишкинском районе умеренно-континентальный, теплый, а в Белебеевском районе – континентальный, умеренно влажный (Абдрахманов, 2005).

Среднемесячные и среднегодовые значения температуры и суммы осадков на модельных территориях были рассчитаны с использованием ресурса климатических данных CHELSA (URL:<https://chelsa-climate.org/>), которые представлены в таблице 2.1. Среднегодовая температура воздуха на Мишкинской МТ составляет 3,5 °С. Среднегодовое количество осадков составляет 600 мм. Среднегодовая температура воздуха и годовое количество осадков на Белебеевской МТ составляют 3,2 °С и 536 мм соответственно.

Таблица 2.1 - Среднемесячные температуры и суммы осадков на модельных территориях «Мишкинской» и «Белебеевской»

Месяцы	Температура, °С		Осадки, мм	
	Мишкинская	Белебеевская	Мишкинская	Белебеевская
Январь	-12,6	-12,9	38,7	36,3
Февраль	-11,7	-12,5	32,5	29,5
Март	-4,7	-5,9	27,3	25,3
Апрель	4,7	4,5	32,2	28,2
Май	12,6	12,8	42,6	41,5
Июнь	17,6	17,3	60,9	60,0
Июль	19,5	19,2	74,8	59,4
Август	16,7	16,8	60,2	58,0
Сентябрь	11,1	11,2	62,8	56,0
Октябрь	4,0	4,0	69,1	54,5
Ноябрь	-4,6	-4,6	52,5	43,7
Декабрь	-10,4	-10,5	46,8	43,3

2.1.2. Рельеф

Рельеф МТ «Мишкинская» неоднороден: в западной части он представлен холмисто-увалистыми грядовыми равнинами, сложенными кунгурскими глинами, ангидритами, доломитами, гипсами, песчаниками, в восточной части – увалистыми равнинами, сложенными глинами, мергелями уфимского яруса (Абдрахманов и др., 2005). Относительный перепад высот – 127 м. На «Белебеевской» МТ рельеф представлен возвышенными

эрозионно-расчлененными равнинами, сложенными терригенно-карбонатными породами казанского и татарского яруса (Абдрахманов и др., 2005). Относительный перепад высот составляет 232 м.

2.1.3. Почвы

Почвенный покров на «Мишкинской» МТ представлен преимущественно серыми лесными, реже тёмно-серыми лесными почвами (Абдрахманов, 2005). На «Белебеевской» МТ преобладают выщелоченные, карбонатные и типичные черноземы. Кроме того, под участками естественных лесов встречаются серые и тёмно-серые лесные почвы. На крутых склонах распространены сильносмытые почвы (Абдрахманов, 2005).

2.1.4. Растительность

Естественная лесная растительность МТ «Мишкинская» представлена вторичными смешанными широколиственными лесами с *Tilia cordata* Mill., *Ulmus glabra* Huds., *Acer platanoides* L., *Quercus robur* L., которые преимущественно относятся к союзу *Aconito lycoctoni–Tilion cordatae* Solomeshch et Grigoriev in Willner et al. 2016 класса *Carpino–Fagetea sylvatica* Jakucs ex Passarge 1968. Травянистая растительность представлена союзом *Festucion pratensis* Sipajlova et al. 1985 (сенокосы) и мелкотравно-мятликовыми и полевичными лугами союза *Cynosurion* R. Tx. 1947 (пастбища). Сообщества на заброшенных пахотных землях на МТ «Мишкинская» находятся преимущественно на четвертой и пятой стадии лесовосстановления с доминирование в древесном ярусе *B. pendula* (Широких и др., 2017). В древесном ярусе на залежах могут также присутствовать осина обыкновенная (*Populus tremula* L.) и ива козья (*Salix caprea* L.). На участках, расположенных вблизи сосновых посадок, на залежах формируется древостой сосны обыкновенной (*P. sylvestris*).

МТ «Белебеевская» расположена в лесостепной зоне, в связи с чем, в растительном покрове присутствует не только луговая растительность

(ассоциация *Poo angustifoliae-Stipetum pennatae* Yamalov et al. 2013), но и виды луговых степей (союз *Cirsio-Brachypodion pinnati* Hadač & Klika in Klika & Hadač 1944), а 39% площади района занимают леса из липы, клена, дуба, березы и осины (ассоциация *Stachyo sylvaticae-Tilietum cordatae* Martynenko et Zhigunov in Martynenko et al. 2005) (Миркин, Мартыненко, 2018) и отдельных островков естественных сосняков подсоюза *Tilio cordatae-Pinenion sylvestris* Shirokikh et al. 2021.

2.2. Методы исследований

2.2.1. Выявление заброшенных пахотных угодий

Для выявления заброшенных полей, которые распахивались до прекращения деятельности колхозов и совхозов, а также анализа хода зарастания залежей древесной растительностью на модельных территориях использованы 146 космоснимков спутников Landsat 5, Landsat 7, Landsat 8, Sentinel-2 за 1985-2022 гг. (URL:<https://earthexplorer.usgs.gov/>) и космоснимки высокого разрешения за 2007-2010 гг. ALOS AVNIR-2 (URL:<https://search.asf.alaska.edu>). Более ранние космоснимки в свободном доступе отсутствовали. Для выявления на модельных территориях пахотных земель в период их максимального использования, анализировались все имеющиеся безоблачные космоснимки Landsat 5, отснятые в период от начала до конца вегетационного периода в 1985-1987 гг. Распаханные поля четко дифференцируются на ранневесенних космоснимках, а поля с озимыми отличаются от луговой растительности по более низким значениям вегетационного индекса NDVI на августовских и сентябрьских космоснимках (после уборки зерновых культур). Для выделения полигонов пахотных земель по космоснимкам 1985-1987 гг. использовался метод Random Forest, реализованный в пакете программ SAGA GIS (URL: <https://saga-gis.sourceforge.io/en/index.html>). Далее в пакете программ QGIS 3.26 (URL: <http://qgis.osgeo.org>) для каждой МТ был создан слой пашни в середине 90-х годов. На этот слой накладывался сеточный слой с размером ячеек 30×30 м,

границы которых совпадали с границами пикселей космоснимков спутников серии Landsat. Затем сеточный полигональный слой обрезался по маске — слою пахотных земель в период их максимального использования. В результате для каждой территории был получен сеточный полигональный слой пашни середины 90 -х годов прошлого века. Для полученных полигонов сеточного слоя на основе маршрутных исследований и снимков сверхвысокого разрешения Google отмечался тип современного хозяйственного использования или тип залежи (зарастания лесом, травянистая залежь), а на участках, зарастающих лесом — обилие древостоя по шкале Браун-Бланке (Миркин и др., 2002). В некоторых случаях, для уточнения современного хозяйственного использования отдельных участков бывших пахотных земель были дополнительно использованы космоснимки Sentinel-2 за 2021-2022 гг. (URL:<https://earthexplorer.usgs.gov>).

2.2.2. Методика анализа рельефа и распространения типов почв

Для анализа распространения типов почв использовалась оцифрованная карта почв РБ масштаба 1:600 000 (Карта Башкирской АССР, 1975). Для расчета крутизны склонов была использована цифровая модель рельефа SRTM 1arc_V3 с пространственным разрешением одна угловая секунда, доступная на сайте «USGS» (URL: <https://earthexplorer.usgs.gov>). Далее были созданы сеточные карты МТ с ячейками 30×30 м, которые совпадали с пикселями космоснимков спутников Landsat и цифровой модели рельефа SRTM 1arc_V3. Для полигонов сеточной карты были рассчитаны экспозиция и крутизна склонов (Жучкова, 2004): доли пологих (до 5°), умеренно-покатых (5–10°), покатых (10–15°) и крутых (15–20°) склонов. Оценка средних значений экспозиции и крутизны склонов для полигонов по растровым слоям проводилась с использованием модуля QGIS «Зональная статистика».

2.2.3. Геоботаническое описание растительности и выделение стадий зарастания залежей древесной растительностью

Для выявления закономерностей лесовосстановительных сукцессий и привязки к ранее выявленным синтаксонам (Широких и др., 2017; 2021) залежной растительности в 2020-2024 гг. на МТ в широколиственно-лесной и лесостепной зонах было выполнено 250 геоботанических описаний на разных стадиях лесовозобновления. Для анализа также использовались описания, имеющиеся в базе данных геоботанических описаний УИБ УФИЦ РАН. Описания на открытых участках залежей выполнялись на площадях размером 25 м², а на участках с древесной растительностью – на площадях 400 м². Для характеристики стадий зарастания использовались критерии, предложенные Широких П.С. с соавторами (2017).

К характеристикам стадий зарастания, предложенным Широких П.С. с соавторами (2017, 2023) были добавлены варианты по сомкнутости крон древостоя (Fedorov et al., 2023) (табл. 2.2).

Таблица 2.2. - Характеристика различных стадий и вариантов зарастания залежных земель *Betula pendula* в широколиственно-лесной зоне и *Pinus sylvestris* в лесостепной зоне Башкирского Предуралья.

Стадии зарастания	I	II	III	IV	V
Высота деревьев, м	<u>0,5–1,5*</u> 0,2–0,5	<u>2–3</u> 2–3	<u>5–8</u> 4–6	<u>9–14</u> 6–12	<u>15–18</u> 13–15
Возраст деревьев, лет	<u>3–8</u> 3–5	<u>9–14</u> 6–8	<u>15–20</u> 15–20	<u>20–25</u> 20–25	<u>25–30</u> 30–40
Диаметр стволов, см	–	1–4	6–8	10–14	<u>16–20</u>
Вариант 1 (ППК древесного яруса, %)	<u>5–10</u> 1–5	<u>30–50</u> 15–30	<u>60–80</u> 60–70	<u>75–90</u> 70–90	<u>75–90</u> 70–90
Вариант 2 (ППК древесного яруса, %)	<u>1–5</u> 1–3	<u>10–20</u> 10–20	<u>30–50</u> 30–40	<u>50–60</u> 50–60	<u>50–60</u> 50–60

Примечание: ППК – проективное покрытие крон древесного яруса, %, Вариант 1 – густой древостой, Вариант 2 – разреженный древостой, * числитель – береза, знаменатель – сосна

2.2.4. Оценка продуктивности надземной биомассы березняков и сосняков на залежах

Оценки запасов биомассы и углерода на залежных пахотных землях, зарастающих березой, проводились в конце августа на 35 круговых пробных площадях (ПП) диаметром 30 м, древостой которых находился на разных стадиях зарастания, таким образом, чтобы для наиболее представленных стадий и вариантов было не менее 4 ПП (Fedorov et al., 2023).

Для оценки массы живых деревьев и сухостоя проводился полный пересчет деревьев по ступеням толщины 2 см на уровне груди (DBH, т.е. высота 1,3 м над землей). Календарный возраст молодого подроста определялся путем подсчета количества годичных колец на спилах (срезах) у корневой шейки 10-20 модельных деревьев. Возраст более взрослого древостоя (старше 15-20 лет) определялся путем отбора кернов в соответствии со стандартной дендрохронологической методикой (Корчагин, 1960) с использованием бура Haglöf (Långsele, Швеция). Измерения количества годичных слоев древесины проводили с использованием бинокуляра (Rinn et al., 2003). Для оценки запасов древесины использовался метод модельного дерева (Тишин, 2015). Во всех случаях модельные деревья были выбраны ближе к середине ПП, чтобы избежать краевые эффекты (Uri et al., 2012). Всего было отобрано 70 образцов фитомассы по 3 повторности из каждого элемента (листья, ветви, ствол). Образцы стволовой древесины, ветвей и листьев сушили при 60°C до сухого состояния и взвешивали с точностью до 0,01 г (Fedorov et al., 2023).

2.2.5. Оценка продуктивности надземной биомассы травянистых растений и мортмассы

Для оценки запасов биомассы и углерода в травянистой растительности на залежах, зарастающих березой на разных стадиях лесовосстановления на ПП закладывались площадки размером 50×50 см (по 15-20 на каждой стадии лесовосстановления). На участках сенокосов с разным режимом увлажнения

(сухого и влажного), пастбищах и залежах, зарастающей травянистой растительностью для оценки продуктивности надземной биомассы травянистых растений в период их максимального развития (конец июля) закладывали в каждом типе по 40 пробных площадок размером 50×50 см. На площадках срезали надземную часть травянистых растений и собирали мортмассу. Мортмасса и отмершие части трав, еще не потерявшие связи с живыми растениями, объединялись. В сообществах более поздних сукцессионных стадий мортмасса включала также ветки и частично разложившиеся мелкие стволы деревьев, отложившиеся в процессе самоизреживания древостоя. Всего собрано 670 образцов. Все образцы были высушены до сухого состояния и взвешены с точностью до 0,01 г (Fedorov et al., 2023).

2.2.6. Определения типа почвы и оценка корневой биомассы

Отбор проб корней проводился в сентябре 2022 г. (в конце вегетационного периода). Для определения типа почвы и отбора проб корней на каждом участке были выкопаны профильные разрезы длиной 3 м, шириной 1 м и глубиной 0,5 м. Пробы почвы отбирались из каждого слоя 0-10 см до глубины 50 см, где в большинстве случаев формируется иллювиальный горизонт (Б). Всего было отобрано 685 образцов почвы. Для повышения статистической достоверности при анализе корневой биомассы в слое почвы глубиной 0-30 см использовали метод грунтового монолита (Böhm., 2012; Addo-Danso et al., 2016; Freschet et al., 2021). Для этого отбирались дополнительные образцы почвы (5 шт. на участке) с глубины 0-30 см с помощью ручного пробоотборника (JMC, Ньютон, Массачусетс, США; внутренний диаметр: 4,5 см). Всего было взято 175 монолитов. Перед анализом почву и неорганический материал тщательно смывали с корней проточной водопроводной водой, затем вручную отделяли от остальных органических частей. Все образцы корней были высушены в сушильном шкафу при температуре 60°C до сухого состояния, а их массу измеряли на

аналитических весах (ВЛТЭ-150, Госметр, Россия) с точностью 0,001 г. Корневую биомассу (TRB и FRB) пересчитывали на га (ц/га).

2.2.7. Анализ содержания углерода в образцах почв

Образцы почвы (\approx 300 г) были собраны в полиэтиленовые пакеты и затем доставлены в лабораторию. Из образцов удаляли камни и корни деревьев/растений, затем образцы сушили на воздухе до постоянной массы, растирали в ступке и просеивали через сито 2 мм для дальнейшего анализа. Органический углерод почвы в почвенных пробах определяли методом мокрого сжигания по Тюрину (URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200023481>) (прямой аналог метода Уолкли-Блэка (Walldey et al., 1934)) с использованием спектрофотометра Specord M40 (VEB Carl Zeiss, Йена, Германия). Запасы органического углерода в почве рассчитывались на основе содержания органического углерода почвы и объемной плотности почвы по следующей формуле: Запасы органического углерода почвы (ц/га) = содержание органического углерода почвы (%) \times L (слой почвы, см) \times объемная плотность (г/см³) (Blake et al., 1986).

2.2.8. Анализ содержания углерода в фитомассе и мортмассе

Образцы живой и мертвый биомассы измельчали на режущих мельницах «Вилитек» (серия ВЛМ) до размера частиц менее 0,5 мм. Отобранные части корней измельчали в порошок в фарфоровой ступке с жидким азотом. Содержание углерода в пробах определяли на элементном анализаторе CHNS EA-3100 (Eurovector, Павия, Италия) в лаборатории физико-химических методов анализа (ФХМА) Уфимского института химии УФИЦ РАН. Расчеты количественного содержания проводились с помощью специального программного пакета Weaver. По содержанию углерода в образцах растений и почвы рассчитывали коэффициенты пересчета, использованные для расчета содержания углерода в древесном и травяном яруса изучаемых березняков.

2.2.9. Дистанционная оценка характеристик древостоя

Для дистанционной оценки характеристик древостоя было использовано лидарное сканирование с БПЛА DJI Matrice 300 RTK, оснащенного камерой Zenmuse L1 LiDAR (SZ DJI Technology Co., Шэньчжэнь, Китай) с высоты 100 м. Zenmuse Lidar L1 сочетает в себе лидарный модуль Livox, высокоточный IMU и 1-дюймовую CMOS-камеру в 3-осевой стабилизированной системой (покрытие до 2 км) в одном пролете, с точностью по вертикали 5 см, точностью по горизонтали 10 см, скоростью прицеливания 240 000 выстр./с и дальностью обнаружения 450 м. На подготовительном этапе планировалось полетное задание – задавалась зона съемки в формате KML, который загружался в программное обеспечение панели управления БПЛА DJI Pilot 2 (v. 2). После загрузки плана полета дрон в автоматическом режиме выполнял съемку изображения. Изображения сохранялись в формате JPG и параллельно записывались привязочные координаты изображений с помощью мобильной станции Д-РТК2. Полученные изображения были импортированы в программу DJI Terra и автоматически склеены. Было сформировано 3D облако точек в формате LAS с плотностью от 300 до 950 шт./м². Постобработка сшитых изображений выполнялась в программе LiDAR 360 Version 4.5 (Green Valley International, Беркли, Калифорния, США) (Luo et al., 2018; Chen et al., 2019). На первом этапе каждый участок пролета БПЛА был очищен от точек, расположенных за пределами основной зоны сканирования («выбросов»). Далее набор точек был классифицирован и разделен на два типа: точки земной поверхности и другие точки над ними. Цифровая модель рельефа (ЦМР) была построена с использованием точек первого типа. Остальные точки были использованы для создания цифровой модели местности (ЦММ), которая содержала пространственную информацию о положении всех объектов на участках над поверхностью Земли. Путем исключения данных из ЦМР была создана цифровая модель полога леса (DFM), которая представляет собой

изображение крон деревьев. Размер пикселя полученных изображений составил 4,0 см. Количество и высота деревьев, их геометрические координаты на изображении, диаметры крон, их площади и объемы рассчитывались в модуле ASL Forest программы LiDAR 360, который требовался для получения цифровых моделей полога леса, представляющих изображение крон деревьев.

2.2.10. Анализ зависимости фитомассы и запасов углерода в древостое от характеристик насаждений, полученные с помощью LiDAR-съемки

Для анализа зависимости фитомассы и запасов углерода от характеристик насаждений, полученные с помощью LiDAR-съемки (высота деревьев, объем, площадь крон деревьев и др.) рассчитывались регрессионные уравнения зависимости фитомассы и запасов углерода от характеристик насаждений. Регрессионный анализ (Fisher, 1970) проводился в программе «Statgraphics Centurion XV» (URL: <https://www.statgraphics.com>). Для выбора оптимальных регрессионных моделей использовался алгоритм «Сравнение альтернативных моделей». Коэффициенты корреляции (R) и детерминации (R^2) и стандартная ошибка оценки (ESE) использовались в качестве критериев качества модели. R^2 коэффициент отражает долю дисперсии зависимой переменной, объясняемую рассматриваемой моделью. ESE – это мера дисперсии средней ошибки, разницы между значениями индикатора, предсказанными регрессионной моделью и значениями показателей в выборке. Другими словами, стандартная ошибка регрессии – это среднее расстояние, на которое наблюдаемые значения отклоняются от линии регрессии.

2.2.11. Анализ пространственно-временных закономерностей зарастания неиспользуемой пашни древесной растительностью

Анализ пространственно-временных закономерностей распространения самосева сосны и березы относительно источников семян проводился на четырех ПП в широколиственно-лесной и четырех ПП – в лесостепной зонах Предуралья. Источниками семян березы в широколиственно-лесной зоне при зарастании березой на трех участках были лесополосы, а на одном – узкая полоса березняков в понижении. Протяженность этих участков от источников семян до противоположного края составляла в широколиственно-лесной зоне от 349 м до 693 м. В период рассеивания семян березы (июль–сентябрь) преобладали западные и северо-западные ветра (URL: <https://ru.meteocast.in/>). Направление распространения семян березы в широколиственно-лесной зоне на трех участках не совпадало, а на одном было противоположно направлению преобладающих ветров (рис. 2.1).

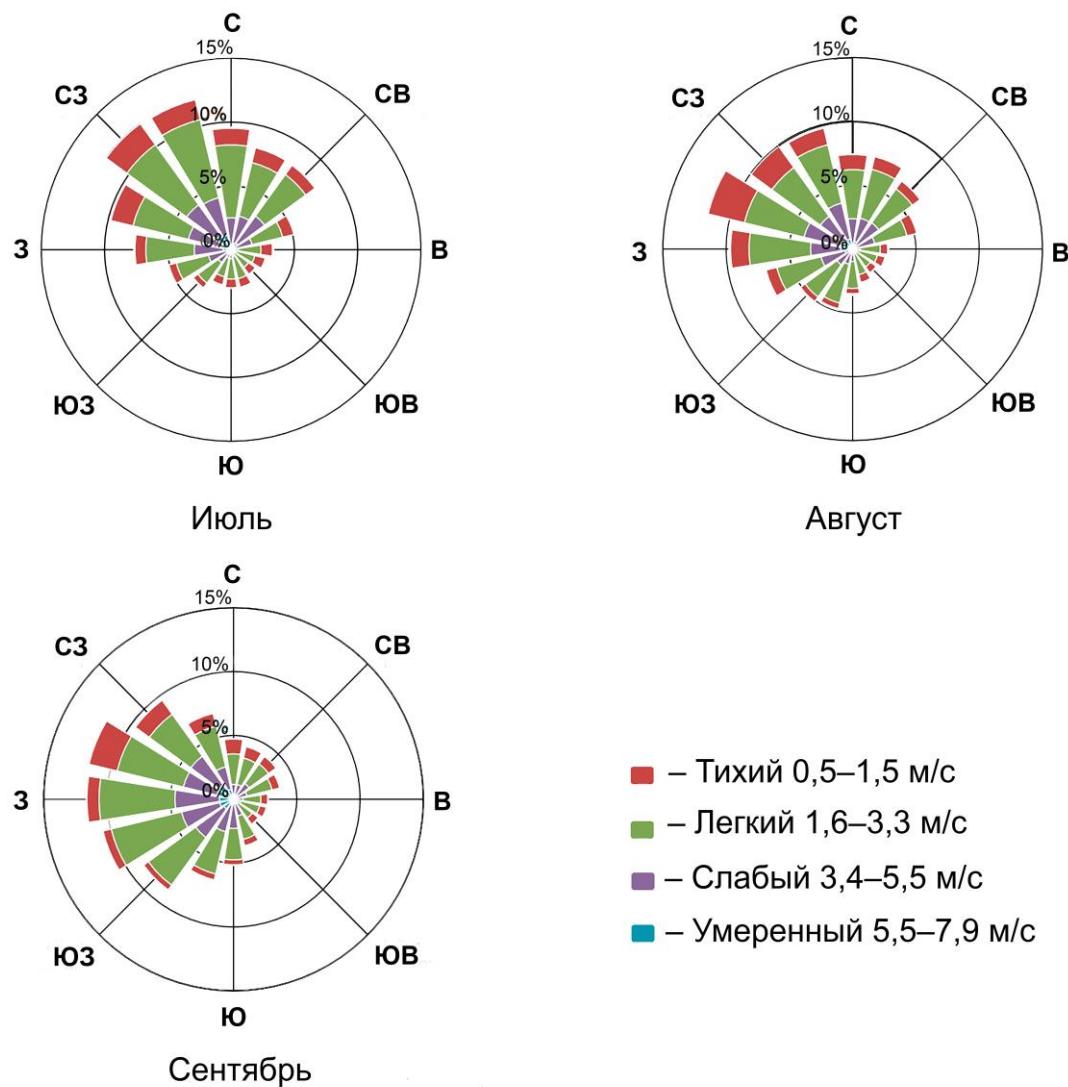


Рисунок 2.2. - Роза ветров в период распространения семян березы на МТ в Мишкинском районе.

Распространение самосева сосны анализировалось на четырех участках в лесостепной зоне Предуралья. Источниками семян во всех случаях являлись сосновые посадки. Плодоношение сосны обычно начинается в период, когда дневная температура воздуха принимает положительные значения (Мельник, 2005). Положительные дневные температуры в этом районе отмечаются с начала апреля (URL: <https://chelsa-climate.org/>). Таким образом, вылет семян из шишек у сосны происходил в апреле-мае. В этот период преобладали южные и юго-западные ветра (рис. 2.2).

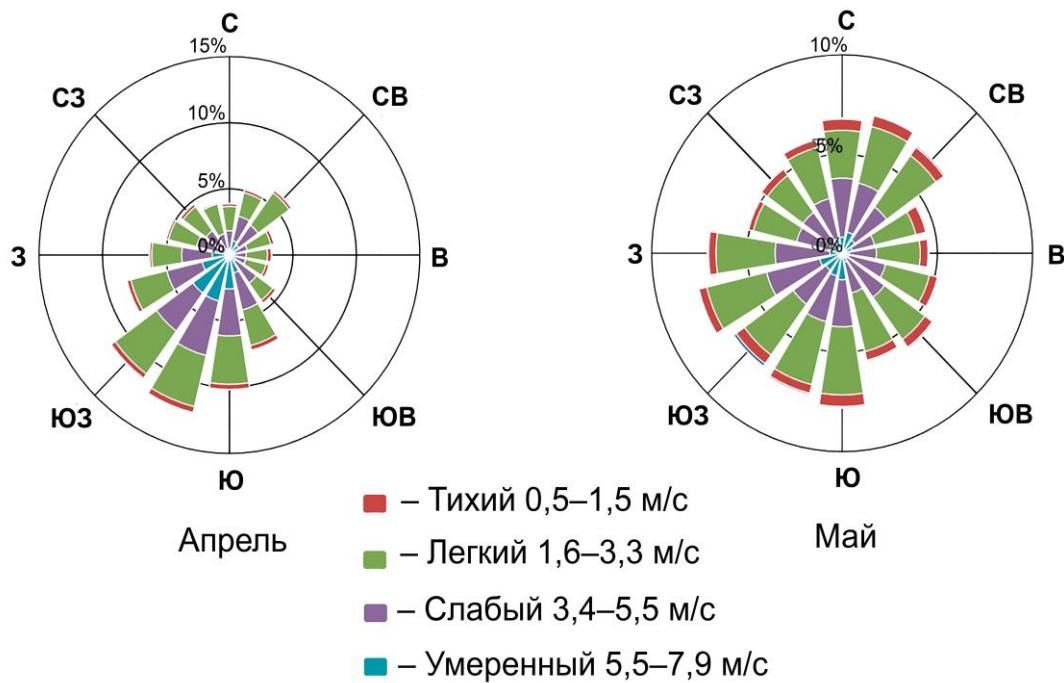


Рисунок 2.3. - Роза ветров в период распространения семян сосны на МТ в Белебеевском районе.

Рельеф первого участка, зарастающего сосной, представлял собой слабопологий склон в направлении разлета семян. Остальные три участка имели выровненный рельеф. Протяженность участков от источников семян сосны до противоположного края составляла от 540 м до 912 м. Направление распространения семян совпадало с преобладающими направлениями ветра на двух участках.

Для анализа влияния расстояния от источника семян на проективное покрытие крон древостоя использован однофакторный дисперсионный анализ ANOVA (URL: <https://www.statgraphics.com>).

ГЛАВА 3. ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ С СЕРЕДИНЫ 90-Х ГОДОВ 20 ВЕКА НА МОДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЯХ В ШИРОКОЛИСТВЕННО-ЛЕСНОЙ И ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНАХ ПРЕДУРАЛЬЯ

3.1. Современное состояние участков, использовавшихся в середине 90-х годов 20 века в качестве пашни

Анализ космоснимков Landsat 5 за 1985-1987 показал, что в середине 90-х годов прошлого века площадь используемой пашни на МТ «Мишкинская» составляла 4738 га, а на МТ «Белебеевская» – только 3005 га. Более низкая распаханность в лесостепной зоне связана с тем, что на МТ, расположенной в этой зоне значительные площади занимали крутоскилоны, не пригодные для возделывания сельскохозяйственных культур (рис. 3.1).

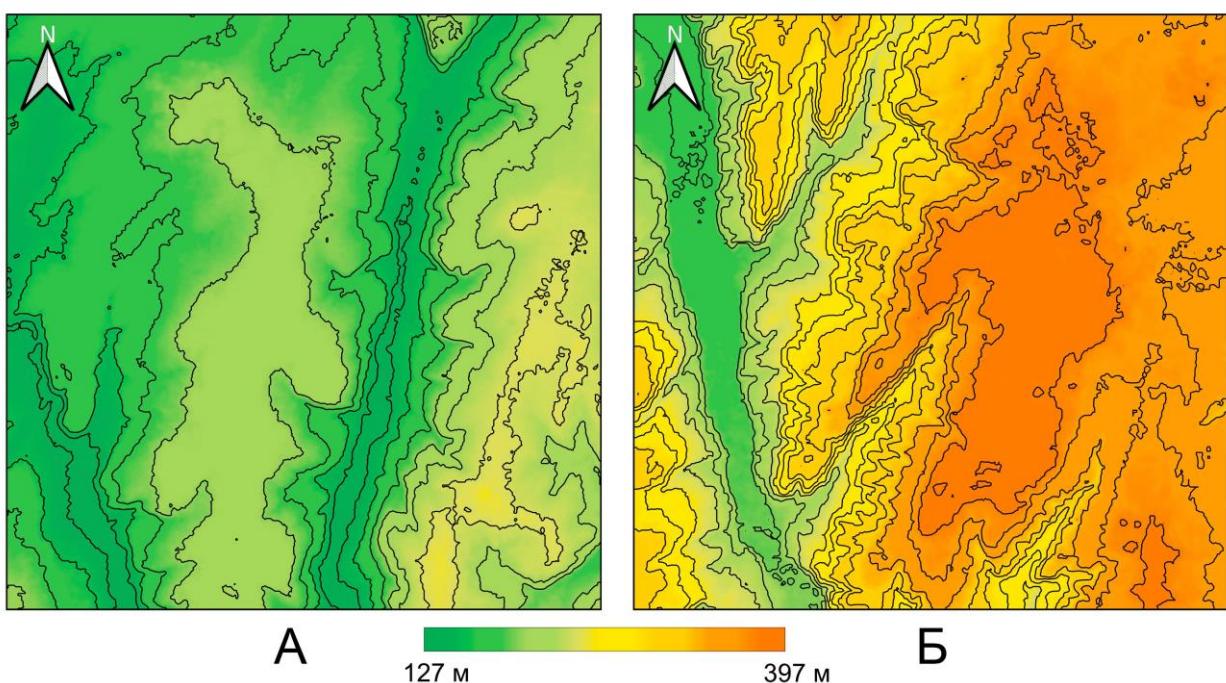


Рисунок 3.1. - Рельеф модельных территорий: А – «Мишкинская», Б – «Белебеевская».

В настоящее время площадь пашни по сравнению с 90 гг. прошлого века на «Белебеевской» МТ снизилась на 64%, а на «Мишкинской» – на 72%.

Доля зарастающих древесной растительностью залежей на обоих участках примерно одинакова и составляет чуть больше половины исходной площади пашни (табл. 3.1), что совпадает с литературными данными об очень больших объемах площадей заброшенных пашен, зарастающих лесом, на территории РБ (URL: <https://maps.greenpeace.org/maps/aal/>). На МТ «Мишкинская» выше доля заброшенных пахотных земель, используемых в настоящее время под сенокосы, или зарастающих травянистой растительностью, но не используемых под сенокосы и пастбища (табл. 3.1, рис. 3.2). На МТ «Белебеевская» заброшенные пашни не используются в качестве пастбищ, но часть площадей залежей использована под создание лесных культур, карьеров для добычи щебня, а также в качестве пашни после раскорчевки.

Таблица 3.1. - Соотношение типов современного использования пахотных земель 1985 года на модельных территориях «Мишкинская» и «Белебеевская» в Республике Башкортостан (%).

Тип использования	Модельные территории	
	Мишкинская	Белебеевская
Пашни	28	36
Залежи, зарастающие деревьями	53	51
Залежи, зарастающие травянистой растительностью и не используемые под сенокосы и пастбища	10	4
Сенокосы	6	4
Раскорчевки древесной растительности на залежах		4
Пастбища	3	
Посадки строения и карьеры для добычи щебня		1

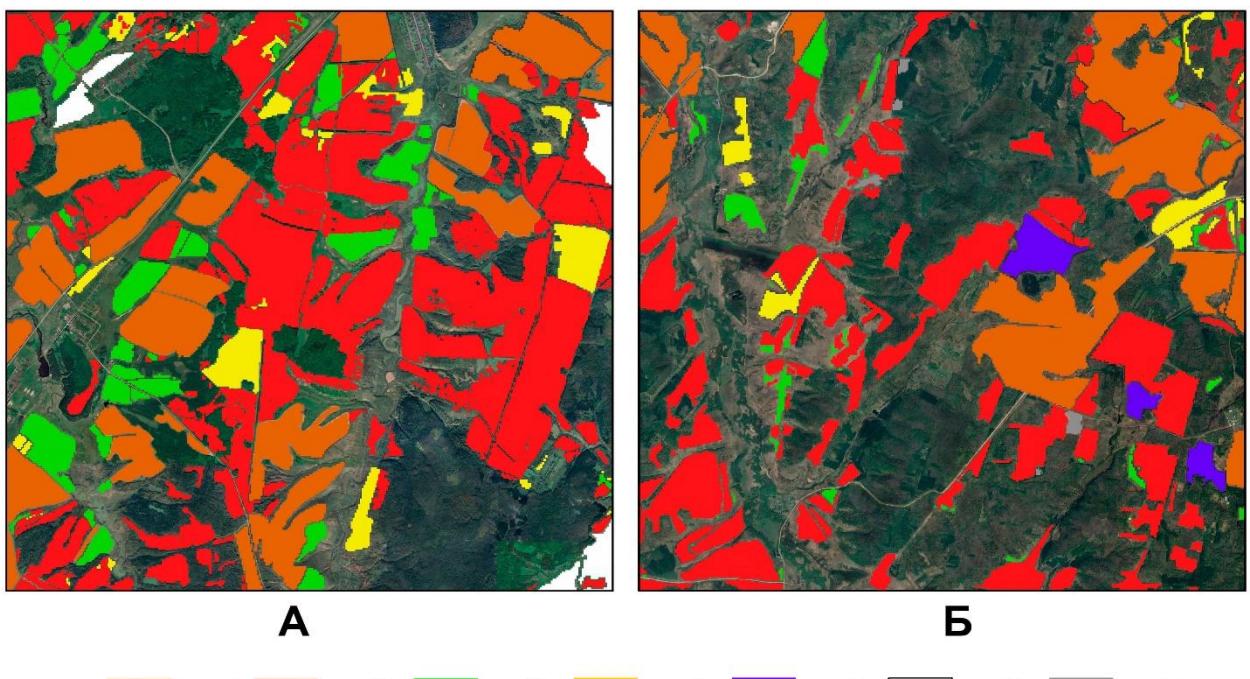


Рисунок 3.2. - Современное использование распахивавшихся в 1985 году полей на модельных территориях: А – «Мишкинская» в широколиственно-лесной зоне, Б – «Белебеевская» в лесостепной зоне Республики Башкортостан. Современное использование территории пахотных земель 1985 году: 1 – пашни, 2 – залежи, зарастающие деревьями, 3 – залежи, зарастающие травянистой растительностью, 4 – сенокосы, 5 – раскорчевки древесной растительности на залежах, 6 – пастбища, 7 – посадки и карьеры для добычи щебня.

Причины использования залежей в качестве пастбищ на МТ «Мишкинская» обусловлено меньшим количеством пастбищ на одну голову крупного рогатого скота (КРС). В целом поголовье скота в Белебеевском и Мишкинском районах значительно увеличилось с 1930 года к началу 2000-х гг., а затем снизилась почти в два раза к 2016 году (табл. 3.2). При этом количество сенокосов на одну голову КРС к 2016 году увеличилось на обоих модельных территориях, а количество пастбищ в Мишкинском районе по сравнению с 1930 годом снизилось более чем в 7 раз.

Таблица 3.2. - Динамика обеспеченности сенокосами и пастбищами КРС в Белебеевском и Мишкинском районах Республики Башкортостан.

Район	КРС, тыс. голов			Площадь на 1 голову КРС, га					
				сенокосы			пастбища		
	1930 г.	2006 г.	2016 г.	1930 г.	2006 г.	2016 г.	1930 г.	2006 г.	2016 г.
Белебеевский	3777	24119	13147	0,22	0,20	0,36	3,43	1,16	3,05
Мишкинский	13970	22381	11311	0,87	0,88	1,14	6,08	0,98	0,81

Примечание: Поголовье скота и обеспеченность сенокосами и пастбищами приведена по литературным данным (Башкирская АССР. Районный экономический справочник, 1939; Итоги Всероссийской сельскохозяйственной переписи 2006 года, 2008; Итоги Всероссийской сельскохозяйственной переписи 2016 года, 2018).

3.2. Причины различий в использовании бывшей пашни на модельных территориях

Заброшенные поля на МТ «Мишкинская» приурочены к серым лесным, реже темно-серым лесным почвам, а на МТ «Белебеевская» они приурочены преимущественно к типичным и выщелоченным черноземам (Хазиев и др., 1997). В связи с этим на МТ «Белебеевская» есть повторные использования заброшенных полей после раскорчевки под посевы зерновых культур.

Модельные территории различались по рельефу. В таблице 3.3 приведено современное распределение пашен по склонам различной крутизны, а также распределение участков с иными типами использования заброшенных пахотных земель. Из таблицы видно, что на обоих модельных территориях более 90% пашни и более 80% зарастающих деревьями залежей приурочено к пологим склонам. На модельном территории «Мишкинская» более 10% залежей, зарастающих древесной и травянистой растительностью, сосредоточено на умеренно-покатых склонах.

Таблица 3.3. - Доля площадей с разным современным использованием на склонах различной крутизны на модельных территориях «Белебеевская» и «Мишкинская», в %.

Тип современного использования	Крутизна склона, °								Итого	
	0-5		5-10		10-15		15-20			
	Б	М	Б	М	Б	М	Б	М	Б	М
Пашни	99	94	1	6	0	0	0	0	100	100
Залежи, зарастающие деревьями	82	86	17	14	1	0	0	0	100	100
Залежи, зарастающие травянистой растительностью	61	88	30	12	9	0	0	0	100	100
Сенокосы	79	96	15	4	5	0	1	0	100	100
Пастбища	0	91	0	8	0	1	0	0	100	100
Раскорчевки древесной растительности на залежах	100	0	0	0	0	0	0	0	100	100
Посадки и карьеры для добычи щебня	66	0	32	0	2	0	0	0	100	100

Примечание: Б – МТ «Белебеевская», М – МТ «Мишкинская». 0-5 – пологие склоны; 5-10 – умеренно-покатые склоны; 10-15 – покатые склоны; 15-20 – крутые склоны.

На МТ «Белебеевская» из-за более сложного рельефа исходно было меньше площадей, пригодных для пашни. Здесь достаточно распространены покатые и крутые склоны. Часть покатых склонов тем не менее, в прошлом веке распахивались, что привело к водно-ветровой эрозии и формированию сильносмытых почв. В настоящее время на сильносмытых почвах идет зарастание залежей лесом, а некоторые из участков используются в качестве сенокосов.

Интенсивная распашка сенокосов и пастбищ в Мишкинском районе в XX веке привела к низкой обеспеченности пастбищными кормами (табл. 3.2). В связи с этим на МТ «Мишкинская» после прекращения хозяйственной деятельности на пашнях, площадь, сформировавшихся на месте залежей сенокосов и пастбищ, пропорционально выше, чем на МТ «Белебеевская».

ГЛАВА 4. РАЗРАБОТКА МЕТОДОВ ДИСТАНЦИОННОЙ ОЦЕНКИ НАДЗЕМНОЙ БИОМАССЫ ДРЕВЕСНОГО ЯРУСА И СОДЕРЖАНИЯ В НЕЙ УГЛЕРОДА И РЕТРОСПЕКТИВНОЙ ОЦЕНКИ ПРОЕКТИВНОГО ПОКРЫТИЯ ДРЕВОСТОЯ

4.1. Разработка метода оценки запасов надземной биомассы и содержания в ней углерода с использованием лидарной съемки

Традиционные методы оценки распространения и запасов надземной биомассы древесины достаточны трудоемкие. В связи с этим, с начала 2000-х годов LiDAR используется во всем мире как альтернатива традиционным методам наблюдения за лесами. Исследования с помощью беспилотных летательных аппаратов (БПЛА) дают объективные и максимально точные данные о насаждениях, включая высоту деревьев, диаметр и объем кроны, количество деревьев на единицу площади (Caughlin et al., 2016; Jagodzinski et al., 2017 и др). Также отмечается применение лидарной съемки для оценки биомассы лесных насаждений (Debnath et al., 2023). Однако, эти методы ранее не применялись при изучении разновозрастного древостоя на заброшенных пахотных угодьях.

Для отработки метода оценки запасов надземной биомассы и содержания в ней углерода с использованием лидарной съемки были использованы 35 ПП, на которых традиционными методами была проведена оценка надземной биомассы березняков и содержания в ней углерода (рис. 4.1).

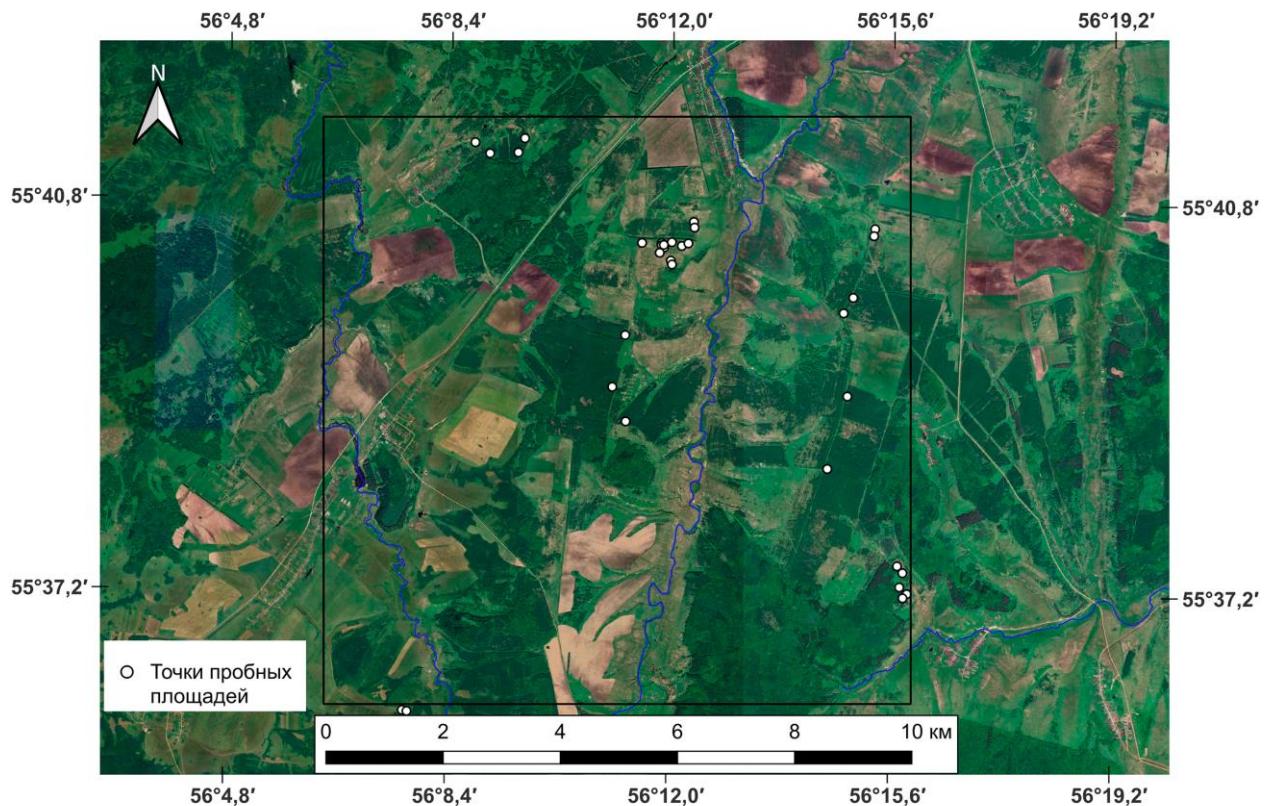


Рисунок 4.1. - Пробные площади на модельной территории «Мишкинская» на неиспользуемых пахотных угодьях на разных стадиях лесовосстановления, зарастающих березой повислой.

На этих же ПП была проведена лазерная съемка и построены регрессионные модели зависимости фитомассы стволовой древесины с ветвями и фитомассы листьев березняков от характеристик древостоя, рассчитанных по LiDAR-съемке. Результаты приведены в таблице 4.1. Связь между характеристиками древостоя, полученными с использованием лазерной съемки и биомассой, рассчитанной по полевым измерениям во всех случаях, описываются нелинейными уравнениями, что согласуется с литературными данными (Huang et al., 1992). Значения коэффициента корреляции R между фитомассой стволовой древесины с ветвями и характеристиками древостоя, рассчитанные по данным LiDAR-съемки почти во всех случаях превышают 0,90, а коэффициент детерминации R^2 составляет более 0,78.

Таблица 4.1. - Регрессионные модели расчета фитомассы стволовой древесины с ветвями и фитомассы листьев на основе характеристик древостоев, рассчитанных по результатам съемки LiDAR.

Показатели, рассчитанные по результатам лидарной съемки	Регрессионные уравнения	R	R ²	ESE
Фитомасса стволовой древесины и веток				
По произведению суммы диаметров крон деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{СДив} = (6,25464 + 0,0320395*X)^2$	0,98	0,95	9,8
По произведению количества деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{СДив} = (3,33595 + 0,1372*X)^2$	0,97	0,94	10,9
По произведению суммы площадей крон деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{СДив} = (7,46822 + 0,00848049*X)^2$	0,97	0,93	11,7
По средней высоте деревьев (X)	$M_{СДив} = (9,49088 + 0,430736*X^2)^2$	0,96	0,92	12,9
По сумме диаметров крон деревьев (X)	$M_{СДив} = \exp(0,875185 + 0,576223*\sqrt{X})$	0,94	0,89	1,2
По произведению суммы объемов крон деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{СДив} = (3,98812 + 0,486332*\sqrt{X})^2$	0,94	0,88	15,4
По сумме площадей крон деревьев (X)	$M_{СДив} = \exp(1,64388 + 0,270862*\sqrt{X})$	0,92	0,84	1,5
По сумме объемов крон деревьев (X)	$M_{СДив} = \exp(2,16932 + 0,138317*\sqrt{X})$	0,88	0,78	1,7
Фитомасса листьев				
По произведению суммы диаметров крон деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{Л} = (1,98201 + 0,3495*\sqrt{X})^2$	0,92	0,85	3,4
По произведению количества деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{Л} = (3,38375 + 0,0254409*X)^2$	0,92	0,84	3,5
По сумме диаметров крон деревьев (X)	$M_{Л} = \exp(0,656103 + 0,377484*\sqrt{X})$	0,91	0,83	1,0
По произведению суммы площадей крон деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{Л} = (2,79809 + 0,172115*\sqrt{X})^2$	0,91	0,82	3,8
По средней высоте деревьев (X)	$M_{Л} = (1,32037 + 1,37447*X)^2$	0,90	0,81	3,9
По сумме площадей крон деревьев (X)	$M_{Л} = (1,70192 + 0,641025*\sqrt{X})^2$	0,88	0,78	4,2
По произведению суммы (X) объемов крон деревьев на их среднюю высоту (X)	$M_{Л} = (3,70018 + 0,0880252*\sqrt{X})^2$	0,87	0,76	4,4
По сумме объемов крон деревьев (X)	$M_{Л} = (2,91063 + 0,328646*\sqrt{X})^2$	0,86	0,73	4,7

Примечание: R – коэффициент корреляции; R^2 – коэффициент детерминации; ESE – стандартная ошибка оценки; $M_{\text{Сдив}}$ – фитомасса стволовой древесины и веток; $M_{\text{Л}}$ – фитомасса листьев.

На рисунке 4.2 показаны вышеописанные регрессионные модели для расчета фитомассы стволовой древесины и веток на основе характеристик древостоя, полученных в результате съемки LiDAR. На графиках зеленые линии обозначают доверительные интервалы для среднего отклика переменной, которые отражают, насколько точно положение линии было оценено с использованием существующей выборки данных. Серые линии на графиках обозначают интервалы или пределы прогнозирования для новых наблюдений, позволяющие описать, насколько точно мы можем предсказать, где будут находиться новые наблюдения, которые будут варьироваться вокруг истинной линии со стандартным отклонением.

Из таблицы 4.1 и рисунка 4.2 видно, что для расчета фитомассы стволов и веток наиболее оптимальны регрессионные модели, построенные по произведению суммы диаметров крон деревьев на их среднюю высоту, а также по произведению количества деревьев на их среднюю высоту.

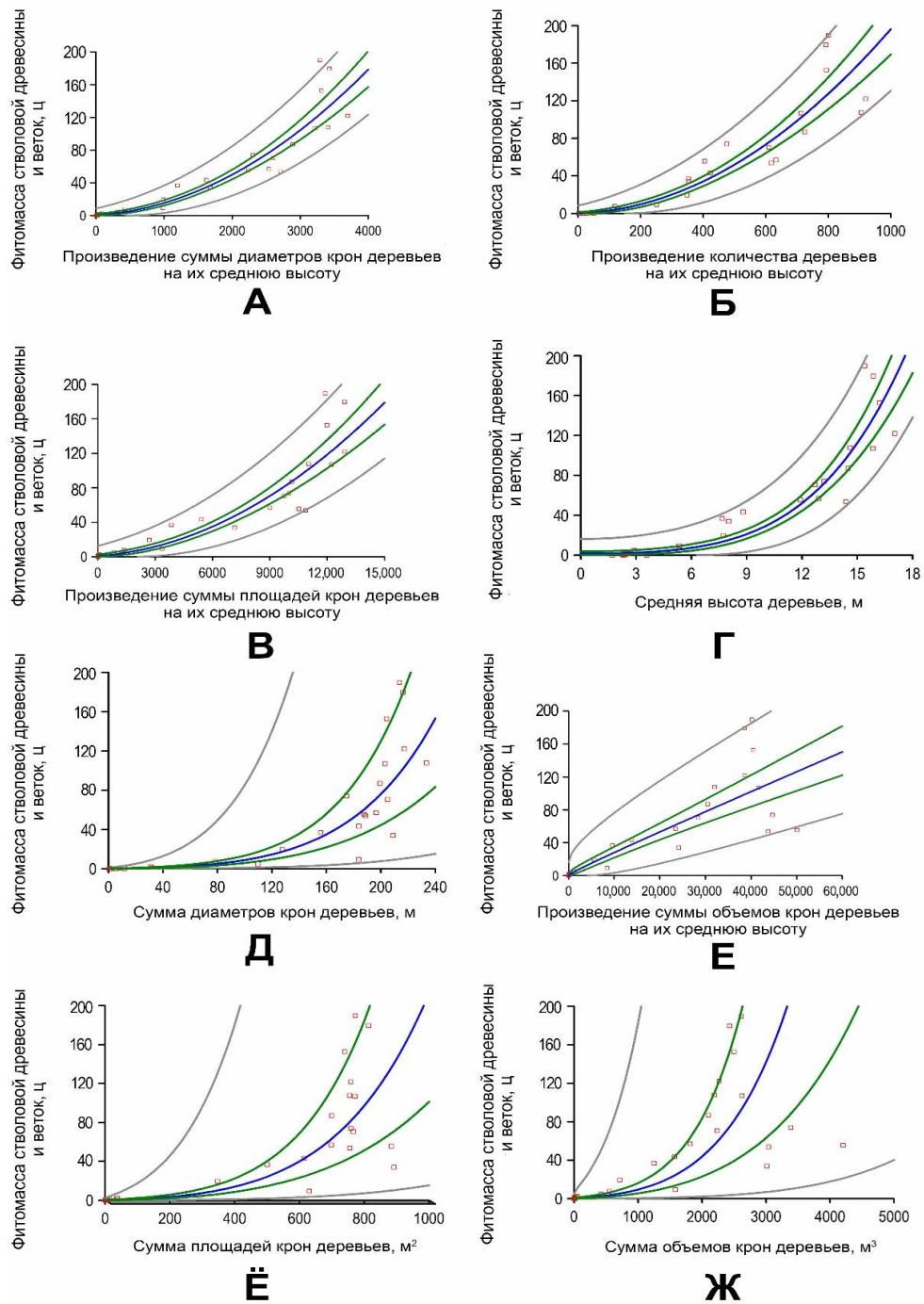


Рисунок 4.2. - Зависимость фитомассы стволовой древесины и веток березняков от показателей, полученных по данным лазерной съемки: А – произведение суммы диаметров крон деревьев на их среднюю высоту; Б – произведение количества деревьев на их среднюю высоту; В – произведение суммы площадей крон деревьев на их среднюю высоту; Г – средняя высота деревьев; Д – сумма диаметров крон деревьев; Е – произведение суммы объемов крон деревьев на их среднюю высоту; Ё – сумма площадей крон деревьев; Ж – сумма объемов крон деревьев.

Фитомасса листьев в березняках на залежах сильно варьирует в зависимости от плотности древостоя и его возраста. В связи с этим, для этого параметра были рассчитаны отдельные регрессионные модели. Рассчитанные регрессионные уравнения для оценки фитомассы листьев по характеристикам древостоя, полученным с использованием лидарной съемки, достаточно близки по точности к оценкам фитомассы стволовой древесины и веток, что объясняется зависимостью этих параметров (табл. 4.2). Из таблицы 4.1 и рисунка 4.3 видно, что все модели описываются нелинейными регрессионными уравнениями. Значения коэффициента корреляции R между фитомассой листьев и характеристиками древостоя, рассчитанными по данным лидарной съемки, во всех случаях превышают 0,86, а коэффициента детерминации R^2 составляют более 0,73. Фитомасса листьев, как и в случае с фитомассой стволовой древесины с ветвями, наиболее точно оценивается по произведению суммы диаметров крон деревьев на их среднюю высоту и по произведению количества деревьев на их среднюю высоту (табл. 4.1).

Из рисунка 4.3 видно, что фитомасса листьев имеет большую вариабельность, чем фитомасса стволовой древесины и веток. Однако, поскольку основное депонирование углерода происходит в стволовой древесине и ветках, то эта вариабельность не играет большой роли при расчете общих запасов углерода в надземной части. Входящая в расчетные формулы высота древостоя является важным параметром, связь которого с надземной биомассой установлена также в других исследованиях (Ni-Meister et al., 2022).

Из таблицы 4.2 видно, что содержание углерода в фитомассе стволовой древесины березы с ветвями достаточно постоянный показатель независимо от возраста древостоя и составляет в среднем 48,5%. Вариабельность данного показателя на разных ПП не превышала 3% (Fedorov et al., 2023). Аналогично, среднее содержание углерода в листьях составляет 48,8%, с максимальным изменением от 46,3 до 51,3%.

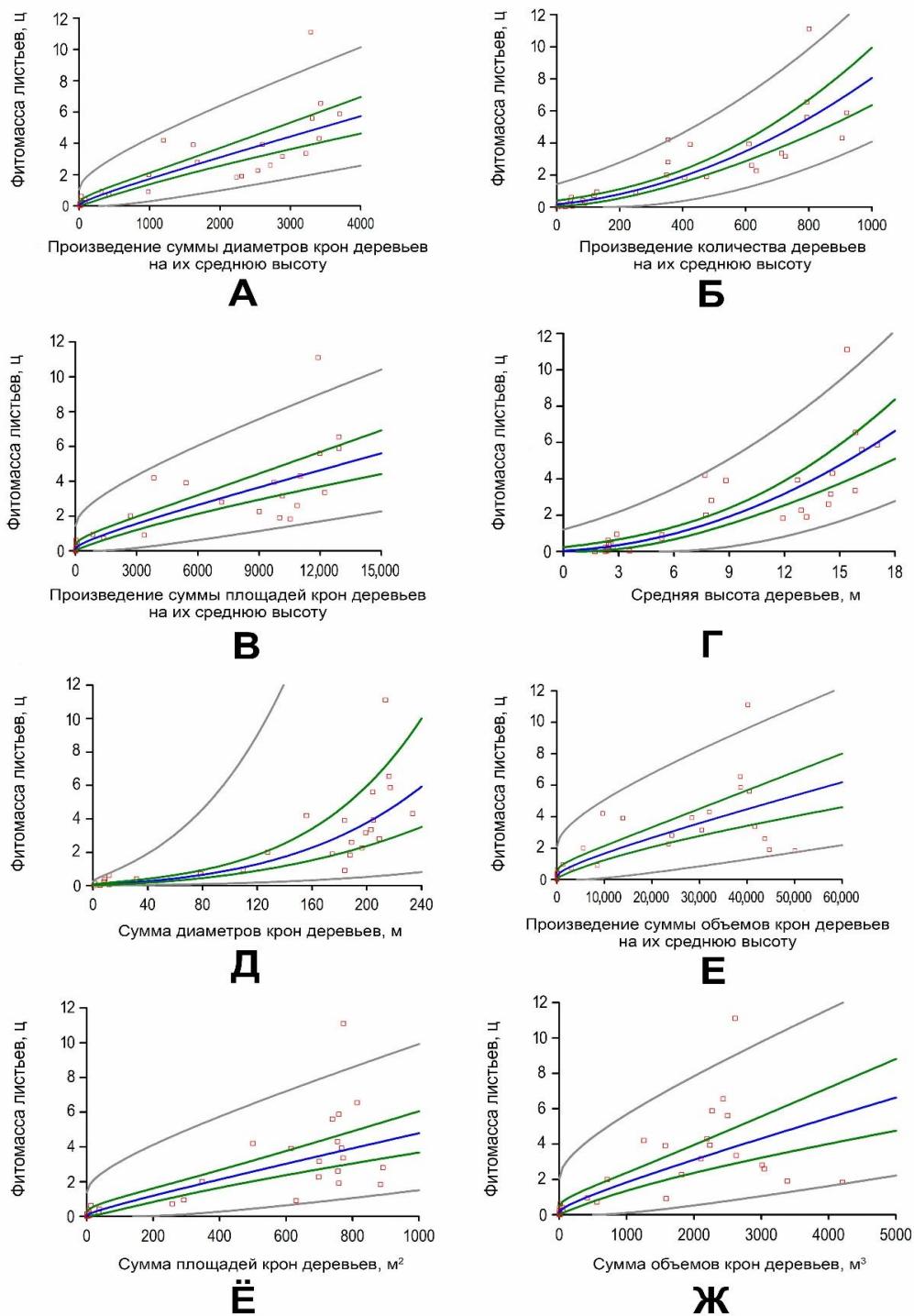


Рисунок 4.3. - Зависимость фитомассы листьев березняков от показателей, полученных по данным лидарной съемки: А – произведение суммы диаметров крон деревьев на их среднюю высоту; Б – произведение количества деревьев на их среднюю высоту; В – произведение суммы площадей крон деревьев на их среднюю высоту; Г – средняя высота деревьев; Д – сумма диаметров крон деревьев; Е – произведение суммы

объемов крон деревьев на их среднюю высоту; \ddot{E} – сумма площадей крон деревьев; J – сумма объемов крон деревьев.

Таблица 4.2. - Содержание углерода в различных элементах фитомассы березы повислой на разных стадиях зарастания.

Пробная площадь	Содержание углерода, %	
	В стволовой древесине и ветвях	В листьях
C2-B1-ПП1	49,0	47,5
C2-B1-ПП2	48,9	48,4
C2-B1-ПП3	48,8	48,6
C2-B1-ПП4	48,5	51,0
C2-B1-ПП5	49,3	50,5
C2-B2-ПП1	49,1	50,6
C2-B2-ПП2	49,3	47,5
C2-B2-ПП3	50,3	49,6
C2-B2-ПП4	49,6	50,9
C2-B2-ПП5	50,2	47,4
C3-B1-ПП1	49,5	46,3
C3-B1-ПП2	48,8	49,9
C3-B1-ПП3	49,5	50,6
C3-B2-ПП1	48,6	48,8
C4-B1-ПП1	48,6	49,0
C4-B1-ПП2	48,7	47,7
C4-B1-ПП3	49,1	51,0
C4-B1-ПП4	48,9	48,0
C4-B2-ПП1	48,9	48,7
C4-B2-ПП2	48,0	47,7
C4-B2-ПП3	49,1	50,5
C5-B2-ПП1	48,8	46,7
C5-B2-ПП2	48,8	48,8
C5-B2-ПП3	48,5	48,1
C5-B2-ПП4	48,9	50,9
C5-B2-ПП5	48,8	50,6
C5-B2-ПП6	48,3	51,0
C5-B2-ПП7	48,5	51,3
C5-B2-ПП8	48,5	50,9

Примечание: С - Стадия зарастания, В – Вариант, ПП – пробная площадь.

Следовательно, значения запаса углерода в стволовой древесине с ветвями на ПП можно получить путем произведения значения фитомассы,

полученной с помощью одного из уравнений регрессии на 0,485. Аналогичным образом, для того чтобы получить запас углерода в листьях рассчитывали произведение фитомассы на 0,488.

Кроме того, оценивалась разница между значениями запасов углерода в надземной части древостоя (включая стволовую древесину с ветвями и листьями), рассчитанными по данным лидарной съемки и значениями, полученными при использовании традиционного метода с использованием модельного дерева (табл. 4.3). Фитомассу листьев и фитомассу стволовой древесины с ветвями рассчитывали в каждом случае по одним и тем же параметрам (например, произведение количества деревьев на их среднюю высоту, среднюю высоту и т.д.)

При сопоставлении результатов оценки запасов углерода в надземной фитомассе древостоя по полевым измерениям и рассчитанным по параметрам лидарной съемки установлено, что с увеличением плотности древостоя точность оценки по лидарной съемке увеличивается (табл. 4.3) Большее расхождение в результатах расчета запасов углерода прямыми методами и по данным лидарной съемки в разреженных древостоях связано с тем, что на ранних стадиях лесовосстановления деревья одного возраста могут иметь сильные различия по размерам и форме крон. В зависимости от густоты древостоя длина кроны у березы повислой может варьировать от 30 до 80% от общей высоты дерева (Niemistö, 1995).

Наилучшей для расчета фитомассы стволовой древесины с ветками и листьев является модель с использованием произведения количества деревьев на их среднюю высоту. Точность оценки в березняках 20-летнего возраста и старше колеблется от 0,2 до 6,8%, а в березняках 9–20-летнего возраста с проективным покрытием более 30% — от 7,9 до 21,4% (табл. 4.3). На первой стадии зарастания наблюдаются очень сильные расхождения между результатами расчетов традиционным методом и данными лидарной съемки. Однако значения на данной стадии составляют в среднем всего 0,24 ц углерода на га, и, в отличие от других стадий лесовосстановления,

основное депонирование углерода происходит не в древесном ярусе, а в травостое.

Таблица 4.3. - Запасы углерода в надземной части лесных насаждений на заброшенных пашнях Башкирского Предуралья, заросших березой повислой, рассчитанные традиционным методом и с использованием различных показателей, полученных по данным LiDAR.

Стадия (С) и вариант (В) разрастания							
C1B1	C2B1	C2B2	C3B1	C3B2	C4B1	C4B2	C5B2
Запасы углерода в надземной биомассе древесного яруса по традиционным полевым измерениям, ц/га							
0,25 ±0,15	2,99 ±1,36	14,10 ±3,79	105,79 ±45,81	194,31	267,26 ±52,04	337,81 ±22,91	775,54 ±85,89
Запасы углерода в надземной биомассе древесного яруса по данным LiDAR, ц/га							
По произведению суммы диаметров кроны деревьев на их среднюю высоту							
2,78 ±0,27	3,02 ±0,18	7,11 ±2,43	75,19 ±21,87	206,52±6,2 8	282,33 ±77,08	408,36 ±27,20	716,34 ±38,41
По произведению количества деревьев на их среднюю высоту							
1,96 ±0,45	4,47 ±0,98	12,98 ±3,27	85,64 ±30,66	152,7±21,4 1	266,80 ±53,77	360,91 ±67,31	764,92 ±50,32
По произведению суммы площадей крон деревьев на их среднюю высоту							
3,69 ±0,17	3,66 ±0,05	6,41 ±1,89	66,19 ±17,62	266,31±37, 05	315,54 ±104,67	461,09 ±30,09	652,51 ±39,81
По средней высоте деревьев							
10,59 ±2,58	8,80 ±0,09	9,51 ±0,34	44,03 ±11,82	82,89±57,3 3	284,12 ±99,50	338,96 ±22,41	743,75 ±62,67
По сумме диаметров крон деревьев							
0,52 ±0,14	0,85 ±0,17	13,96 ±10,16	18130 ±73,50	560,81±188 ,61	270,04 ±53,56	499,01 ±35,78	629,94 ±56,16
По произведению суммы объемов кроны деревьев на их среднюю высоту							
2,85 ±0,78	2,44 ±0,18	8,68 ±3,89	113,68 ±24,71	357,08±84, 13	393,68 ±122,50	493,10 ±92,13	531,60 ±22,34
По сумме площадей крон деревьев							
0,87 ±0,26	0,94 ±0,11	9,22 ±6,27	142,99 ±56,19	930,00±378 ,60	325,52 ±94,17	599,17 ±126,95	505,00 ±33,86
По сумме объемов кроны деревьев							
1,36 ±0,24	1,29 ±0,07	4,23 ±1,95	74,23 ±26,28	958,69±393 ,37	662,05 ±306,63	1420,22 ±943,61	414,72 ±41,10

Для расчета надземной фитомассы древостоя на зарастающих березой неиспользуемых пашотных землях может быть использовано уравнение:

$$M_{\text{нч}} = (3,336 + 0,137 \times X)^2 + (3,384 + 0,025 \times X)^2 \quad (1)$$

где, $M_{нч}$ – масса надземной части березняка, X – произведение количества деревьев на их среднюю высоту.

С учетом коэффициентов пересчета, запас углерода в надземной части березняков можно рассчитать по формуле:

$$CS = (3,336 + 0,137 \times X)^2 \times 0,485 + (3,384 + 0,025 \times X)^2 \times 0,488$$

где CS – запасы углерода в березняке, X – произведение количества деревьев на их среднюю высоту.

С учетом большого распространения неиспользуемых пахотных земель, застраивающих березой, дистанционное зондирование с помощью лидара может иметь большой потенциал при определении депонирования углерода застраивающими залежами и оценке их роли в балансе парниковых газов (Campbell et al., 2023). Карттирование изменений живой надземной биомассы в пространстве и времени может дать критическое представление о движущих силах потока углерода и экологических изменений в процессе сукцессии лесных сообществ (Huang et al., 2013, Barbosa et al., 2014, Dalponte et al., 2019) и позволит прогнозировать будущие взаимодействия между землей и климатом в условиях изменения климата (Le Toan et al., 2004).

4.2. Разработка метода оценки проективного покрытия крон древостоя с использованием космоснимков

При проведении исследования на локальных территориях наиболее часто используются данные спутников серии Landsat (Wulder et al., 2008), а также спутника Sentinel-2 (Zhu et al., 2021). Для идентификации заброшенных пахотных земель на основе многолетних серий данных могут использоваться индекс NDVI, красный канал (RED), ближний инфракрасный канал (NIR), коротковолновый инфракрасный канал (SWIR) и относительный нормализованный индекс лесного снега (NDFSI) (Федоров и др., 2022). При оценке информативности отдельных спектральных каналов мультиспектральных снимков отмечается информативность красного канала

для анализа зарастания заброшенных пахотных земель по разновременным снимкам (Федоров и др., 2022).

Для определения начала вторичной сукцессии растительности с формированием древостоя разработан способ оценки проективного покрытия крон (ППК) подроста древесных видов на относительно ранних этапах зарастания по космоснимкам, в том числе Landsat 5, основанный использования зимних и ранневесенних космоснимков для оценки проективного покрытия древостоя с доминированием бересклета повислой (*B. pendula*), формирующегося на заброшенных пашнях МТ «Мишкинская» в зоне распространения широколиственных лесов, а также для оценки проективного покрытия сосны обыкновенной (*P. sylvestris*) на МТ «Белебеевская» в лесостепной зоне Предуралья (Федоров и др., 2023).

Для оценки текущих и ретроспективных значений проективного покрытия ППК на заросших участках заброшенных пахотных земель использовали полигональную сетку с размером квадрата 30×30 м (Федоров и др., 2022). Данный слой сетки использовался для отбора пробных участков с различиями в плотности крон и возрасте древостоев на спутниковой карте Google. Для каждого класса проективного покрытия деревьев (до 1, 1-5, 5-15, 15-25, 25-50, 50-75, 75-100 %) было отобрано не менее 10 участков. В июле 2022 года, в период максимального развития кроны, на модельных территориях закладывались ПП размером 30×30 м, центры которых совпадали с центрами выделенных полигонов на карте-сетке. Всего на 189 ПП с доминированием бересклета и на 170 ПП с доминированием сосны были получены данные о ППК, составе древостоя и высоте деревьев (Федоров и др., 2022).

Было рассчитано несколько уравнений регрессии для зависимости ППК от значений яркости красного канала по 7 снимкам Landsat 8 и Sentinel-2 на разные даты зимы и ранней весны 2020-2022 года. Для оценки ППК бересклетовых древостоев на зарастающих пашнях использовалась регрессионная модель, основанная на обратной зависимости между интенсивностью

отражения солнечного света от снега в межствольных пространствах в красном спектре и ППК, измеренной летом.

Наиболее оптимальное уравнение было получено по ранневесеннему снимку за 8 апреля 2021 года (Федоров и др., 2023):

$$\text{ППК}_B = (12,916 - 17,490 * \text{RED})^2$$

где ППК_B – проективное покрытие кроны березы, RED – значения яркости красного канала (Федоров и др., 2022).

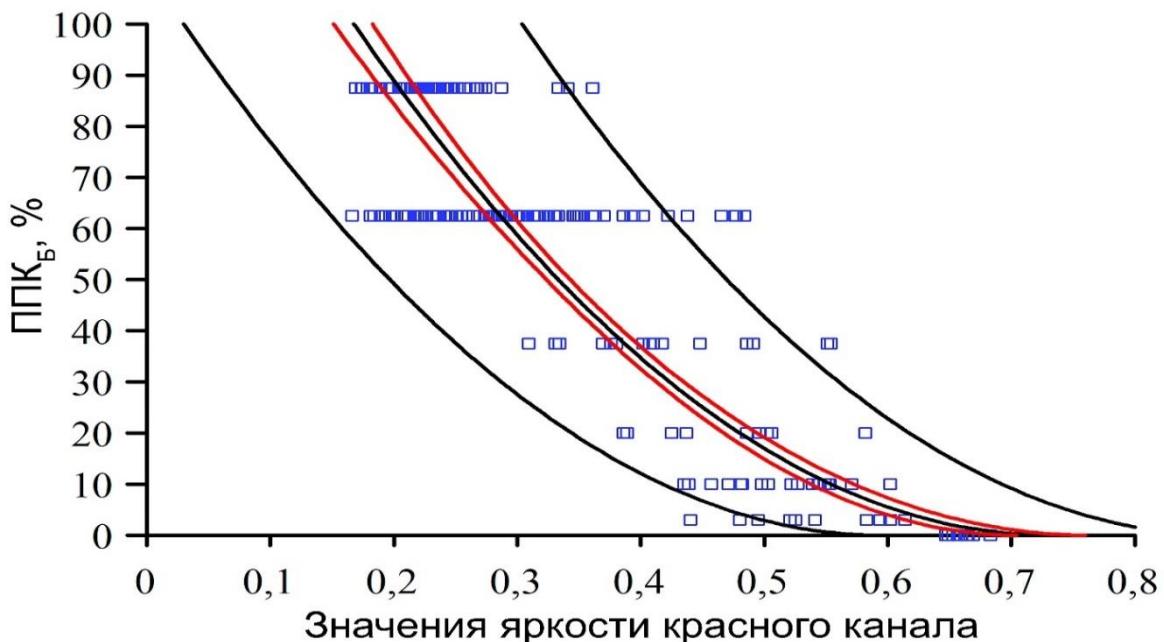


Рисунок 4.3. - Регрессионная модель зависимости проективного покрытия кроны березы от значений яркости красного канала.

Уравнение имеет коэффициент корреляции $R = -0,90$ и коэффициент детерминации $R^2 = 0,81$ (Федоров и др., 2022). Для построения регрессионной модели использовались ранневесенние снимки (конец марта – начало апреля). В это время средняя толщина снежного покрова составляла 20 см, но травянистый слой был еще погребен под снегом. Модель позволяет идентифицировать подрост березы высотой 1,5-2,0 м, а минимальное значение проективного покрытия кроны (ППК) составляет всего 10 %, что недостижимо при использовании спутниковых снимков, сделанных в вегетационный период. При этом точность оценки возрастает с увеличением ППК (Федоров и др., 2022).

Ретроспективная оценка ППК березовых насаждений на ПП была проведена с использованием полученной регрессионной модели зависимости ППК от значений яркости красного канала на ранневесенних спутниковых снимках Landsat 5, Landsat 7, Landsat 8 и Sentinel-2 (Федоров и др., 2022). Для анализа динамики ППК березовых древостоев на ПП использовались 12 спутниковых снимков с 2009 по 2022 год за 8 апреля или ближайшую возможную дату. Более ранних безоблачных снимков не было. Значения яркости красного канала в полигонах сетки рассчитывались по ретроспективным снимкам в модуле «Зональная статистика» программы QGIS 3.26 (URL:<http://qgis.osgeo.org>).

Аналогичный метод оценки проективного покрытия по 7 ранневесенним снимкам был отработан и для древостоев с доминированием сосны обыкновенной. Оптимальное уравнение было рассчитано по ранневесеннему снимку за 24 марта 2022 года:

$$\text{ППК}_c = 100,654 - 154,906 * \text{RED}$$

где ППК_c – проективное покрытие кроны сосны, RED – значения яркости красного канала.

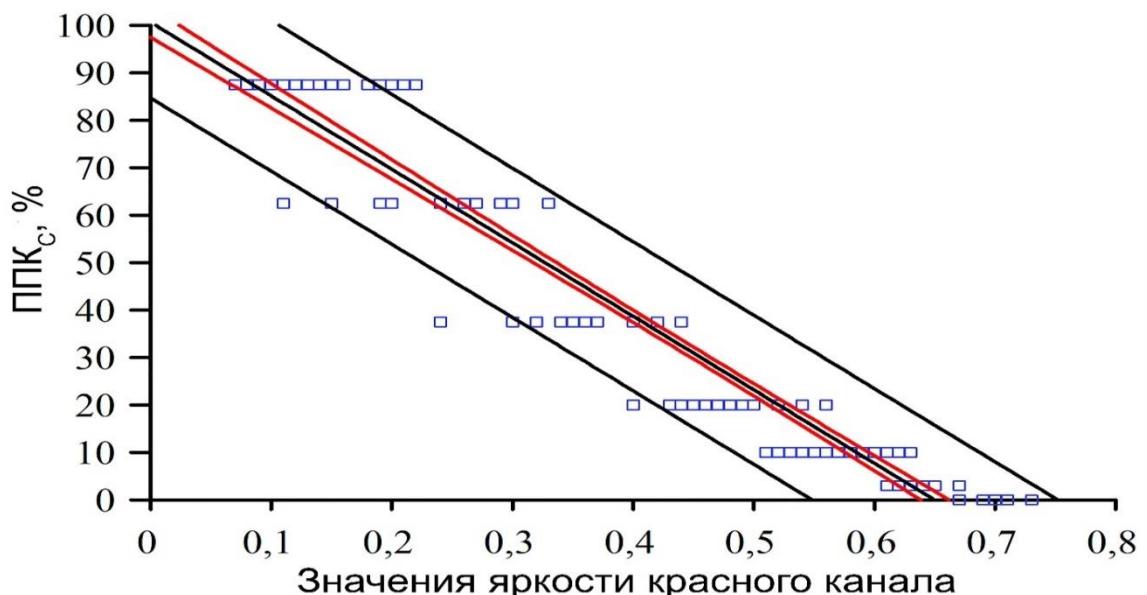


Рисунок 4.4. - Регрессионная модель зависимости проективного покрытия кроны сосны от значений яркости красного канала.

Уравнение имеет коэффициент корреляции $R=-0,97$ и коэффициент детерминации $R^2=0,94$.

Рассчитанные регрессионные уравнения имеют систематические ошибки при низких значениях проективного покрытия древостоя, но тем не менее они могут быть использованы для оценки начала зарастания залежей древесными породами, путем сопоставления значений красного канала формирующегося древостоя со значениями полей, которые используются по настоящее время. При этом учитывали высоту снежного покрова, которая, например, на МТ в широколиственной зоне в конце марта – начале апреля составляет 50-60 см, и, соответственно, подрост ниже этой высоты будет не виден. Таким образом будет не виден подрост березы возрастом 4-5 лет и сосны возрастом 5-6 лет.

ГЛАВА 5. ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДРЕВЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ЗАЛЕЖАХ В ШИРОКОЛИСТВЕННО-ЛЕСНОЙ И ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНАХ БАШКИРСКОГО ПРЕДУРАЛЬЯ

При изучении формирования древесной растительности на залежах в широколиственно-лесной и лесостепной зонах Башкирского Предуралья установлено существенное различие в составе древесно-кустарниковой растительности, формируемой на залежах.

5.1. Особенности формирования состава древесной растительности на залежах в широколиственно-лесной и лесостепной зонах

Анализ ретроспективных космоснимков с использованием красного канала показал, что начало формирования на залежах древесной растительности на МТ в широколиственно-лесной зоне произошло в 2000-2002 гг., после ликвидации колхозов и совхозов (Fedorov et al., 2023). В первые два-три года на заброшенных полях формировались травянистые рудеральные сообщества, которые в дальнейшем сохранились на 10% площади заброшенных полей. На остальной территории залежей постепенно шло зарастание залежей древесной растительностью. Несмотря на то, что окружающие заброшенные поля леса были представлены сообществами союза *Aconito lycoctoni-Tilion cordatae* Solomeshch et Grigoriev в Willner et al. 2016 класса *Carpino-Fagetea sylvatica* Jakucs ex Passarge 1968, в состав которых входят липа (*T. cordata*), ильм (*U. glabra*), клен остролистный (*A. platanoides*) и дуб черешчатый (*Q. robur*), восстановление древесной растительности на залежах происходило преимущественно березой повислой (*B. pendula*) (Широких и др., 2017). В состав древостоя на залежах в некоторых случаях входили осина (*P. tremula* L.) и ива козья (*S. caprea* L.). В качестве источников семян выступали посадки березы (лесополосы). На участках залежей, расположенных вблизи сосновых насаждений зарастания залежей, шло восстановление сосной обыкновенной (*P. sylvestris*), однако

такие участки не занимали значительных площадей. В широколиственно-лесной зоне большее распространение имеет древостой березы, занимающий 95% от общей площади, застраивающих лесом залежей. Смешанные сосново-березовые древостои занимают всего 3%, а чистые сосняки - 2%.

К настоящему времени на заброшенных полях сформировались загущенные березняки, находящиеся на 4 стадии лесовосстановления возрастом 18-22 лет. В редких случаях в зоне широколиственных лесов на почвах с близким залеганием грунтовых вод отмечается зарастание заброшенных земель ивой козьей (*S. caprea*), образующей густой древостой высотой до 8-12 м. В связи с неодновременным прекращением использования пашни в разных частях территории есть небольшие участки березняков возрастом 25 лет (пятая стадия зарастания). Молодые березняки, находящиеся на 1-3 стадии почти отсутствуют. На удаленных от источников семян участках травянистых залежей с присутствием единичных деревьев дальнейшее зарастание древесной растительностью практически прекратилось, что, вероятно, связано с густым травостоем и накоплением на почве ветоши, препятствующей прорастанию семян. Таким образом, в настоящее время на МТ «Мишкинская» формирование березового древостоя на залежах практически завершилось.

5.2. Формирование древесной растительности на залежах в лесостепной зоне

Естественные леса в Белебеевском районе представлены, как и в широколиственно-лесной зоне преимущественно лесами, в составе которых доминируют липа, клен, дуб, ильм и единично представлены осина и береза. На крутых склонах встречаются сосново-широколиственные леса подсоюза *Tilio-Pinenion* Shirokikh et al. 2021. В лесостепной зоне имеют большее распространение посадки сосны. В связи с этим наблюдается зарастание заброшенных полей сосновой и, монодоминантные сосняки составляют 52% от общей площади бывшей пашни. Сосна отличается от березы более тяжелыми

семенами (Денисов и др., 1971) и более медленным ростом (Санников., 1985), поэтому на МТ «Белебеевская» встречаются сосняки только первой – третьей стадий зарастания залежей. Смешанные сосново-березовые древостои занимают 47% от общей площади полей, зарастающих древесными видами, а чистые березняки – менее одного процента.

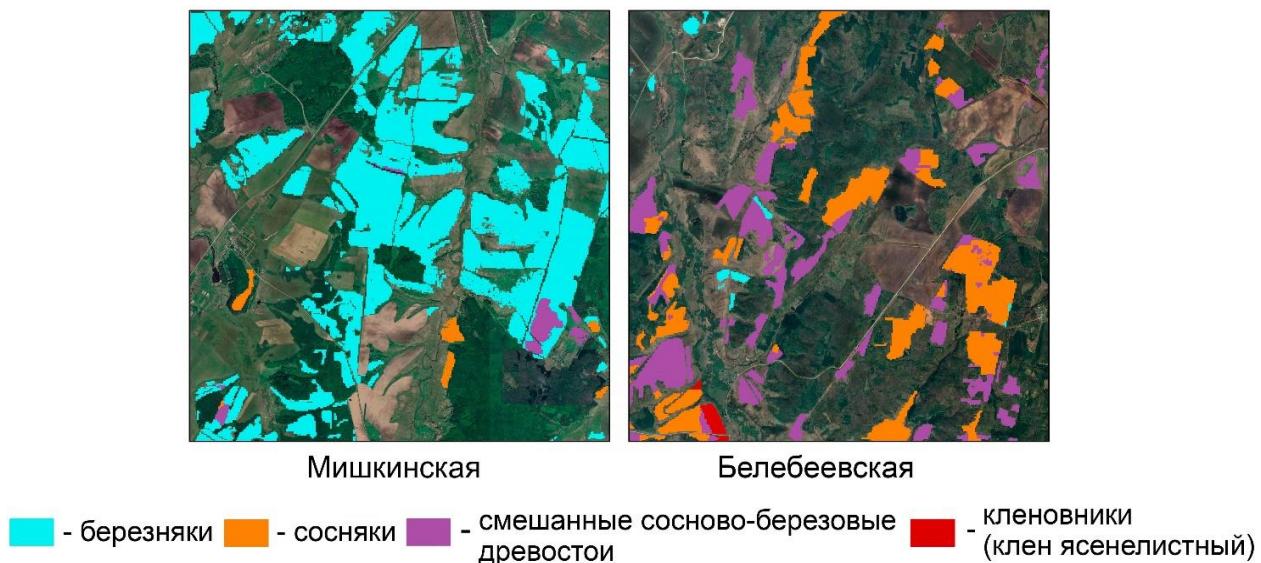


Рисунок 5.1. - Пространственное распределение различных древостоев на модельных территориях: А – «Мишгинская», Б – «Белебеевская».

Почти полное отсутствие чистых березняков на этой МТ связано с тем, что благоприятные для семенного размножения березы условия на Бугульмино-Белебеевской возвышенности бывают реже, чем в широколиственно-лесной зоне (примерно один раз в 7–10 лет) (Краснобаева и др., 2007). Кроме того, возобновление березы является чувствительным к интенсивному нагреванию поверхности солнечными лучами и пересыханию почвы, что обусловлено небольшими запасами питательных веществ в семени и отсутствием стержневого корня (Чижов и др., 2011). В крайне сухое и жаркое лето 2010 года отмечалась как атмосферная, так и почвенная засуха (до глубины 1,5 м и более), что повлекло гибель подроста березы (Газизуллин и др., 2014). Также, локальные засухи в лесостепной зоне часто сопровождаются низовыми пожарами, способствующими естественному

возобновлению сосны и продолжению формирования древостоя сосны на залежах. Семенное возобновление березы получило распространение после засухи 2010 года и, вероятно, выживаемость самосева березы в уже формирующимся сосновом подросте была выше за счет большего снегозадержания по сравнению с открытыми пространствами (Газизуллин и др., 2014).

Вблизи урбанизированных территорий встречаются интразональные сообщества с кленом ясенелистный (*Acer negundo* L.), которые так же, как и березняки не занимают больших площадей. Кроме того, в обеих зонах формируются нетипичные длительно-производные парковые (редкостойные) березовые (МТ «Мишкинская») и сосново-березовые (МТ «Белебеевская») лесные сообщества, травяной ярус которых состоит из видов зональных типов луговой и лугово-степной растительности. В лесостепной зоне в их состав единично входят также натурализовавшиеся культурные древесные виды (*Malus domestica*, *Prunus spinosa*). Происхождение этих сообществ связано со значительным удалением от источника семян и формированием густого травостоя, препятствующего возобновлению древесных видов. В лесостепной зоне площадь травянистых сообществ сокращается вследствие воздействия частых низовых пожаров, способствующих возобновлению сосны.

5.3. Пространственно-временные закономерности распространение семян на залежах, зарастающих древесной растительностью

Пространственный анализ лесных насаждений на заброшенных пахотных землях представляет собой сложную, многофакторную задачу, определяемую множеством факторов: семенной продуктивностью, первичным и вторичным распространением семян, семенным банком почвы (Granström, 1987; Skoglund et al., 1989; Tiebel et al., 2021), условиями среды обитания и структурой насаждений (Minami et al., 2003; Kohler et al., 2020), каждый из которых влияет на рост древесных растений.

5.3.1. Пространственно-временные закономерности формирования древостоя на залежах в широколиственно-лесной зоне

Рассмотрим пространственно-временные закономерности изменения проективного покрытия березняков в ходе лесовосстановительных сукцессий на МТ «Мишкинская». Анализ пространственно-временных закономерностей распространения самосева березы относительно источников семян проводился на четырех ПП в широколиственно-лесной зоне Предуралья РБ (рис. 5.2).

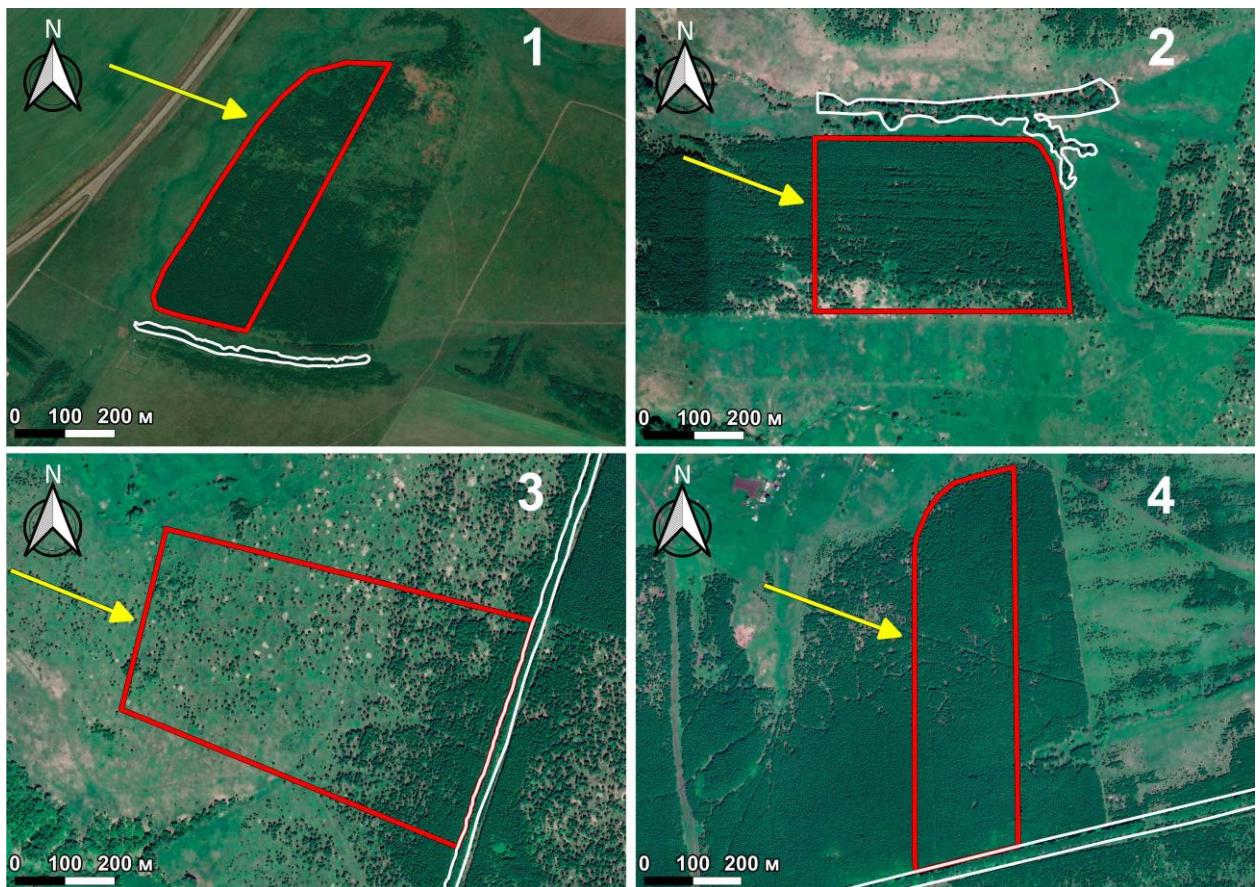


Рисунок 5.2. - Преобладающее направление ветра и расположение источников семян на пробных площадях, застраивающих березой повислой (*Betula pendula*) на заброшенных пашнях в зоне широколиственных лесов Башкирского Предуралья.

Примечание: Желтые стрелки показывают преобладающее направление ветра, белые линии указывают участки со взрослыми березами, которые являются источниками семян.

Как видно из таблицы. 5.1 на МТ «Мишкинская» в широколиственно-лесной зоне в 2023 году возраст древостоев по краям ПП, прилегающим к деревьям – источникам семян составлял от 21 до 24 лет. Возраст древостоев в части, противоположной источникам семян, был примерно равен возрасту древостоев вблизи источников семян или ниже на 1-4 года. Таким образом, основное заселение этих заброшенных пашен березами произошло в 1999–2002 гг. В отличие от 2003 года, когда наблюдалась весенне-летняя засуха (количество осадков за год, включая зиму, было вдвое меньше среднего), в годы распространения березы количество осадков было благоприятным (URL: https://rp5.ru/Погода_в_мире). В настоящее время на участках ПП, прилегающих к семенным деревьям, густота древостоя (количество деревьев, шт./га) была в 2-3 раза выше, чем на их противоположных концах на ПП1-3, и лишь на 30% выше на ПП4. В то же время на ПП4 ППК на краю участка, прилегающего к семенным деревьям, было ниже, чем на противоположной части ПП.

Таблица 5.1. - Характеристика *Betula pendula* на участках пробных площадей, расположенных вблизи и вдали от источников семян в широколиственно-лесной зоне Башкирского Предуралья.

Пробные площади	Средняя высота источника в семян, м	Возраст древостоя, годы		Количество деревьев в 2023 году, шт./га		Средняя высота деревьев на пробных площадях, м	
		Вблизи от источника семян	Вдали от источника семян	Вблизи от источника семян	Вдали от источника семян	Вблизи от источника семян	Вдали от источника семян
1	19,4 ± 0,1	21–22	20–21	1568	740	14,2 ± 0,1	12,2 ± 0,2
2	22,4 ± 0,1	21–22	21–22	1548	504	14,8 ± 0,1	12,1 ± 0,2
3	21,2 ± 0,1	22–24	19–22	476	256	14,1 ± 0,1	9,2 ± 0,2
4	24,0 ± 0,2	22–24	20	1068	720	11,9 ± 0,1	11,5 ± 0,1

Из рисунка 5.3 видно, что на ПП1 в 2009 г. ППК березы, возрастом 8-9 лет и высотой 1,5-2 м была в среднем близка к 24 % на расстоянии до 100 м от источника семян и не более 5% на расстоянии 200-600 м. Таким образом, распределение ППК соответствует обратной степенной функции, так как максимальное зарастание происходит на расстоянии до 100 м от края участка, прилегающего к семенным деревьям. Сила влияния фактора (отношение межгрупповой дисперсии к общей дисперсии) «расстояние от источника семян» составила в 2009 г. 0,76, а в 2022 г. она снизилась до 0,18 (табл. 5.2). К моменту достижения березами 21–22 летнего возраста на всей ПП по всему градиенту удаления от источника семян формируется сомкнутый древостой.

Таблица 5.2. - Изменение силы влияния фактора удаленности от семенных деревьев на проективное покрытие кроны *Betula pendula* при формировании древостоев на заброшенных пашнях в широколиственно-лесной зоне.

№ участка	Сила влияния фактора η^2						
	2009 г.	2012 г.	2014 г.	2016 г.	2017 г.	2021 г.	2022 г.
1	0,76	0,57	0,53	0,49	0,45	0,24	0,18
2	0,61	0,70	0,69	0,64	0,67	0,63	0,63
3	0,40	0,72	0,64	0,69	0,68	0,76	0,78
4	0,90	0,86	0,74	0,47	0,35	0,40	0,45

Примечание η^2 – отношение межгрупповой дисперсии к общей.

ПП2 отличалась от остальных как размерами (ее длина была на 250 м короче остальных площадок), так и расположением семенных деревьев. Последние росли в 10-метровой котловине, но были на 3 м выше семенных деревьев других участков. В результате на ПП2 высота деревьев оказалась на 7 м меньше по отношению к краю делянки, чем, например, на ПП1 (табл. 5.1).

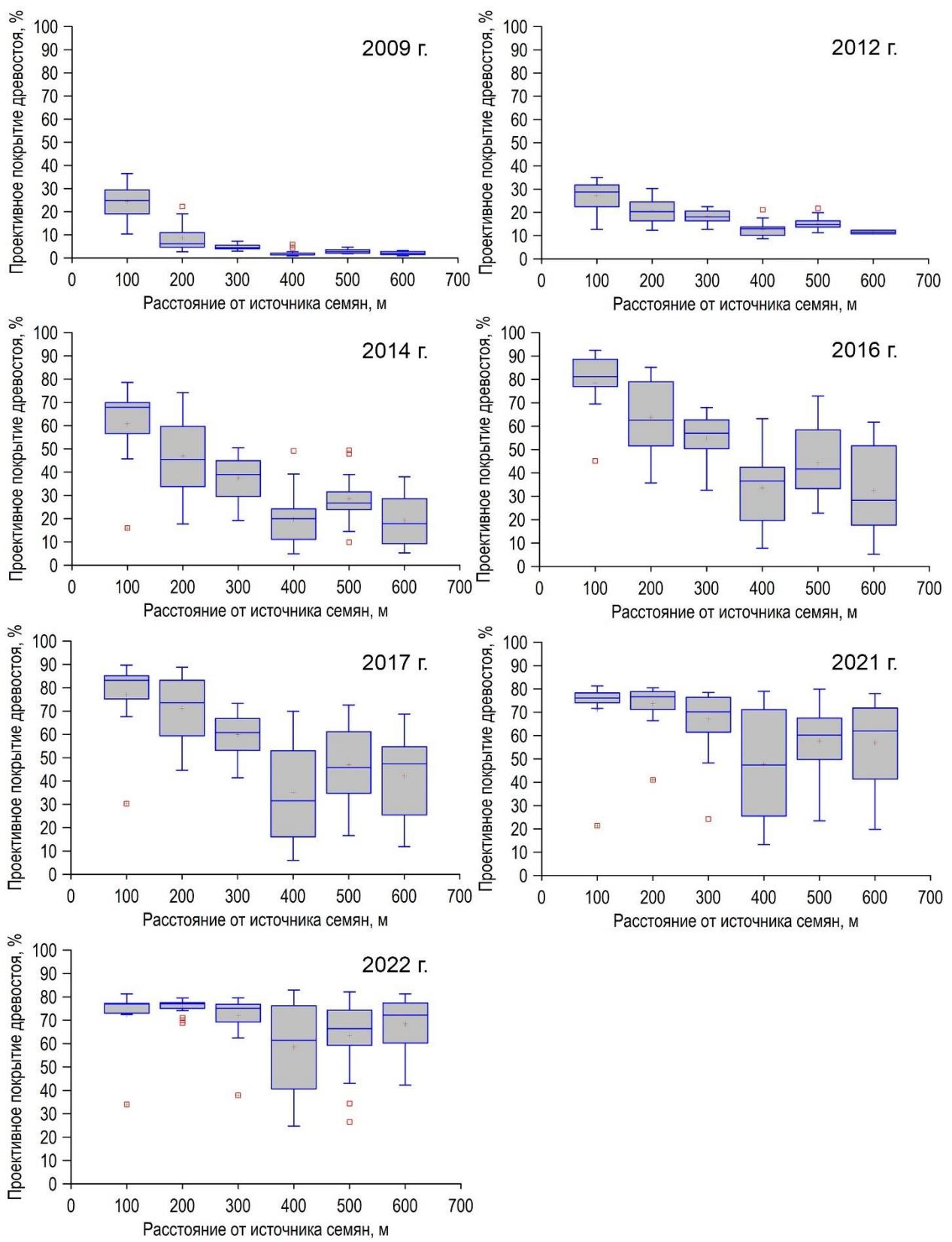


Рисунок 5.3. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Betula pendula* при зарастании неиспользуемой пашни на пробной площади 1, источник семян — лесополоса, направление преобладающих ветров не совпадает с направлением распространения семян.

В 2009 году на ПП2 ППК растущих деревьев березы составляла в среднем 25% на расстоянии до 100 м от источника семян, а разница между ППК на расстоянии до 100 и 200 м была меньше, чем на ПП1 (рис. 5.4). Сила влияния фактора «расстояние от источника семян» на ППК была меньше и составила 0,61. Спустя пять лет, в 2014 году, различия ППК по градиенту удаления от источника семян на ПП2 стали более очевидными и, в отличие от ПП1, сила влияния этого фактора на ППК не уменьшилась, а скорее увеличился до 0,69. В последующие годы сила влияния этого фактора на ППК несколько снизилась. В 2021–2022 гг. ППК 21–22 летних берез выровнялась на расстоянии до 300 м от семенного источника и достигла в среднем 80%, а на противоположном краю участка образовалось редколесье.

Источником семян для ПП3 послужила лесополоса березового леса. В отличие от ПП1 и ПП2, здесь преобладающее направление ветра было противоположно направлению распространения семян и ППК составлял менее 5% на всем расстоянии от 100 до 800 м, причем в 2009 г. различия не были статистически значимыми (рис. 5.5). Сила влияния фактора «расстояние от источника семян» на ППК составила всего 0,40. На расстоянии 100 м от источника семян средний ППК в 2014 г. составил всего 16%, а на следующих 200–800 м – менее 5%. Сформировалась четкая тенденция к уменьшению ППК по мере удаления от источника семян. В результате сила влияния фактора «расстояние от источника семян» увеличилась до 0,65. Эта тенденция продолжала усиливаться, и в 2022 г. в возрасте дерева 20–22 года средний ППК на расстоянии до 100 м увеличился до 63%, а на расстоянии 200 м – до 45%. Сила влияния этого фактора возросла до 0,78. Таким образом, полное несовпадение направления распространения семян с направлением господствующих ветров снижало плотность распространения семян, но не влияло на дальность их распространения.

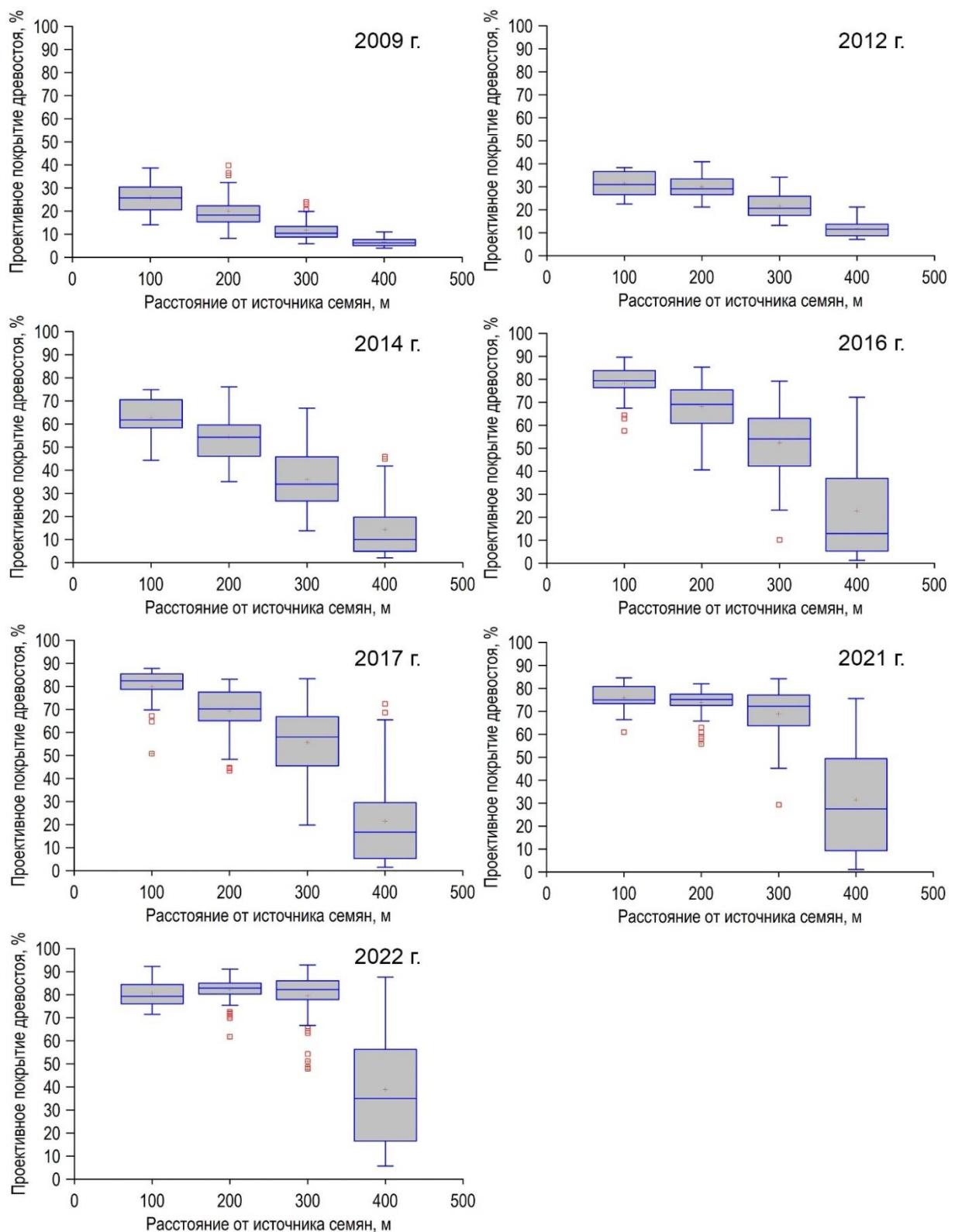


Рисунок 5.4. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Betula pendula* при зарастании неиспользуемой пашни на пробной площади 2, источник семян — березняк в понижении, направление преобладающих ветров не совпадает с направлением распространения семян.

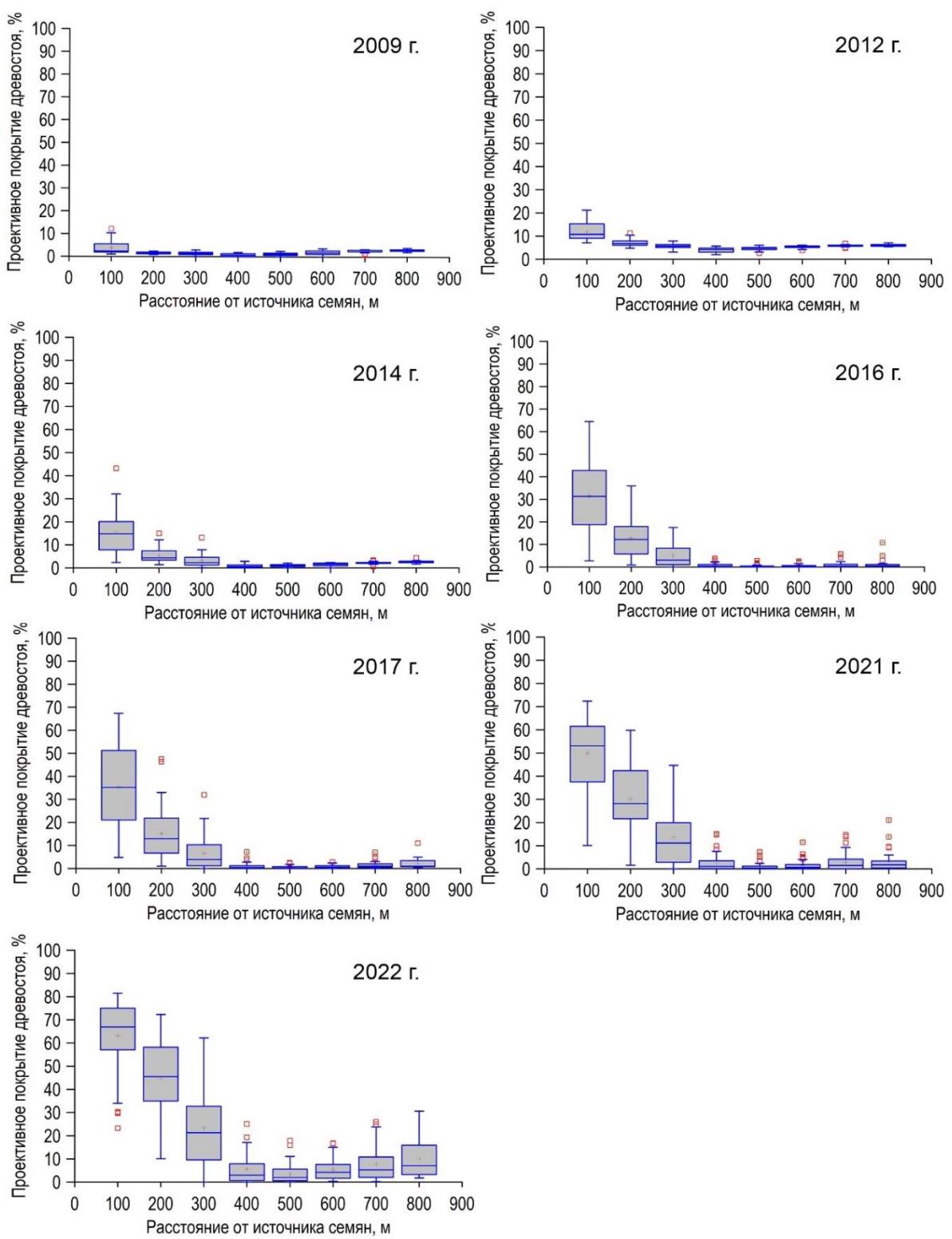


Рисунок 5.5. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Betula pendula* при застарении неиспользуемой пашни на пробной площади 3, источник семян — лесополоса, направление преобладающих ветров противоположно направлению распространения семян.

Источником семян для ПП4 послужила березовая роща. С противоположной стороны пробный участок примыкал к селу, и, таким образом, в то время, когда заброшенная пашня начала зарастать березами, выпас скота стал дополнительным фактором. Как видно из рисунка 5.6, на расстоянии 100 м от источника семян ППК в 2009 г. был выше, чем на других ПП, и составлял 53%, а на расстоянии 600–800 м он резко снижался. Сила влияния фактора «расстояние от источника семян» была максимальной в 2009 году и составила 0,90. В 2014 г. на расстоянии от семенного источника до 400 м ППК составляло уже более 70%, а к 2017 г. на всем градиенте расстояния сформировался сомкнутый древостой. При этом сила влияния этого фактора снизилась до 0,35. В 2022 г. сила влияния этого фактора увеличилась до 0,45, при этом ППК древостоя стало максимальным на расстоянии 600–800 м от источника семян.

Все четыре ПП, на которых проводились исследования, были расположены на относительно выровненных участках на небольшом расстоянии друг от друга и, поэтому, не различались по температуре и осадкам. Сроки начала зарастания были близки (2000-2002 гг.), что свидетельствует о почти одновременном прекращении их использования в качестве пашни. На начальных этапах зарастания ПП березой при низком ППК этот показатель отражает закономерности распространения семян, которые в целом совпадают с литературными данными (Niemistö, 1995, 2013, Liu et al., 2021). Поэтому влияние фактора «расстояние от источника семян» на ППК было выше на более ранних этапах зарастания. Исключение составляет ПП3, на которой направление преобладающих ветров противоположно направлению распространения семян. Таким образом несмотря на то, что во время рассеивания семян березы в районе исследования преобладают ветра со скоростью до 3,3 м/с, реже 3,4-5,4 м/с, умеренные ветра со скоростью 5,5-7,9 м/с имеют большое влияние, хотя бывают достаточно редко. Это связано с тем, что мгновенный профиль ветра никогда не соответствует своему среднему

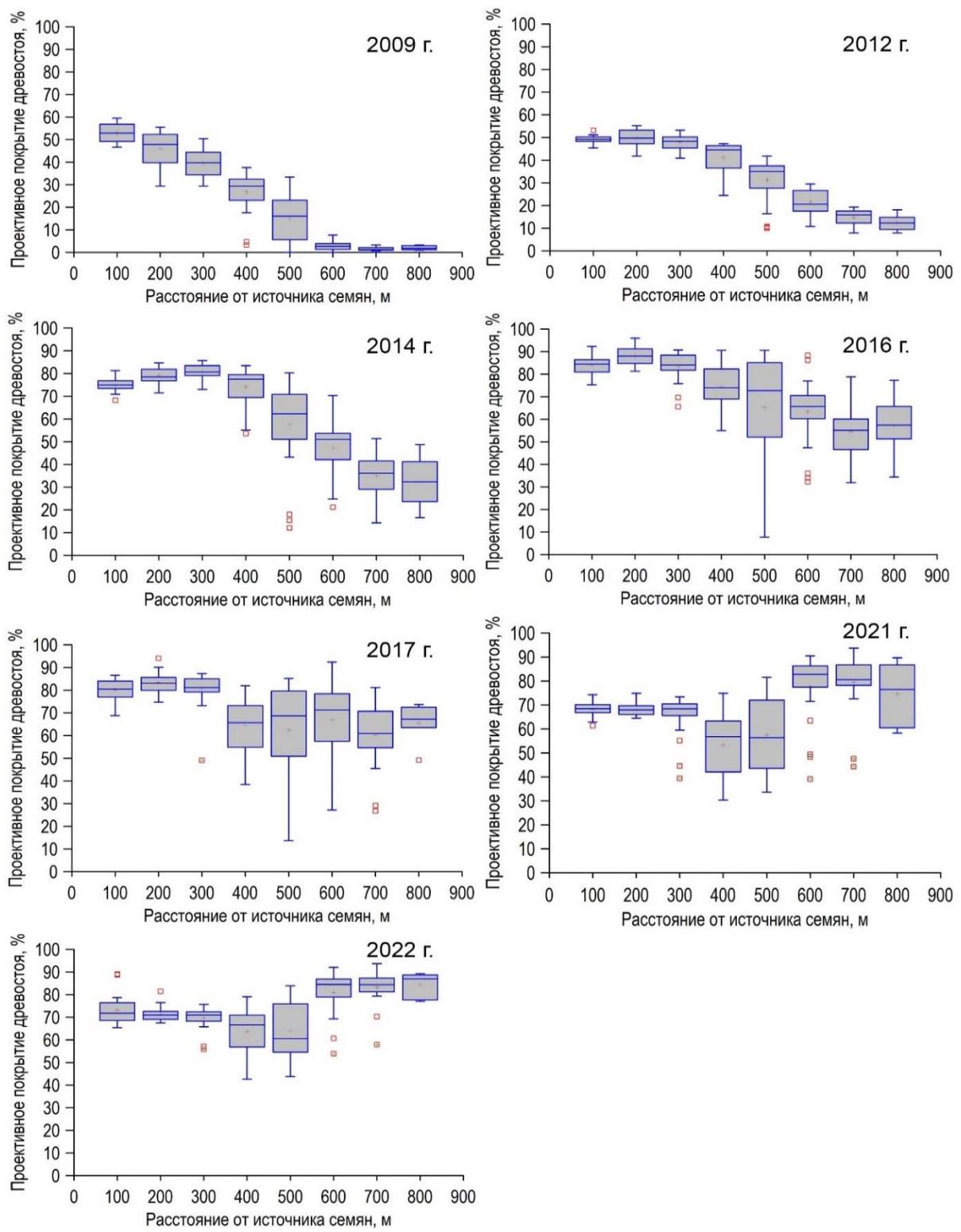


Рисунок 5.6. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Betula pendula* при зарастании неиспользуемой пашни на пробной площади 4, примыкающего к деревне, источник семян — лесополоса, направление преобладающих ветров не совпадает с направлением распространения семян значению.

Среднее значение представляет собой чрезвычайно сложный интеграл систематических и турбулентных потоков (Horn et al., 2001).

Кроме того, высота над уровнем моря участка ПП3 больше на 30-60 метров, чем на других пробных площадях. В связи с этим скорость ветра на данной ПП усиливается положением в рельефе. В 2009 г. возобновление березы на этой ПП имело менее 10% ППК, поэтому формирующийся древостой на этом этапе еще не являлся лесом. На ПП3 даже в 23-летнем возрасте сомкнутый древостой сформировался только на расстоянии до 100 м от березовой лесополосы, а плотность живого древостоя была в 2-3 ниже, чем на других ПП. Однако единичные деревья встречались на расстоянии до 800 м.

Высота деревьев-источников семян относительно территории распространения также имеет значительное влияние. На ПП2 деревья, растущие в ложбине, глубиной 10 м были на 7 м ниже края поля по сравнению с ПП1. Поэтому на ПП2 эффективное распространение семян, обеспечивающее формирование сомкнутого древостоя к 20-летнему возрасту, было на 300 м меньшим, чем на ПП1. Такое сильное различие видимо связано с тем, что семена во время сильных ветров могут «подниматься» выше высоты их выброса из-за турбулентности воздуха и неуклонно падают вниз с более высокой точки (при предположении, что они не будут подхватываться последующей турбулентностью) (Whitcomb et al., 1981). Это соответствует литературным данным о том, что чем сильнее ветер и выше дерево, тем дольше и дальше полетят семена (Kim et al., 2022). Формирование сомкнутого древостоя на ПП1 к 20 годам на расстоянии 600 м свидетельствует о том, что на это расстояние распространялись полноразвитые семена. Это соответствует литературным данным о том, что переход семян в фазу дальнего распространения зависит больше от характеристик встречающихся ветров, чем от внутренних различий между семенами (Augsburger, Franson, 1987; Greene, Johnson, 1990, 1992a; Nathan et al., 2001).

Наиболее интенсивное зарастание березой происходило на ПП4, что связано с ее примыканием к пастбищу на краю деревни и пастьбой скота после прекращения использования в качестве пашни. Выпас скота угнетал травянистую растительность, а нарушение дерновины способствовало распространению березы. В жаркие летние дни скот заходил в сформировавшиеся березняки со стороны деревни, что способствовало обогащению почвы продуктами жизнедеятельности животных. Это способствовало росту березняков и увеличению ППК до более высоких значений, чем в начале ПП вблизи источников семян.

В 2022 году на ПП1 и ПП4 ППК вблизи от источников семян и на противоположном конце пробных площадей практически не различалось. В целом выявлены две зависимости между выживаемостью сеянцев и расстоянием до семенных деревьев: (1) распространение семян и плотность сеянцев уменьшаются с увеличением расстояния до семенного дерева и (2) вероятность выживаемости семян/саженцев увеличивается из-за снижения конкуренции.

5.3.2. Пространственно-временные закономерности распространения семян на залежах, застраивающих древесной растительностью в лесостепной зоне

Аналогичным образом анализ пространственно-временных закономерностей распространения самосева сосны проводился на четырех ПП, застраивающих сосновой обыкновенной в лесостепной зоне Башкирского Предуралья РБ (рис. 5.7). Источниками семян на всех ПП были насаждения сосны. Протяженность ПП от источников семян до противоположного края составляла от 540 до 912 м. В отличии от МТ «Мишкинская» на МТ «Белебеевская» время начала зарастания заброшенных пахотных угодий на разных участках различалось, что связано, как с разным временем прекращения использования земель в качестве пашни, так и с пожарами, которые способствовали возобновлению сосны. Во всех случаях с

увеличением возраста ППК соснового древостоя вблизи источника семян возрастает в большей степени, чем в дальнем конце участка. В связи с этим, сила влияния фактора «расстояние от источника семян» на ППК сосны возрастает.

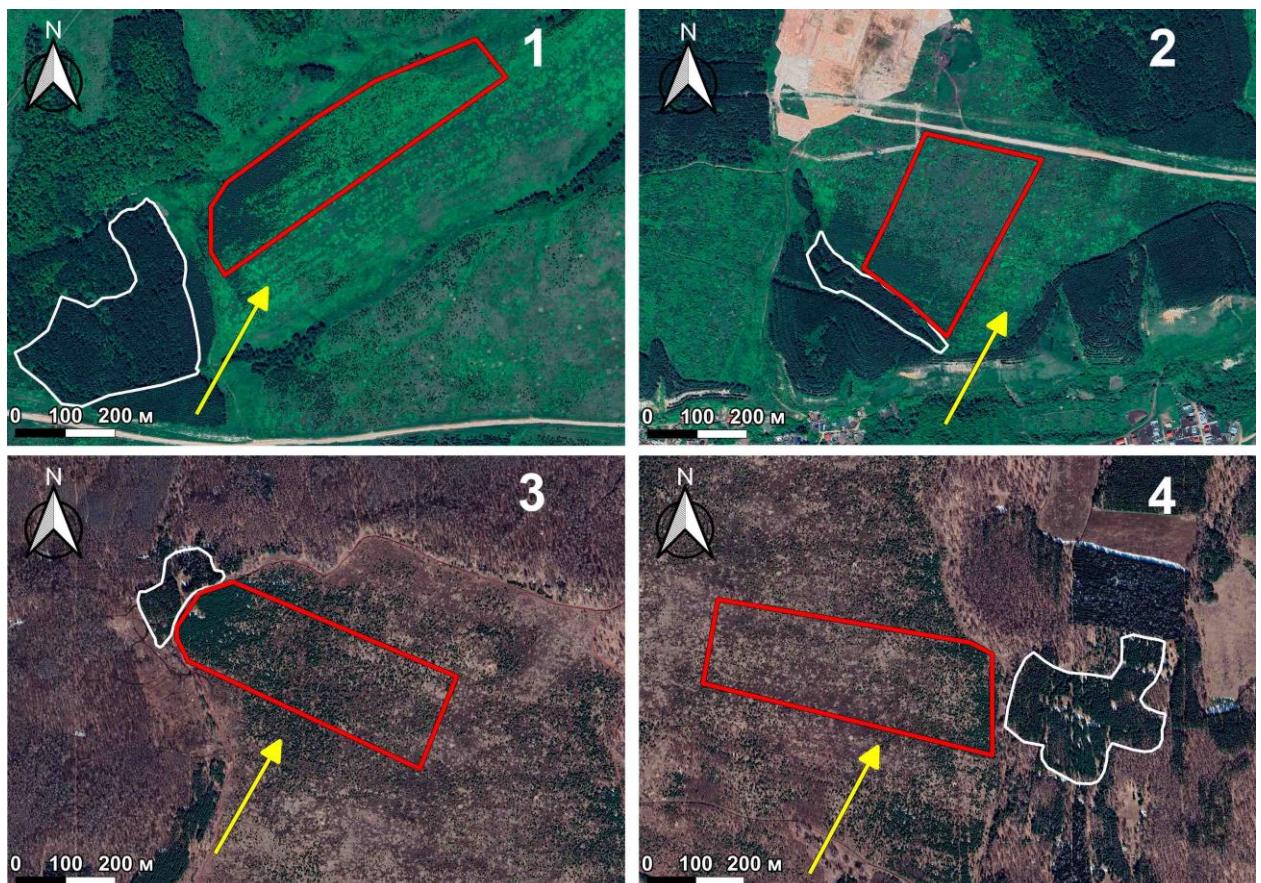


Рисунок 5.7. - Преобладающее направление ветра и расположение источников семян на пробных площадях, зарастающих сосной обыкновенной (*Pinus sylvestris*) на заброшенной пашне в лесостепной зоне Башкирского Предуралья.

Примечание: Желтые стрелки показывают преобладающее направление ветра, а белые линии указывают участки со взрослыми соснами, которые являются источниками семян.

Направление ветра и совпадение с направлением распространения семян у сосны играло меньшую роль, чем у берескы в широколиственно-

лесной зоне Башкирского Предуралья. Это связано с тем, что семена сосны имеют большую массу по сравнению с семенами березы (Петров, 1978).

Как показано в таблице 5.3, на МТ «Белебеевская» в лесостепной зоне в 2023 году возраст древостоя вблизи источников семян варьировал от 14 до 24 лет, в то время как в противоположной части, отдаленной от источников семян, он составлял от 12 до 23 лет. Таким образом, основное заселение этих заброшенных пашен сосновой произошло в 2000–2010-х годах.

Таблица 5.3. - Характеристика *Pinus sylvestris* на участках пробных площадей, расположенных вблизи и вдали от источников семян в лесостепной зоне Башкирского Предуралья.

Пробные площади	Средняя высота источников семян, м	Возраст древостоя, годы		Средняя высота деревьев на пробных площадях, м	
		Вблизи от источника семян	Вдали от источника семян	Вблизи от источника семян	Вдали от источника семян
1	27	14-19	15-22	6,1	5,6
2	21	15-24	13-22	7,5	5,1
3	26	17-24	13-23	8,0	4,5
4	28	16-20	12-23	8	5,1

Из рисунка 5.8 и таблицы 5.4 следует, что с 2016 по 2017 год ППК на расстоянии до 500 м составляло в среднем менее 30%, сила влияния фактора «расстояние от источника семян» изменилась незначительно с 0,32 до 0,31. Источником семян на ПП1 была лесополоса. К 2022 году ППК на расстоянии до 500 м увеличилось до 50-90%, тогда как на расстоянии более 500 м ППК оставалось ниже 10%. Направление преобладающих ветров совпадало с направлением распространения семян.

Таблица 5.4. - Изменение силы влияния фактора удаленности от семенных деревьев на проективное покрытие кроны *Pinus sylvestris* при формировании древостоев на заброшенных пашнях в лесостепной зоне.

№ участка	Сила влияния фактора η^2 *				
	2016 г.	2017 г.	2019 г.	2020 г.	2022 г.
1	0,32	0,31	0,67	0,73	0,72
2	**	**	0,26	0,81	0,84
3	0,48	0,64	0,71	0,80	0,73
4	**	**	0,47	0,81	0,76

Примечание η^2 – отношение межгрупповой дисперсии к общей. * ** – древесный подрост ниже уровня снега.

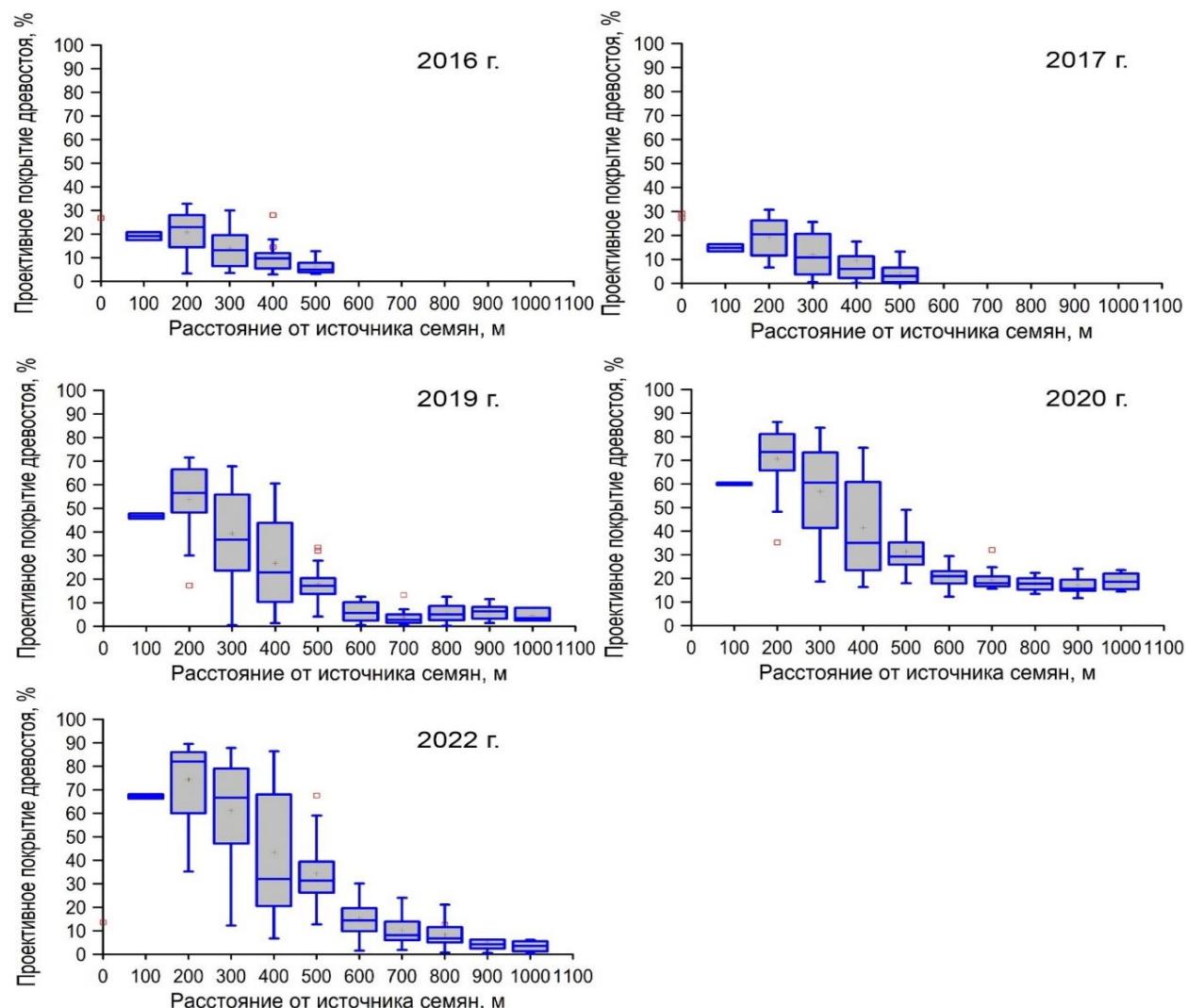


Рисунок 5.8. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Pinus. sylvestris* при зарастании неиспользуемой пашни на пробной площади 1, источник семян — лесополоса, направление преобладающих ветров совпадает с направлением распространения семян.

На ПП2 забрасывание произошло позже, чем на остальных ПП, в результате чего древостой сосны оказался более молодым. Из рисунка 5.9 видно, что в 2019 году ППК на расстоянии до 100 м составлял 55%, а к 2022 году этот показатель уже достиг 90%. Сила влияния фактора также возросла с 0,26 до 0,84. Направление преобладающих ветров совпадало с направлением распространения семян.

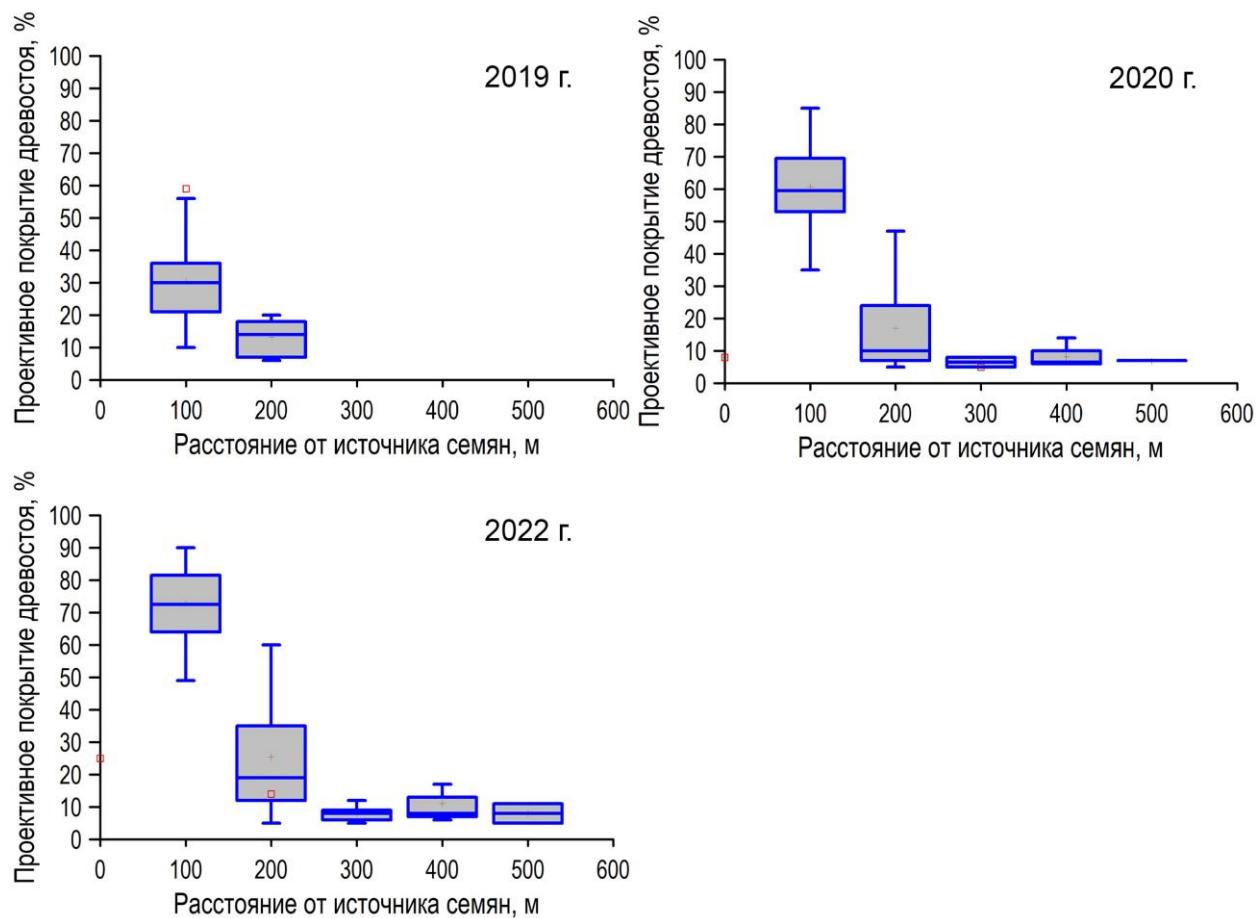


Рисунок 5.9. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Pinus sylvestris* при застарении неиспользуемой пашни на пробной площади 2, источник семян — лесополоса, направление преобладающих ветров совпадает с направлением распространения семян.

На рисунке 5.10 видно, что в 2016 году ППК на ПП3 составляло в среднем 30% на расстоянии до 100 м. В 2022 году ППК в начале ПП значительно увеличилось и составляло в среднем 85%, при этом сила

влияния фактора увеличилась с 0,11 до 0,73. Направление преобладающих ветров не совпадало с направлением распространения семян.

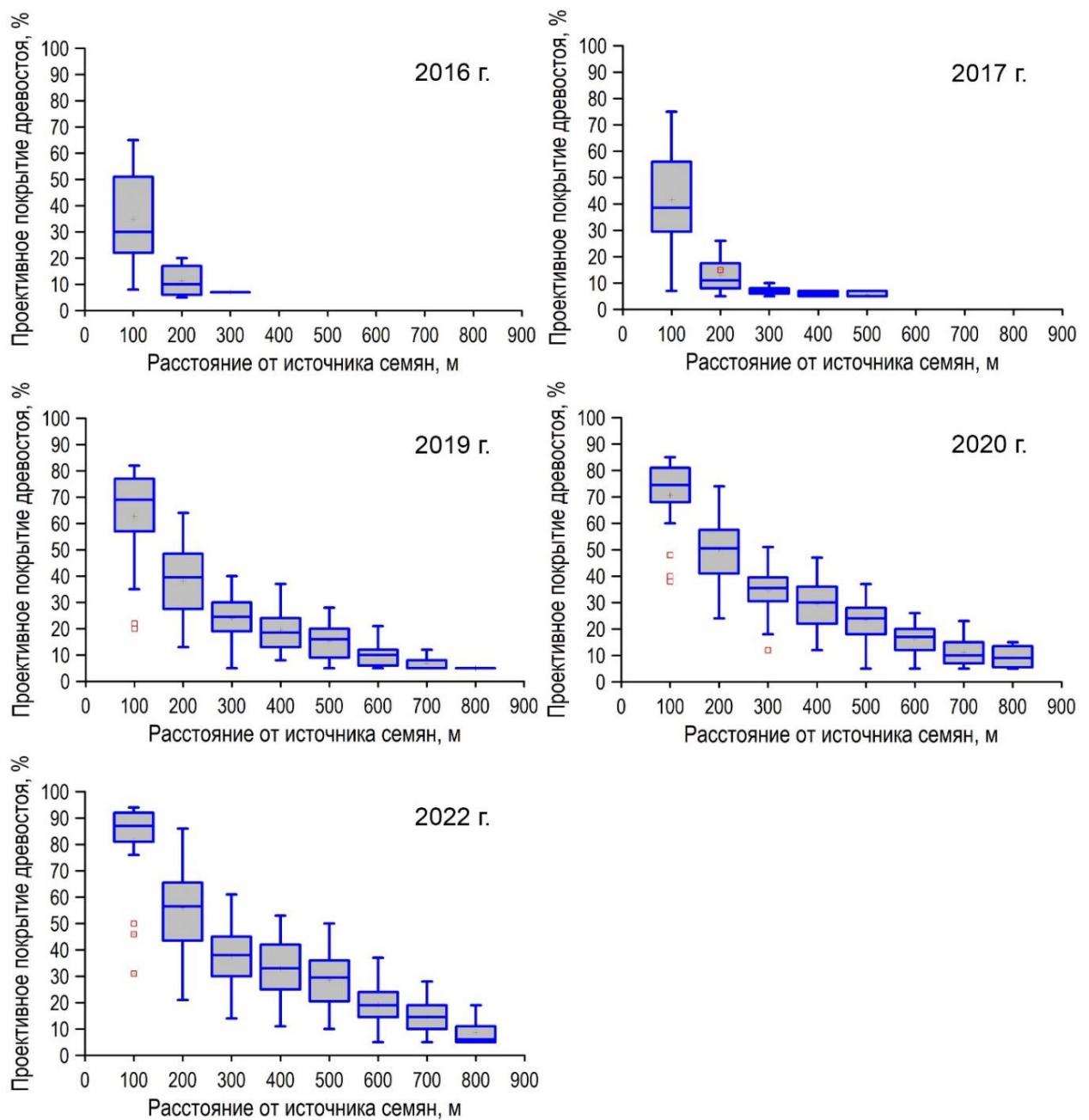


Рисунок 5.10. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Pinus sylvestris* при засторании неиспользуемой пашни на пробной площади 3, источник семян — лесополоса, направление преобладающих ветров не совпадает с направлением распространения семян.

Из рисунка 5.11 видно, что в 2019 году ППК на ПП4 на расстоянии до 100 м от источника семян было выше и составляло в среднем 38%, а на большем расстоянии в среднем было менее 20%. К 2022 году ППК сосны на этом же расстоянии повысилось в среднем до 60%, а сила влияния фактора расстояния от источника семян возросла с 0,47 до 0,76. Направление преобладающих ветров не совпадало с направлением распространения семян.

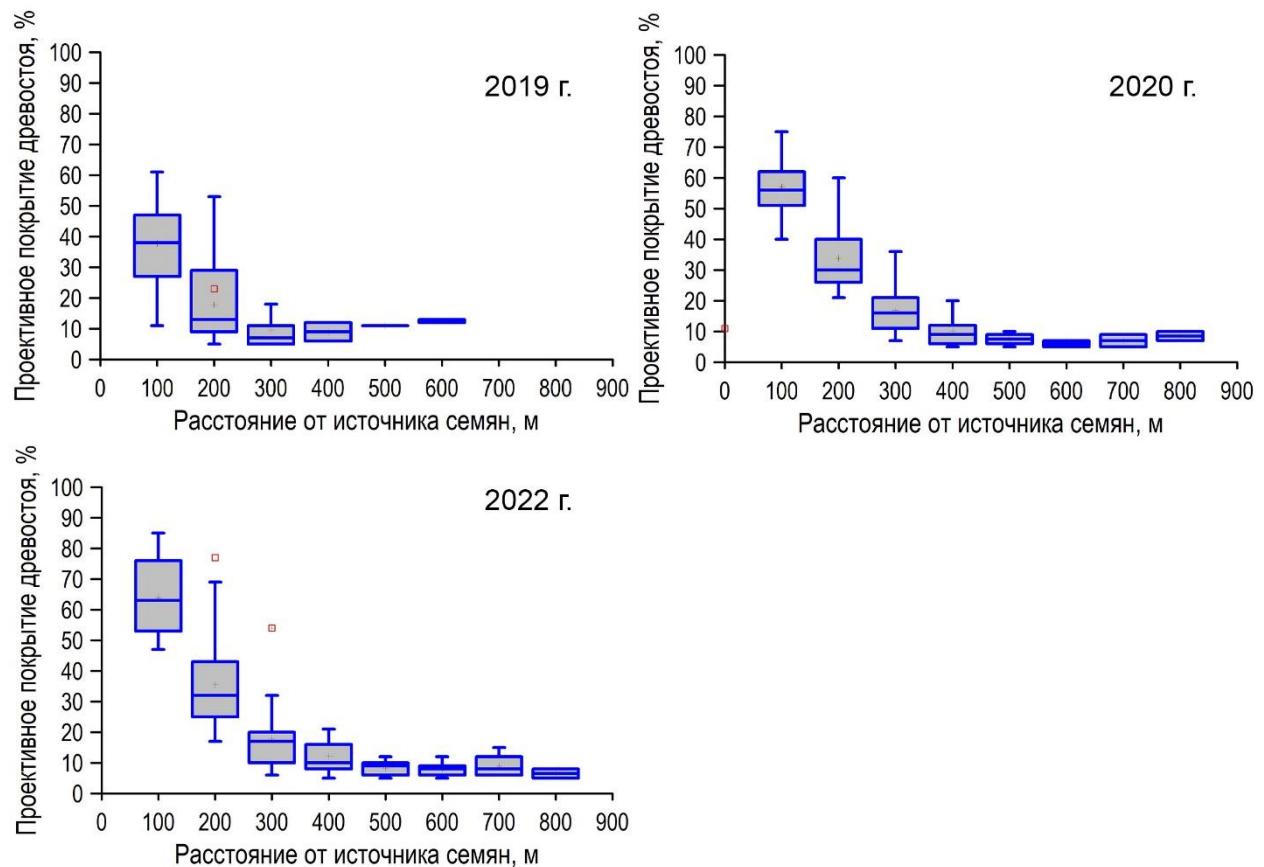


Рисунок 5.11. - Влияние фактора «расстояние от источника семян» на проективное покрытие *Pinus sylvestris* при застарении неиспользуемой пашни на пробной площади 4, источник семян – лесополоса, направление преобладающих ветров не совпадает с направлением распространения семян.

ГЛАВА 6. ЗАПАСЫ ФИТОМАССЫ И УГЛЕРОДА В РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ЗАЛЕЖАХ МОДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ В ШИРОКОЛИСТВЕННО-ЛЕСНОЙ ЗОНЕ БАШКИРСКОГО ПРЕДУРАЛЬЯ

Залежи являются крупными аккумуляторами углерода и способствуют сокращению выбросов парниковых газов, играя тем самым важную роль в процессах глобального изменения климата (Sileika et al., 2006; Lal et al., 2015; Kalinina et al., 2015; Kurganova et al., 2015).

6.1. Запасы надземной и подземной фитомассы травяного и мохового ярусов

Запасы надземной и подземной фитомассы в разных типах залежной растительности и общие запасы растительного вещества представлены в таблице 6.1.

Таблица 6.1. - Запасы биомассы травяного и мохового ярусов в разных типах залежной растительности на МТ «Мишкинская» в широколиственном-лесной зоне Башкирского Предуралья.

Типы залежной растительности	Запасы, ц/га					Общая биомасса
	В надземной фитомассе древесного яруса	В надземной части травяного яруса	В мортмассе	В фитомассе мхов	В подземной фитомассе	
Травянистые сообщества						
Сенокос влажный		38,23±1,48	45,15±2,46		98,42±10,83	181,80±11,37
Травянистая залежь		26,48±2,97	57,80±6,63	0,004±0,003	88,84±6,10	173,15±9,50
Сенокос сухой		21,96±1,95	14,71±177		101,47±6,44	138,15±8,02
Пастбище		7,64±0,72	4,84±0,83	2,23±0,85	82,04±6,26	96,75±5,98
Зарастающие лесом залежи						
C1B1*	0,27±0,15	34,70±1,65	5,21±0,59		23,96±1,67	64,14±2,00
C1B2	1,09	32,36±2,18	2,64±0,53		25,10	61,19

Продолжение таблицы 6.1

C2B1	6,77±2,31	32,60±1,95	9,73±1,03		23,75±2,03	72,85±4, 59
C2B2	28,85±7,83	21,77±1,93	21,81±3,29		30,81±4,35	103,24± 7,63
C3B1	217,50±94,4 3	17,41±3,55	38,89±3,75		53,12±9,02	326,92± 14,21
C3B2	403,01	1,27±0,34	67,05±6.26		59,47	530,80
C4B1	554,44 1±108,81	6,28±1,37	56,25±9,34		30,48±4,50	647,45± 119,33
C4B2	703,40±48,1 8	1,41±0,45	70,40±4,25		42,03±2,58	817,23± 48,01
C5B2	2450,23±849 ,76	2,85±0,34	112,30±6,97		43,27±1,96	2608,64 ±848,78

Примечание: С – Стадия зарастания, В – Вариант.

Установлено, что запасы надземной фитомассы травяного яруса залежей на исследуемом участке полигона сильно зависят от типа залежной растительности. Максимальные запасы надземной фитомассы травяного яруса характерны для сенокоса влажного (ассоциации *Poo angustifoliae-Stipetum pennatae* Yamalov et al., 2013) и составляют 38,23 ц/га (табл. 6.1), что в целом характерно для разнотравных гигро-мезофитных луговых сообществ (Дайнеко и др., 2014). Минимальные запасы надземной фитомассы травяного яруса отмечаются в сомкнутых сообществах залежей на третьей и четвертой стадии зарастания березой (1,27 и 1,41 ц/га) (табл. 6.1).

В не зарастающих лесом травянистых залежных сообществах подземная фитомасса вносит более существенный вклад в общие запасы биомассы. В данном случае большой процент подземной фитомассы частично объясняется небольшой фитомассой травяного яруса, который поедается скотом. Минимальные запасы подземной фитомассы характерны для первой и второй стадий зарастания залежей (23,75 – 23,96 ц/га) (табл. 6.1). На зарастающих березой залежах на поздних стадиях лесовозобновления запасы подземной фитомассы значительно превышают запасы надземной части травяного яруса, что объясняется большим присутствием корней древесных растений в подземной части. Максимальные

запасы подземной фитомассы выявлены на сухом сенокосе (101,47 ц/га) (табл. 6.1).

В формирующихся березняках наблюдается четкая тенденция увеличения запасов мортмассы по мере увеличения возраста древесной растительности. Минимальные запасы мортмассы, в основном состоящей из ветоши злаков, характерны для залежной растительности на первой стадии зарастания березой (от 2,64 до 5,21 ц/га) и в пастбищных сообществах (4,84 ц/га) (табл. 6.1). Максимальные запасы мортмассы выявлены в залежных сообществах, застраивающих березой на пятой стадии зарастания (112,29 ц/га) (табл. 6.1). В этих сообществах мортмасса состоит в основном из опавших листьев древесных пород (в основном *B. pendula*) и полуразложившихся древесных остатков, которых много на данной стадии, поскольку в загущенных молодых березовых лесах постоянно происходит процесс самоизреживания.

6.2. Содержание углерода в почвах

Из таблицы 6.2 видно, что содержание углерода в серой лесной почве за сукцессию увеличилось почти в два раза (сравнивая 1 и 5 стадии), достигая в пятой стадии зарастания 4,4%. Во всех сукцессионных стадиях содержание углерода в темно-серой лесной почве было в 1,5-2,5 раза выше, чем в серой лесной почве и при лесовосстановлении увеличивалось незначительно.

Таблица 6.2. - Содержание углерода, аккумулированного в почвах на разных стадиях зарастания *Betula pendula* на залежах в широколиственно-лесной зоне Предуралья.

Типы залежной растительности	Содержание углерода в почве, %	
	В серой лесной (0-30 см)	В темно-серой лесной (0-30 см)
C1B1	2,50±0,09	5,32±0,15*
C2B1	2,22±0,05	5,73±0,35* **
C3B1	3,57±0,24*	6,02±0,19*** ***
C4B1	3,76±0,35*	6,22±0,29***

Продолжение таблицы 6.2

C1B2	2,21±0,08	-
C2B2	3,01±0,20	4,75±0,20*
C3B2	-	5,12±0,18*
C4B2	-	4,61±0,21*
C5B2	4,43±0,20	5,89±0,17

Примечание: С – Стадия зарастания, В – Вариант, * – отмечены статистически не достоверные значения пар.

6.3. Содержание углерода в надземной и подземной биомассе древесного и травяного яруса и в моховом ярусе

Процентное содержание углерода в растительном веществе в надземной фитомассе древесного яруса, в надземной и подземной фитомассе травяного яруса разных типов залежной растительности представлены в таблице 6.3.

Таблица 6.3. - Содержание углерода в биомассе в разных типах залежной растительности на МТ «Мишкинская» в широколиственно-лесной зоне Башкирского Предуралья.

Типы залежной растительности	Содержание углерода, %				
	В надземной фитомассе древесного яруса	В надземной части травяного яруса	В мортмассе	В фитомассе мхов	В подземной фитомассе
Травянистые сообщества					
Травянистая залежь		42,9±0,2	41,1±0,4	38,4±0,01	39,4±0,4
Сенокос сухой		42,0±0,1	37,8±0,4		39,3±0,5
Сенокос влажный		41,9±0,1	40,8±0,3		39,7±0,4
Пастбище		41,1±0,3	36,5±0,6	36,5±0,4	39,4±0,3
Зарастающие лесом залежи					
C1B1	50,3±0,3	42,4±0,3	40,2±0,7		34,3±1,9
C1B2	50,3±0,7	42,4±0,2	43,4±0,3		33,5±2,0
C2B1	48,9±0,3	43,3±0,2	43,4±0,3		30,4±2,0
C2B2	49,2±0,3	42,9±0,2	43,3±0,7		26,9±3,4
C3B1	48,9±0,4	42,6±0,2	45,4±0,7		33,8±2,7
C3B2	48,6±0,2	39,2±1,1	47,9±0,5		39,4±0,8

Продолжение таблицы 6.3

C4B1	48,5±0,2	41,9±0,5	46,9±0,4		38,3±2,8
C4B2	48,4±0,3	40,7±0,7	47,3±0,5		43,3±0,8
C5B2	48,8±0,2	42,7±0,3	46,5±0,5		41,5±0,9

Примечание: С – Стадия зарастания, В – Вариант.

Процентное содержание углерода в надземной фитомассе древесного яруса березняков составляло от 48,4% до 50,3%, а в надземной фитомассе их травяного яруса – от 39,2% до 43,3%. Статистически значимых различий в процентном содержании углерода в надземной фитомассе, как древесного, так и травяного яруса между стадиями зарастания не выявлено. Содержание углерода в мортмассе варьировало сильнее и в разных типах залежной растительности составляло от 36,5% до 47,9%. На застраивающих лесом залежах содержание углерода в мортмассе практически не различается на первой – второй стадиях, где мортмасса представлена преимущественно отмершими травянистыми растениями. На 3-5 стадиях зарастания содержание углерода в мортмассе возрастает, что связано с увеличением в ней доли древесных остатков. Процентное содержание углерода в подземной фитомассе в большинстве случаев ниже, чем его содержание в надземной фитомассе и составляет от 26,9% до 43,3%.

6.4. Запасы углерода в надземной фитомассе древесного яруса, в надземной и подземной биомассе травяного яруса и в моховом ярусе

Запасы углерода в разных типах залежной растительности сильно коррелируют с запасами надземной и подземной фитомассы (табл. 6.4). Наибольшие запасы углерода в надземной фитомассе травяного яруса выявлены в сообществах сенокоса влажного (16,01 ц/га) и на залежных землях, застраивающих березой на первой стадии зарастания (14,72 ц/га), наименьшие в загущенных березняках на третьей и четвертой стадиях зарастания (0,47 и 0,58 ц/га соответственно). Наибольшие общие запасы углерода в биомассе травянистой растительности выявлены в сообществах

влажного сенокоса (73,33 ц/га) и сообществах застраивающих залежей на пятой стадии зарастания (70,06 ц/га), где основную долю мортмассы имеют опавшие в ходе самоизреживания ветви и небольшие стволы.

Таблица 6.4. - Запасы углерода, аккумулированного растительностью травяного яруса в разных типах залежной растительности на МТ «Мишкинская» в широколиственно-лесной зоне Башкирского Предуралья.

Тип залежной растительности	Запасы углерода, ц/га					Общая биомасса
	В надземной фитомассе древесного яруса	В надземной части травяного яруса	В мортмассе	В фитомассе мхов	В подземной фитомассе	
Травянистые сообщества						
Сенокос влажный	-	16,01±0,64	18,37±0,97	-	38,94±4,32	73,33±4,59
Травянистая залежь	-	11,38±1,28	23,61±2,53	0,01±0,01	34,97±2,40	69,96±3,55
Сенокос сухой	-	9,24±0,83	5,62±0,71	-	39,83±2,52	54,69±3,25
Пастбище	-	3,11±0,27	1,72±0,29	0,82±0,32	32,11±2,27	37,76±2,18
Застраивающие лесом залежи						
C1B1	0,14±0,07	14,73±0,71	2,08±0,24	-	8,23±0,70	25,17±0,43
C1B2	0,54	13,73±0,93	1,15±0,23	-	8,41	23,84
C2B1	3,30±1,13	14,10±0,84	4,20±0,43	-	7,22±0,51	28,83±1,36
C2B2	14,13±3,80	9,29±0,79	9,63±1,47	-	8,28±1,16	41,33±3,80
C3B1	105,70±35,61	7,42±1,52	16,33±2,16		17,96±3,62	147,41±41,90
C3B2	194,36	0,47±0,12	31,95±2,80		23,44	250,22
C4B1	267,08±46,59	2,39±0,58	26,34±4,58		11,68±2,05	308,02±59,03
C4B2	337,52±22,81	5,8±1,8	30,09±2,70		18,19±1,70	391,60±23,04

Продолжение таблицы 6.4

C5B2	1184,57±413, 68	12,1±1,4	50,92±3,53		17,93±0,7 0	1265,5 2±412, 79
------	--------------------	----------	------------	--	----------------	------------------------

Примечание: С – Стадия заращения, В – Вариант.

6.5. Общие запасы надземной и подземной фитомассы и углерода, аккумулированные растительностью разных типов залежной растительности на МТ «Мишкинская»

На МТ «Мишкинская» общая биомасса сильно зависит от площади, занимаемой растительными сообществами. Более 68% процентов залежных земель на МТ «Мишкинская» зарастают древесной растительностью (табл. 6.5)

Таблица 6.5. - Соотношение площадей, занимаемых разными типами залежной растительности на МТ «Мишкинская».

Тип залежной растительности	Площадь, га
Залежи древесной растительности	2664,3
Залежи травянистой растительности	706,5
Сенокос сухой	391,5
Пастбища	121,3
Сенокос влажный	6,6

Поскольку доля фитомассы древесного яруса на поздних стадиях лесовосстановления значительно превышает фитомассу в травянистых сообществах, то доля углерода, аккумулированного растительным веществом на залежах, заращающих березой, составляет более 95% от общих запасов углерода на залежных землях (табл. 6.6).

Таблица 6.6. - Запасы углерода, аккумулированного растительным веществом разных типов залежной растительности МТ «Мишкинская».

Тип залежной растительности	Запасы углерода ц/га
Залежи древесной растительности	1177238,78
Залежи травянистой растительности	49428,78
Сенокос сухой	2140,87
Пастбища	458,15
Сенокос влажный	48,60

При этом, на залежных землях, зарастающих березой, более 91% запаса углерода приходится на 5 стадию лесовосстановления (табл. 6.7).

Таблица 6.7. - Количество углерода, аккумулированного биомассой залежной растительности на разных стадиях лесовосстановления на МТ «Мишкинская».

Тип залежной растительности	Запасы углерода ц/га
1 стадия	731,06
2 стадия	6713,73
3 стадия	16914,62
4 стадия	72903,28
5 стадия	1079976,08

Общие запасы надземной и подземной фитомассы и углерода, аккумулированные растительностью разных типов залежной растительности на МТ «Мишкинская» приведены в таблицах 6.8. и 6.9.

Таблица 6.8. - Общие запасы надземной и подземной фитомассы разных типов залежной растительности МТ «Мишкинская».

Типы залежной растительности	Площади растительных сообществ, га	Запасы биомассы на МТ «Мишкинская», т								
		Древесный ярус				В надземной части травяного яруса	В мортмассе	В фитомассе мхов	В подземной биомассе	
		листьев древесного яруса	веток древесного яруса	стволовой древесины	Всего					
Залежи с травянистой растительностью										
Неиспользуемая травянистая растительность	706,49					1871,08	4083,41	2,44	6276,15	12233,08
Сенокос сухой	391,49					859,90	575,92		3972,51	5408,33
Пастбища	121,34					92,67	58,71	27,10	995,49	1173,97
Сенокос влажный	6,63					25,34	29,93		65,23	120,50
Залежи с древесной растительностью										
1 стадия лесовосстановления										
1-5 % *	28,33	0,28	0,15	0,34	0,77	98,31	14,76		67,86	181,71
Итого по 1 стадии	28,33	0,28	0,15	0,34	0,77	98,31	14,76		67,86	181,71
2 стадия лесовосстановления										
1-5 %	92,21	2,31	3,30	4,80	10,41	244,21	532,96	0,32	819,15	1607,05
5-15 %	2,50	0,38	0,54	0,78	1,69	8,15	2,43		5,94	18,22
15-25 %	3,10	0,47	0,66	0,97	2,1	10,1	3,01		7,35	22,56
25-50%	0,94	0,43	0,57	1,7	2,71	2,04	2,04		2,89	9,67
Итого по 2 стадии	98,75	3,58	5,07	8,25	16,90	264,5	540,44	0,32	835,33	1657,5
3 стадия лесовосстановления										
1-5 %	134,89	15,19	42,96	125,22	183,36	357,24	779,64	0,47	1198,29	2519,01
5-15 %	24,94	11,24	31,77	92,62	135,63	66,06	144,17	0,09	221,59	567,54
15-25 %	10,30	9,28	26,25	76,51	112,04	27,29	59,55	0,04	91,53	290,45

Продолжение таблицы 6.8

25-50%	9,22	16,61	46,97	136,92	200,50	16,05	35,85		48,97	301,37
50-75 %	2,44	6,35	16,27	75,72	98,34	0,31	16,36		14,51	129,52
75-100 %	3,66	9,53	24,41	113,58	147,51	0,47	24,54		21,77	194,30
Итого по 3 стадии	185,45	68,19	188,63	620,58	877,40	467,41	1060,11	0,59	1596,65	4002,16
4 стадия лесовосстановления (залежь)										
1-5 %	28,13	2,12	4,75	53,09	59,96	74,50	162,59	0,10	249,90	547,05
5-15 %	26,99	8,13	18,23	203,75	230,11	71,48	155,99	0,09	239,76	697,43
15-25 %	27,72	16,70	37,44	418,46	472,61	73,40	160,19	0,10	246,21	952,50
25-50%	56,78	64,15	143,83	1607,43	1815,41	98,85	220,82		301,60	2436,68
50-75 %	56,68	136,87	526,67	2478,83	3142,36	35,58	318,80		172,74	3669,49
75-100 %	64,88	161,25	361,56	4040,61	4563,42	9,17	456,70		272,65	5301,94
Итого (залежь)	261,17	389,22	1092,48	8802,17	1028,39	362,98	1475,09	0,29	1482,86	13605,09
4 стадия лесовосстановления (пастбище)										
1-5 %	13,91	1,05	2,35	26,25	29,65	10,62	6,73	3,11	114,12	164,23
5-15 %	15,05	4,53	10,17	113,63	128,33	11,50	7,28	3,36	123,49	273,96
15-25 %	10,17	6,13	13,74	153,59	173,47	7,77	4,92	2,27	83,46	271,88
25-50%	15,05	17,01	38,13	426,11	481,24	11,50	7,28	3,36	123,49	626,88
50-75 %	6,12	14,79	56,91	267,86	339,56	3,84	34,45		18,67	396,52
75-100 %	4,46	11,09	24,88	278,00	313,97	0,63	31,42		18,76	364,78
Итого (пастбище)	64,77	54,60	146,18	1265,44	1466,22	45,86	92,09	12,10	481,98	2098,25
Итого по 4 стадии	325,94	443,82	1238,66	10067,61	11750,09	408,84	1567,19	12,39	1964,84	15703,35
5 стадия лесовосстановления										
1-5 %	213,37	34,22	67,06	903,74	1005,02	565,10	1233,27	0,74	1895,52	4699,65
5-15 %	176,92	113,50	222,42	2997,42	3333,34	468,57	1022,59	0,61	1571,71	6396,82
15-25 %	187,39	240,43	471,16	6349,53	7061,11	496,29	1083,09	0,65	1664,70	10305,85
25-50%	299,73	721,05	1413,04	19042,62	2117,67	521,80	1165,66		1592,12	24456,29

Продолжение таблицы 6.8

50-75 %	343,00	1375,25	2695,08	36319,72	40390,0 5	215,30	1929,40		1045,41	43580,1 6
75-100 %	805,45	4262,82	8353,83	112578,89	125195,5 5	229,39	9044,84		3485,12	13795,49
Итого по 5 стадии	2025,88	6747,28	13222,59	178191,93	198161,80	2496,46	15478,85	2,00	11254,57	227393,68
Итого на залежах древесной растительности	2664,35	7263,16	14655,10	188888,70	210806,96	3735,52	18661,36	15,30	15719,27	248938,41

Примечание: *- проективное покрытие древесного яруса.

Таблица 6.9. - Общие запасы углерода, аккумулированные надземной и подземной фитомассой разных типов залежной растительности МТ «Мишкинская».

Типы залежной растительности	Площади растительных сообществ, га	Запасы углерода в биомассе на МТ «Мишкинская», т								
		Древесный ярус				В надземно й части травяного яруса	В мортмассе	В фитомассе мхов	В подземн ой биомассе	
		листьев древесно го яруса	веток древес ного яруса	стволо вой древес ины	Всего					
Залежи с травянистой растительностью										
Неиспользуемая травянистая растительность	706,49					803,64	1667,79	0,94	2470,51	4942,8 8
Сенокос сухой	391,49					361,69	219,91		1559,27	2140,8 7
Пастбища	121,34					37,71	20,86	9,99	389,59	458,15

Продолжение таблицы 6.9

Сенокос влажный	6,63					10,61	12,18		25,81	48,60
Залежи с древесной растительностью										
1 стадия лесовосстановления										
1-5 %*	28,33	0,14	0,08	0,17	0,38	417,10	59,00		251,00	731,00
Итого по 1 стадии	28,33	0,14	0,08	0,17	0,38	417,10	59,00		251,00	731,00
2 стадия лесовосстановления										
1-5 %	92,21	1,13	1,62	2,33	5,08	1048,9	2176,8	1,2	3224,5	6502,2
5-15 %	2,50	0,18	0,26	0,38	0,83	35,3	10,50		21,6	75,6
15-25 %	3,10	0,23	0,33	0,47	1,02	43,70	13,00		26,8	93,8
25-50%	0,94	0,21	0,28	0,83	1,32	8,70	8,90		11,2	42,00
Итого по 2 стадии	98,75	1,75	0,25	4,01	8,26	1136,60	2209,20	1,20	3284,10	6696,2 2
3 стадия лесовосстановления										
1-5 %	134,89	7,63	21,39	60,17	89,19	1534,40	3184,30	1,80	4716,90	10329, 30
5-15 %	24,94	5,64	15,82	44,51	65,97	283,70	588,80	0,30	872,30	2404,8 0
15-25 %	10,30	4,66	13,07	36,77	5,45	117,20	243,20	0,10	360,30	1265,8 0
25-50%	9,22	8,34	23,39	6,58	97,53	68,40	150,50		192,60	1386,8 0

Продолжение таблицы 6.9

50-75 %	2,44	0,31	7,94	36,38	47,42	1,20	78,00		57,90	611,30
75-100 %	3,66	4,65	11,91	54,56	71,12	1,70	116,90		86,80	916,60
Итого по 3 стадии	185,45	34,02	93,52	298,19	425,73	2006,60	4361,80	2,30	6286,70	16914,70
4 стадия лесовосстановления (залежь)										
1-5 %	28,13	7,63	21,39	60,17	89,19	1534,40	3184,30	1,80	4716,90	10329,30
5-15 %	26,99	5,64	15,82	44,51	65,97	283,70	588,80	0,30	872,30	2404,80
15-25 %	27,72	4,66	13,07	36,77	5,45	117,20	243,20	0,10	360,30	1265,80
25-50%	56,78	8,34	23,39	6,58	97,53	68,40	150,50	0,00	192,60	1386,80
50-75 %	56,68	0,31	7,94	36,38	47,42	1,20	78,00	0,00	57,90	611,30
75-100 %	64,88	4,65	11,91	54,56	71,12	1,70	116,90	0,00	86,80	916,60
Итого (залежь)	261,17	34,02	93,52	298,19	425,73	2006,60	4361,80	2,30	6286,70	16914,70
4 стадия лесовосстановления (пастбище)										
1-5 %	13,91	0,52	1,15	12,57	14,24	43,20	23,90	11,50	446,60	667,60
5-15 %	15,05	2,24	4,99	5,44	61,63	46,80	25,90	12,40	483,30	1184,70

Продолжение таблицы 6.9

15-25 %	10,17	3,03	6,74	73,54	83,31	31,60	17,50	8,40	326,60	1217,20
25-50%	15,05	8,41	1,87	204,02	231,12	46,80	25,90	12,40	483,30	2879,70
50-75 %	6,12	7,29	27,96	128,44	163,68	16,20	163,10	0,00	76,20	1892,40
75-100 %	4,46	5,48	1,22	13,31	150,79	2,60	134,30	0,00	83,00	1727,70
Итого (пастбище)	64,77	26,96	71,74	606,07	704,77	187,20	390,50	44,60	1898,90	9568,90
Итого по 4 стадии	325,94	219,13	607,97	4822,19	5649,29	1738,00	6734,30	45,70	7892,30	72903,20
5 стадия лесовосстановления										
1-5 %	213,37	16,92	32,84	434,22	483,97	2427,10	5037,00	2,80	7461,40	19768,10
5-15 %	176,92	56,12	108,91	1440,16	1605,19	2012,50	4176,60	2,40	6186,80	28430,20
15-25 %	187,39	118,89	23,07	3050,74	3400,32	2131,60	4423,70	2,50	6552,90	47114,00

Продолжение таблицы 6.9

25-50%	299,73	356,55	691,88	9149,35	10197,78	2224,60	4894,30		6261,10	115357,80
50-75 %	343,00	680,04	1319,62	17450,42	19450,08	907,20	9131,80		4265,30	208805,10
75-100 %	805,45	210,79	4090,38	54090,41	60288,69	977,00	41010,50		15626,60	660501,00
Итого по 5 стадии	2025,88	3336,42	6474,33	85615,28	95426,03	10680,10	68673,90	7,70	46354,10	107997,6,10
Итого на залежах древесной растительности	2664,35	3591,46	7178,39	90739,84	101509,69	15978,50	82038,20	56,90	64068,30	117723,8,80

Примечание: *- проективное покрытие древесного яруса.

Общий запас депонированного углерода в растительности всех типов залежей на МТ «Мишкинская» составил 122,9 тыс. тонн С, что соответствует 449,5 тыс. тонн СО₂-экв., а средняя скорость секвестрации углерода в древостое березы за 25 лет составляет 2,7 т/га/год. Таким образом показано, что залежи с массовым лесовозобновлением являются эффективными естественными резервуарами для накопления углерода.

ГЛАВА 7 О ПЕРСПЕКТИВАХ ДАЛЬНЕЙШЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗАЛЕЖНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

В главе 3 рассмотрено современное использование залежей на рассматриваемых модельных территориях (табл. 3.1). В настоящее время залежная растительность используется в качестве сенокосов, пастбищ и пашни (после раскорчевки древесной растительности). Кроме того, имеются большие массивы залежей, зарастающих древесной растительностью, а также участки неиспользуемых залежей с травянистой растительностью. Каждый из этих типов залежей может использоваться в дальнейшем в качестве сельскохозяйственных или лесных угодий.

7.1. Перспективы дальнейшего использование травянистых залежей в качестве пастбищ и сенокосов

После прекращения сельскохозяйственной деятельности на пахотных угодьях на их месте через некоторое время возникают залежи с травянистой растительностью, часть которых используется в качестве сенокосов, для выращивания многолетних трав и выпаса скота (Smaliychuk et al., 2016; Guo and Song, 2019; Нечаева, 2023). На МТ «Мишкинская», в отличие от МТ «Белебеевская», часть залежей используется в качестве пастбищ и, при увеличении скота у местного населения, их площадь может быть в дальнейшем увеличена за счет неиспользуемых травянистых залежей, к которым есть удобный прогон скота. На МТ «Белебеевская» доля естественных пастбищ выше вследствие особенностей рельефа (Абдрахманов и др., 2005), в связи с чем неиспользованная залежная травянистая растительность может использоваться в качестве сенокосов или на выровненных участках повторно распахиваться для посевов многолетних трав или зерновых культур. Многолетние травы оказывают сильное воздействие на почву. Это связано с тем, что травы обогащают почву органической

массой за счет поступления корневых и пожнивных остатков, которые способствуют накоплению элементов питания в пахотном горизонте почвы и дополнительно стимулируют активность азотфикссирующих микроорганизмов, тем самым обеспечивают положительный баланс гумуса (Smaliychuk et al., 2016; Guo and Song., 2019).

7.2. Использование древесной растительности в качестве источника древесины

В настоящее время использование лесов на неиспользуемых пашнях регулируется Постановлением Правительства РФ от 21.09.2020 N 1509 (ред. от 08.06.2022) "Об особенностях использования, охраны, защиты, воспроизводства лесов, расположенных на землях сельскохозяйственного назначения" (вместе с "Положением об особенностях использования, охраны, защиты, воспроизводства лесов, расположенных на землях сельскохозяйственного назначения") (с изменениями и дополнениями, вступившими в силу с 01.01.2024). Таким образом, существует правовая база использования этих лесов в целях заготовки древесины.

На МТ «Мишкинская» березняки на неиспользуемых пашнях в среднем имеют возраст около 24 лет и они, таким образом, приближаются к рекомендуемому возрасту рубок древостоя 40-60 лет (URL: <https://ru.wikipedia.org/wiki/Берёза>). Древесина березы может быть использована не только в качестве топлива, но и при производстве фанеры, ДСП и т.д.

Еще одним из положительных моментов лесовосстановления на залежных землях является секвестрация углерода в фитомассе и почве, особенно на этапе формирования древостоя (Smith et al., 2007; Vuichard et al., 2009; Dubinin et al., 2010; Garcia-Ruiz et al., 2011; Bernues et al., 2014; Рыжова и др., 2015). Быстрорастущие виды деревьев, в том числе *B. pendula*, могут способствовать как высокому производству биомассы, так и увеличению

запасов органического углерода в почве за относительно короткий период времени (Cannell et al., 1995; Crigal et al., 1998; Laganiere et al., 2010; Dimitriou et al., 2012, 2017). В исследованиях Баевой Ю.И. с соавторами (Баева и др., 2017) показано, что по мере зарастания пашни наблюдается достоверное увеличение содержания органического углерода в верхней части бывшего пахотного горизонта. Связывание углерода в почве – это процесс, при котором CO_2 из атмосферы накапливается в пуле почвенного углерода. В связи с этим на основе застраивающих лесом залежей могут быть созданы карбоновые фермы, которые будут являться относительно недорогим вариантом для снижения концентрации углекислого газа в атмосфере, единственным недостатком которого, является необходимость больших площадей. Продукция карбоновой фермы должна быть рационально использована для производства конечной продукции, имеющей низкий углеродный след. Основной задачей этих карбоновых ферм является максимально возможное поглощение экосистемой фермы углекислого газа и его трансформация в твердое вещество древесины, которое консервируется в экосистеме этой карбоновой фермы. В англоязычной литературе наиболее распространен термин «carbon offset» (CO), означающий, в переводе: «любой вид деятельности, компенсирующий выделение углекислого газа или других парниковых газов, может быть куплен, продан или выставлен на продажу на углеродном рынке» (URL: <https://www.britannica.com/>). Таким образом, введение углеродной единицы является результатом некой целенаправленной деятельности, направленной на снижение негативного влияния парниковых газов на климат.

Карбоновые фермы уже существуют в ряде стран, например, в Канаде и США (Замолодчиков, 2005). В России до недавнего времени не было действующих карбоновых ферм, поэтому нет практики биржевой торговли углеродными единицами. Но в РФ с 2008 г. действует Российский реестр углеродных единиц (URL: <http://www.carbonunitsregistry.ru>),

сформированный в соответствии с Приказом МЭР РФ и МПР РФ № 121/148 от 07.05.2007 г. «Об утверждении порядка формирования и ведения российского реестра углеродных единиц». Целью его функционирования является «обеспечение точного учета введения в обращение, хранения, получения, передачи, приобретения, аннулирования и изъятия из обращения единиц сокращений выбросов (ECB), сертифицированных сокращений выбросов (CCB), единиц установленного количества (ЕУК) и единиц абсорбции (EA) и для переноса ECB, CCB и ЕУК».

Данные о потенциальной мощности карбоновых ферм различаются. Разными учеными даются разные оценки возможной скорости депонирования углекислого газа (от 2 до 30 тонн CO₂ в год). При этом ясно, что максимальная емкость лесных экосистем зависит от множества факторов, таких как продолжительность зимнего периода, влагообеспеченность, состав древостоя и др. (URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/harakteristika-biznes-protsesssa-karbonovoy-fermy>).

Для повышения эффективности работы карбоновой фермы необходима разработка планов лесохозяйственных мероприятий, например, внесение органических удобрений для ускорения процессов секвестрации углерода. Также возможно проведение выборочных рубок в уже сформировавшемся лесу для увеличения длительности эффективной работы карбоновой фермы. Метаанализ нескольких десятков исследований по оценке влияния выборочных рубок на запасы органического углерода в почве, проведенных китайскими учеными показал, что по сравнению с контролем рубки ухода значительно увеличили запасы органического углерода в почве (Gong et al., 2021). Также есть исследования, доказывающие, что умеренное прореживание и продление времени восстановления лесных сообществ увеличивает скорость накопления и содержание органического углерода в почвах (Xu et al., 2022).

7.2.1. Возможность использование застраивающих лесом залежей в целях декарбонизации

Запасы углерода, аккумулированного в биомассе березняков разного возраста на участке карбоновой фермы показаны в таблице 7.1.

Таблица 7.1. - Запасы углерода, аккумулированного в биомассе березняков на разных стадиях лесовосстановления на участке карбоновой фермы МТ «Мишкинская».

Стадии лесовосстановления	Запасы углерода, ц/га				
	Надземная фитомасса древесного яруса	Надземная фитомасса травянистого яруса	Мортмасса	Подземная фитомасса	Общая биомасса
1 стадия лесовосстановления	0,20	14,44	1,82	8,81	25,27
2 стадия лесовосстановления	8,71	11,70	6,92	10,32	37,64
3 стадия лесовосстановления	127,92	4,64	22,58	22,02	177,16
4 стадия лесовосстановления	297,50	1,76	28,11	15,07	342,44
5 стадия лесовосстановления	748,51	1,21	50,92	19,40	820,04
Березняк 50 лет	1119,41	2,06	100,62	105,69	1327,78

Из табл. 7.1 и рис 7.1 видно, что, начиная с 3 стадии лесовосстановления большая часть запасов углерода депонирована в древесном ярусе. При этом, запасы углерода на залежах, застраивающих древесной растительностью, увеличиваются с возрастом и достигают максимальных значений в возрасте 50 лет. С дальнейшим увеличением возраста древостоев вследствие выпада деревьев снижается полнота, накопление фитомассы и углерода как в целом древостоя, так и всех элементов дерева (листья, ветви, стволовая древесина).

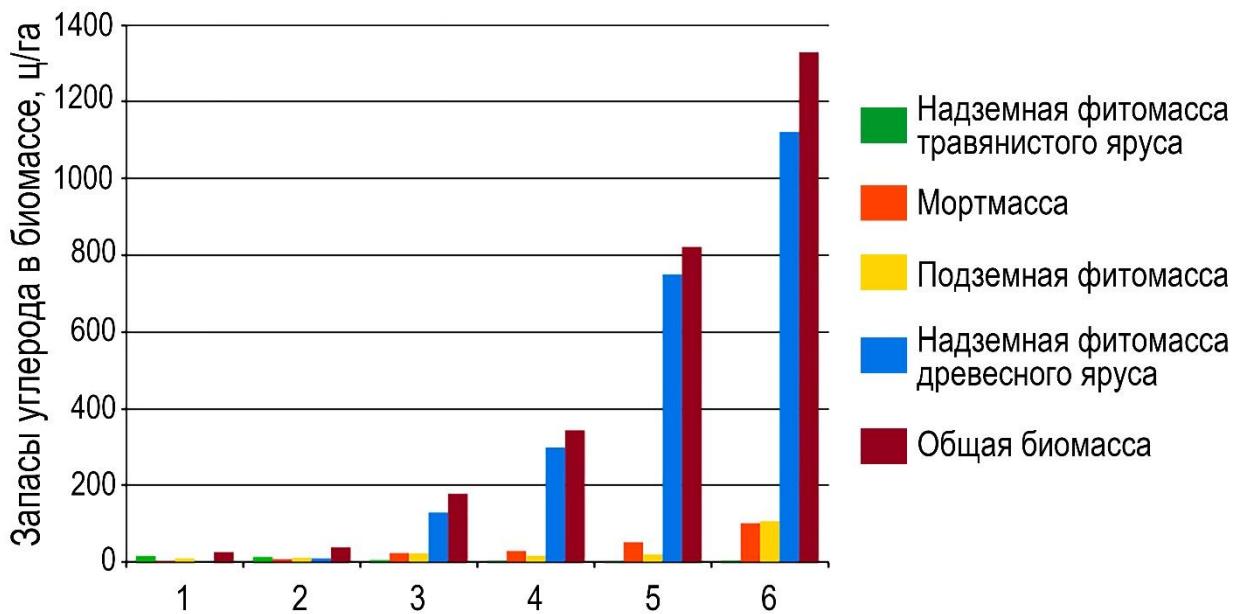


Рисунок 7.1. - Изменение запасов углерода на единицу площади в зависимости от стадии лесовосстановления на участке карбоновой фермы МТ «Мишкинская».

1-5 — стадии лесовосстановления, 6 — спелый березняк возрастом 50 лет.

Секвестрационный потенциал лесной экосистемы представляет собой разницу между максимальным количеством углерода, которое может быть аккумулировано данным типом лесного сообщества на конкретном участке и текущим современным запасом углерода в этом лесу. Секвестрационный потенциал участка березняков, выбранных для создания карбоновой фермы и находящихся на 4-5 стадии лесовосстановления составляет от 342,4 ц/га до 820,0 ц/га, что соответствует 1256,6 и 3009,4 центнеров СО₂ (экв.) /га.

7.2.2. Заложение опытов по увеличению секвестрации углерода березняками на неиспользуемой пашне на МТ «Мишкинская»

Создание карбоновой фермы предполагает использование специальных мер по увеличению секвестрации углерода растительностью. На МТ «Мишкинская» заложены опыты по использованию методов прореживания древостоя и внесения удобрений для повышения секвестрационного

потенциала березняков на заброшенных пашнях. Модельная карбоновая ферма территориально расположена в Карайдельском районе РБ в 7,4 км к востоку от с. Малонакаряково и в 1 км к северу от д. Тетер-Ключ в пределах границ кадастрового квартала 02:30:081202. Кадастровый номер 02:30:081202:122. Категория земель: земли сельскохозяйственного назначения. Виды разрешенного использования: для проведения научных исследований (бессрочное пользование). Площадь участка – 89,34 га. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Уфимский государственный нефтяной технический университет», ИНН: 0277006179. Его расположение показано на рис. 7.2.

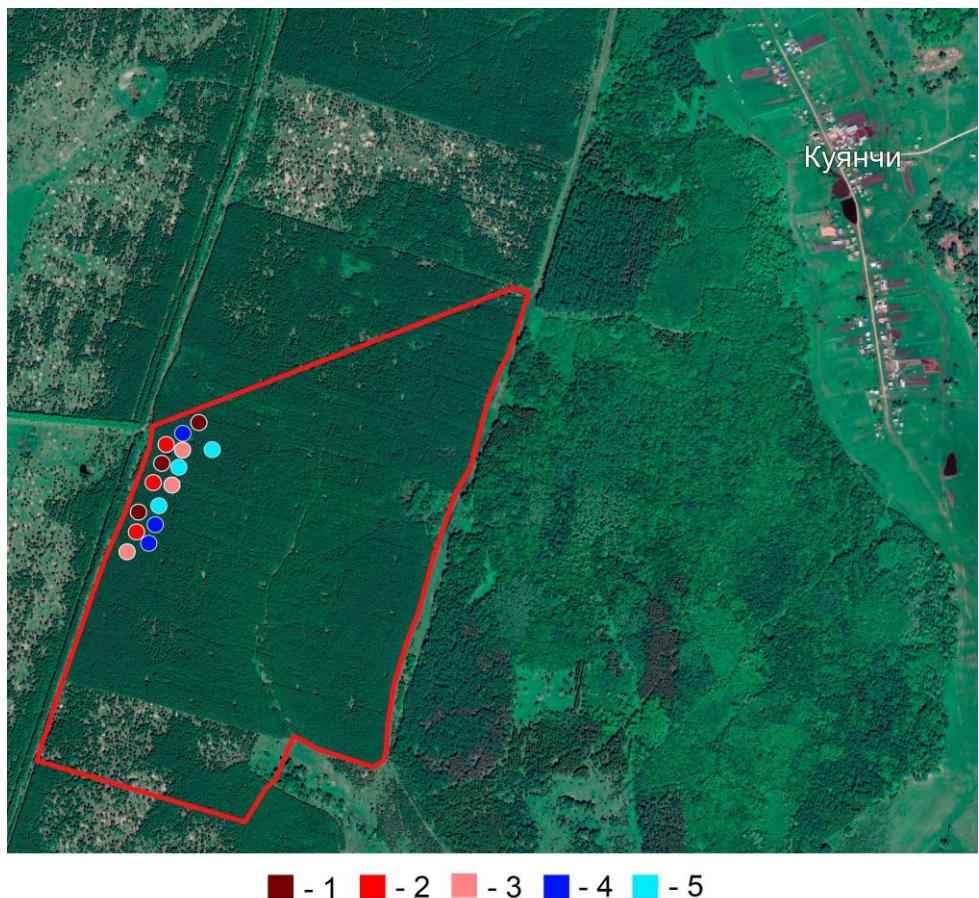


Рисунок 7.2. - Территория модельной карбоновой фермы и круговые площади. 1 – концентрация удобрения 100 кг/га; 2 – концентрация удобрения 150 кг/га; 3 – концентрация удобрения 50 кг/га; 4 – вариант прореживания

древостоя (до 1000 шт./га); 5 – вариант прореживания древостоя (до 800 шт./га).

Основной источник семян березы, расселение которых образовало древостой – старая лесополоса в северо-западной части участка. Направление рассеивания семян совпадало с направлением преобладающих ветров, что обусловило формирование почти чистого березового древостоя. В локальных понижениях в восточной части участка в древостое присутствует ива козья и единичные деревья сосны. Средняя высота березового древостоя в северо-западной части участка - 16,3 м, возраст - 19-22 года.

Древостой загущен, число сухостоя составляет от 20% до 40%, а плотность живых деревьев от 2300 до 3700 шт./га. В выровненной части модельной карбоновой фермы заложено 15 круговых площадок диаметром 30 метров на которых начаты опыты по изучению влияния прореживания древостоя и внесения удобрения на секвестрацию углерода. На предварительном этапе на всех участках рассчитаны таксационные характеристики древостоя березы повислой, проведен полный пересчет живого древостоя и сухостоя по ступеням толщины деревьев с шагом 2 см на уровне груди (табл. 7.2 и табл. 1-15 в Приложении 1) и проведена съемка с БПЛА для определения высоты деревьев, методика которой подробно описана в нашей статье в журнале *Forests* (Fedorov et al., 2023). Расположение ПП на территории модельной карбоновой фермы показано на (рис. 7.3).

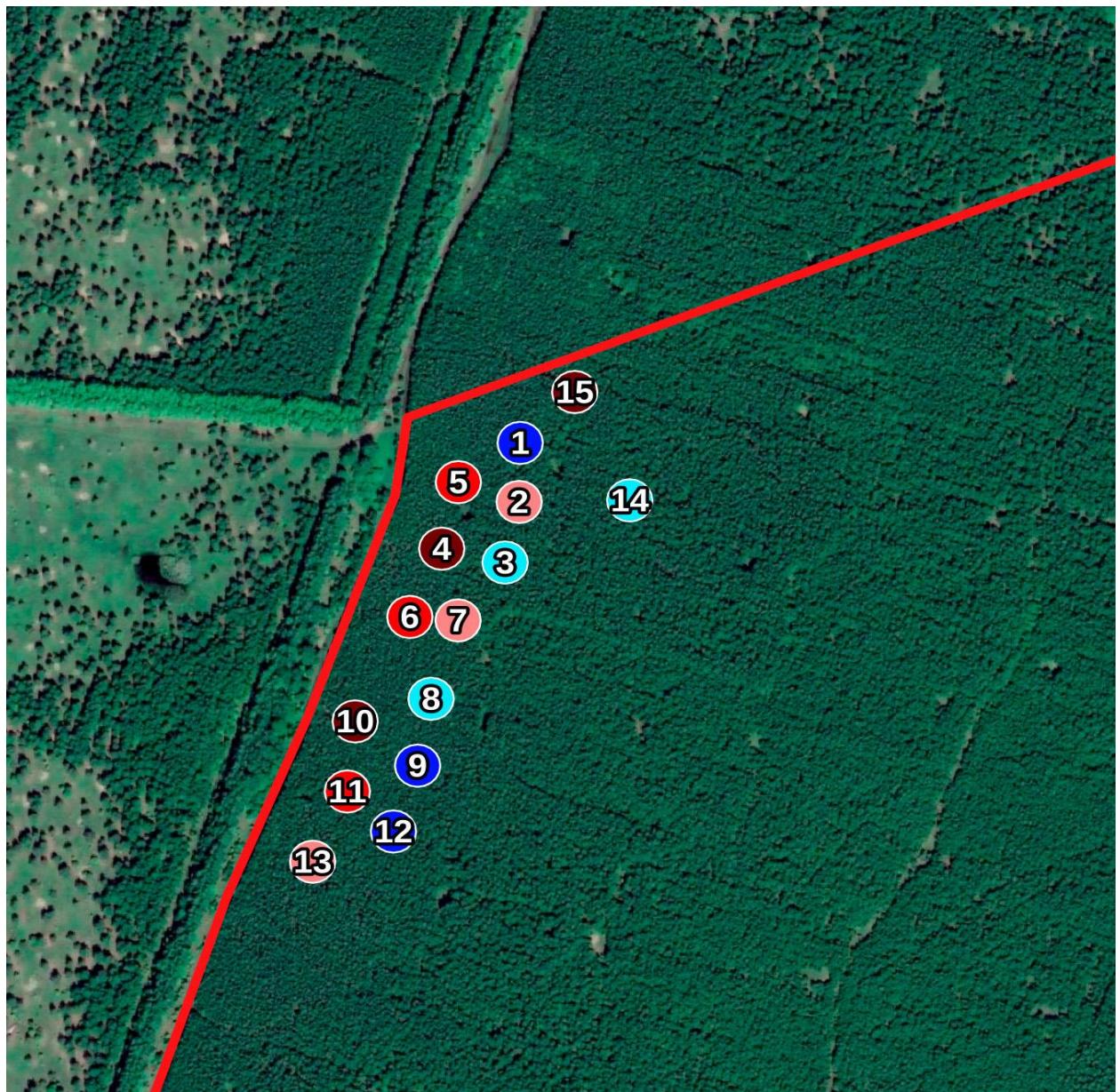


Рисунок 7.3. - Размещение круговых площадок на территории модельной карбоновой фермы. Их характеристика приведена в таблицах 7.2. и 7.3.

Координаты центров площадок и схемы заложения опытов приведены в таблицах 2-3. В качестве контроля использованы круговые площадки, описанные в 2023 году (Fedorov et al., 2023).

Таблица 7.2. - Таксационная характеристика круговых площадок, на которых проводятся опыты по повышению секвестрационного потенциала березняков и почвы на заброшенной пашне МТ «Мишкинская».

№ площади	Количество деревьев на площадке, шт.		Количество деревьев на площадке, в пересчете на 1 га, шт.		Средняя высота древостоя, м
	живые	сухостой	живые	сухостой	
1	219	105	3098	1485	17,0
2	187	58	2645	820	16,4
3	169	44	2390	622	17,0
4	193	69	2730	976	16,6
5	259	91	3663	1287	15,2
6	219	116	3098	1641	16,6
7	171	92	2419	1301	17,0
8	222	146	3140	2065	16,2
9	256	143	3621	2023	15,9
10	262	195	3706	2758	15,7
11	206	148	2914	2093	16,2
12	191	96	2702	1358	17,0
13	201	113	2843	1598	16,3
14	163	70	2306	990	17,3
15	255	135	3607	1909	14,5

Схема опытов по прореживанию древостоя включала два варианта: плотность древостоя 800 шт./га и 1000 шт./га (табл. 7.3). При прореживании в первую очередь удалялся сухостой и живые деревья диаметром менее 12 см. Далее вырубались деревья до количества, необходимого в варианте опыта.

Таблица 7.3. - Варианты опытов по прореживанию древостоя с целью повышения секвестрационного потенциала депонирования углерода березняками и почвой на заброшенной пашне МТ «Мишкинская».

№ площадок*	Количество деревьев после прореживания, шт./га		Координаты центров площадок, WGS- 84	
	На 1 гектар	На площадке	LAT	LON
1	1000	70	55.639130	56.243267
9	1000	70	55.637067	56.242229
12	1000	70	55.636646	56.241983
3	800	56	55.638367	56.243123
8	800	56	55.637494	56.242362
14	800	56	55.638771	56.244425

Примечание: *(на рис. 7.2).

Срубленные и спиленные под основания деревья убирались за пределы площадок.

Схема опытов по внесению удобрений включала три варианта (табл. 7.3). Нормы внесение удобрений разработаны с учетом литературных данных (Frey et al., 2014). Три варианта в трех концентрациях действующего вещества на кг/га: N50 – P50 – K50; N100 – P100 – K100; N150 – P150 – K150. Осенью были внесены двойной суперфосфат P_2O_5 и хлористый калий – KCl, а мочевина $(NH_2)_2CO$ - была внесена весной в период распускания почек.

ВЫВОДЫ

1. ГИС-картирование и анализ двух МТ размером 100 км² в широколиственно-лесной и лесостепной зонах Башкирского Предуралья показали, что доля пахотных угодий в лесостепной зоне с холмисто-увалистым рельефом была ниже, чем на участках с плоским рельефом в широколиственно-лесной зоне. Данное соотношение сохранилось и для заброшенных пахотных угодий, причем доли зарастания заброшенной пашни древесными видами в обоих зонах одинаковы и составляют чуть больше половины площади залежей. В широколиственно-лесной зоне в древостое зарастающих залежей преобладает *B. pendula*, а в лесостепной зоне – *P. sylvestris*, что связано с большей устойчивостью подроста сосны к засухам и распространением после пожаров.

2. Различия в современном использовании залежной растительности в анализируемых зонах обусловлены текущими потребностями в сенокосных и пастбищных кормах: в широколиственно-лесной зоне выше доля залежей, используемых в качестве сенокосов и пастбищ, а в лесостепной зоне часть залежей использована для создания лесных культур, добычи щебня, а также для распашки после раскорчевки древостоя.

3. Использование значений яркости красного канала на ранневесенних космоснимках может быть эффективно для оценки текущих и ретроспективных значений проективного покрытия крон древостоя, а лидарная съемка с БПЛА — для оценки его наземной биомассы и запасов в ней углерода.

4. На распространение березняков на заброшенных пахотных землях в широколиственно-лесной зоне Предуралья влияют несколько переменных окружающей среды: совпадение направления преобладающих ветров с направлением распространения семян, высота деревьев-источников семян и выпас скота. Совпадение направления преобладающих ветров с

направлением распространения семян у сосны играет меньшую роль чем у березы, что связано с большей массой семян у сосны по сравнению с семенами березы. В целом выявлены две зависимости между выживаемостью сеянцев и расстоянием до семенных деревьев: (1) перенос семян и плотность сеянцев уменьшаются с увеличением расстояния от семенного дерева и (2) вероятность выживаемости семян/саженцев увеличивается из-за снижения конкуренции.

5. Содержание углерода в стволовой древесине березы и в травяном ярусе не зависело от стадий сукцессии, что во многом соответствует литературным данным. В серой лесной почве по мере роста древостоев содержание углерода увеличилось с 2,5% до 4,4%, а в более плодородной темно-серой лесной почве изменилось незначительно. При этом биомасса и депонирование углерода древостоем на ПП, расположенных на темно-серых лесных почвах, было выше, чем на серых лесных почвах.

6. Средняя скорость секвестрации углерода в древостое березы за 25 лет составила 2,7 т/га/год, что позволяет сделать вывод о том, что залежи с массовым лесовозобновлением древесных видов являются эффективными естественными резервуарами для накопления углерода.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абдрахманов Р.Ф., Абзалов Р.М., Асфандияров А.З., Баимбетова Л.Р., Балков В.А., Баянов М.Г. Атлас Республики Башкортостан. – Уфа: Китап. – 2005. – 419 с.
2. Баева Ю.И., Курганова И.Н., Лопес Де Гереню В.О., Овсепян Л.А., Телеснина В.М., Цветкова Ю.Д. Изменение агрегатного состава различных типов почв в ходе залежной сукцессии. Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. – 2017. – Т. 88. – С. 47–74.
3. Башкирская АССР. Районный экономический справочник. – Уфа: БАШГОСИЗДАТ, 1939. – 252 с.
4. Википедия. Онлайн энциклопедия.: сайт. URL: https://ru.wikipedia.org/wiki/Сельское_хозяйство_Башкортостана
5. Википедия. Онлайн энциклопедия.: сайт. URL: <https://ru.wikipedia.org/wiki/Берёза>
6. Глушков И., Лупачик В., Прищепов А. Картирование заброшенных земель в Восточной Европе с помощью спутниковых снимков LANDSAT и GOOGLE EARTH ENGINE. – 2019. Интернет ресурс: URL: <https://maps.greenpeace.org/maps/aal/>. – Текст электронный.
7. Госстандарт СССР 26213-91. Почвы. Методы определения органических веществ. 1993.: сайт. URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200023481> – Текст: электронный.
8. Грабарник П.Я. Моделирование пространственной структуры древостоев // Моделирование динамики органического вещества в лесных экосистемах. – 2007. – С. 132-146.
9. «Гринпис» – международная неправительственная экологическая организация: официальный сайт. – Канада. – URL: <https://greenpeace.org> (дата обращения: 28.02.2024)
10. Гусев И.И. Моделирование экосистем: учеб. Пособие. – Архангельск: Архангел. гос. тех. ун-т. – 2002. – 112 с.

11. Дайнеко Н.М., Тимофеев С.Ф., Жадько С.В. Продуктивность луговых экосистем пойменных лугов бассейна р. Днепр // В сборнике: Бассейновые территории: проблемы и пути их решения. материалы II Международной научно-практической конференции. – 2014. – С. 39-43.
12. Данилов Д.А., Шестаков, В.А., Шестакова Т.А., Эндерс О.О. Сукцессионные стадии восстановления древесной растительности на постагротических землях Ленинградской области // Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии. – 2020. – №. 233. – С. 60-80.
13. Денисов А.К., Денисов С.А. Взаимосвязь аэродинамических и посевных свойств семян сосны и ее влияние на обсеменение вырубок // Изв. вузов. Лесной журнал. 1971. – №. 4. – С. 9–12.
14. Жучкова В.К. Методы комплексных физико-географических исследований. – Москва: Издательский центр «Академия». – 2004. – 368 с.
15. Замолодчиков Д., Коровин Г., Уткин А., Честных О., Сонген Б. Углерод в лесном фонде и сельскохозяйственных угодьях России. – Москва: Товарищество научных изданий КМК. – 2005. – 198 с.
16. Итоги Всероссийской сельскохозяйственной переписи 2006 года. Уфа: Башкортостанстат. – 2008. – 235 с.
17. Итоги Всероссийской сельскохозяйственной переписи 2016 года: Уфа: Башкортостанстат. – 2018. – 238 с.
18. Люри Д.И., Горячkin С.В., Караваева Н.А. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагротенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС. – 2010. – 415 с.
19. Мельник С.А. Возобновление сосны обыкновенной (*Pinus Sylvestris* L.) на сплошных вырубках подзоны средней тайги (в пределах Томской области). – 2005.
20. Миркин Б.М., Мартыненко В.Б. Природные условия и биота Природного парка «Аслы-Куль». – 2018. – 456 с.

21. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Наука о растительности (история и современное состояние основных концепций). Уфа: Гилем. – 1998. – 413 с.
22. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Современное состояние основных концепций науки о растительности. Уфа: АН РБ, Гилем. – 2012. – 488 с.
23. Москаленко С.В., Бобровский М.И. Расселение лесных видов растений из старовозрастных дубрав на брошенные пашни в заповеднике «Калужские засеки» // Известия Самарского научного центра РАН. – 2012. – Т. 14. – №. 1. – С. 1332–1335.
24. Нечаева Т.В. Залежные земли России: распространение, агроэкологическое состояние и перспективы использования // Почвы и окружающая среда. – 2023. – Т. 6. – №. 2. – С. 1-32.
25. Овчарова Н.В., Терёхина Т.А., Параскун Л.Е. Особенности восстановления растительности на залежных землях в условиях Присалайрской зоны и правобережья р. Оби (Алтайский край) // Известия Алтайского государственного университета. Барнаул, изд-во Алтайского государственного университета. – 2012. – С. 55-59.
26. Овчарова Н.В. Флора и растительность залежей правобережья р. Оби (Алтайский край): монография / Н. В. Овчарова; АлтГУ. - Барнаул: Изд-во АлтГУ. – 2015. – 250 с.
27. Петров В.В. Мир лесных растений. Москва: Наука, 1978. - 167 с.
28. Российский реестр углеродных единиц [Электронный ресурс] — URL: <http://www.carbonunitsregistry.ru> (дата обращения 14.12.2022).
29. Рыжова И.М., Ерохова А.А., Подвезненная М.А. Изменение запасов углерода в постагрогенных экосистемах в результате естественного восстановления лесов в Костромской области // Лесоведение. – 2015. – №. 4. – С. 307-317.
30. Санников С.Н., Санникова Н.С. Экология естественного возобновления сосны под пологом леса – М., 1985. – 149 с.

31. Тишин Д.В. Дендроэкология (методика древесно-кольцевого анализа): учебно-методическое пособие. – 2015. – 36 с.
32. Федоров Н.И., Туктамышев И.Р., Широких П.С., Мартыненко В.Б., Наумова Л.Г. Использование зимних и ранневесенних космоснимков для оценки проективного покрытия березняков на залежах // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2022. – №. 59. – С. 110-127.
33. Феклистов П.А., Аверина М.В., Болотов И.Н., Филиппов Б.Ю., Клевцов Д.Н. Изменение густоты и видового состава подроста при разном удалении от «Стен» леса на постагрогенных площадях // Известия высших учебных заведений. Лесной журнал. – 2020. – №. 1 (373). – С. 88-98.
34. Хазиев Ф.Х., Кольцова Г.А., Рамазанов Р.Я., Мукатанов А.Х., Габбасова И.М., Хамидуллин М.М., Хабиров И.К. Почвы Башкортостана. Уфа: Издательство «Гилем», 1997. – 327 с.
35. Шварц Е.А., Байбар А.С., Орешкина М.Н. Заброшенные земли сельскохозяйственного назначения в России: Возможности и препятствия для ведения частного лесного хозяйства // Леса России: политика, промышленность, наука, образование. – 2023. – С. 442-445.
36. Широких П.С., Мартыненко В.Б., Зверев А.А., Бикбаев И.Г., Ибрагимов И.И., Бикбаева Г.Г., Баишева Э.З. Растительность заброшенных сельскохозяйственных угодий Башкирского Предуралья // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2017. – №. 37. – С. 66-104.
37. Achat D.L., Deleuze C., Landmann G., Pousse N., Ranger J., Augusto L. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis // Forest Ecology and Management. – 2015. – Vol. 348. – P. 124-141. [DOI: 10.1016/j.foreco.2015.03.042](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042)
38. Addo-Danso S.D., Prescott C.E., Smith A.R. Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: A review // Forest Ecology and Management. – 2016. – Vol. 359. – P. 332-351.

39. Agrawal S., Khairnar G.B. A comparative assessment of remote sensing imaging techniques: Optical, sar and lidar // The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. – 2019. – Vol. 42. – P. 1-6.
40. Ahmad S., Abbas G., Fatima Z., Khan R.J., Anjum M.A., Ahmed M., Hoogenboom G. Quantification of the impacts of climate warming and crop management on canola phenology in Punjab, Pakistan //Journal of Agronomy and Crop Science. – 2017. – Vol. 203. – №. 5. – P. 442-452.
41. Akselsson C., Berg B., Meentemeyer V., Westling O. Carbon sequestration rates in organic layers of boreal and temperate forest soils—Sweden as a case study // Global Ecology and Biogeography. – 2005. – Vol. 14. – №. 1. – P. 77-84.
42. Alcantara C., Kuemmerle T., Baumann M., Bragina E.V, Griffiths P., Hostert P., Knorn J., Müller D., Prishchepov A.V., Schierhorn F. Mapping the extent of abandoned farmland in Central and Eastern Europe using MODIS time series satellite data // Environmental Research Letters. – 2012. – Vol. 8. – №. 3. – P. 035035.
43. Alix-Garcia J., Kuemmerle T., Radeloff V.C. Prices, land tenure institutions, and geography: a matching analysis of farmland abandonment in post-socialist Eastern Europe // Land economics. – 2012. – Vol. 88. – №. 3. – P. 425-443.
44. Ameray A., Bergeron Y., Valeria O., Montoro Girona M., Cavad X. Forest carbon management: a review of silvicultural practices and management strategies across boreal, temperate and tropical forests // Current Forestry Reports. – 2021. – Vol. 7. – P. 245-266. [DOI:10.1007/s40725-021-00151](https://doi.org/10.1007/s40725-021-00151)
45. Anpilogova D., Pakina A. Assessing ecosystem services of abandoned agricultural lands: a case study in the forested zone of European Russia // One Ecosystem. – 2022. – Vol. 7. – P. e77969.

46. Anselmetto N., Weisberg P. J., Garbarino M. Global change in the European Alps: A century of post-abandonment natural reforestation at the landscape scale // *Landscape and Urban Planning*. – 2024. – Vol. 243. – P. 104973.
47. Aun K., Kukumagi M., Varik M., Becker H., Aosaar J., Uri M., Buht M., Uri V. Short-term effect of thinning on the carbon budget of young and middle-aged silver birch (*Betula pendula* Roth) stands // *Forest Ecology and Management*. – 2021. – Vol. 480. – Article 118660.
[DOI:10.1016/j.foreco.2020.118660](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118660)
48. Awais M., Wajid A., Nasim W., Ahmad A., Saleem M.F., Raza M.A. S., Hoogenboom G. Modeling the water and nitrogen productivity of sunflower using OILCROP-SUN model in Pakistan // *Field Crops Research*. – 2017. – Vol. 205. – P. 67-77.
49. Ballesteros R., Intrigliolo D.S., Ortega J.F., Ramírez-Cuesta, J.M., Buesa I., Moreno M.A. Vineyard yield estimation by combining remote sensing, computer vision and artificial neural network techniques // *Precision Agriculture*. – 2020. – Vol. 21. – P. 1242-1262.
50. Barbosa J.M., Broadbent E.N., Bitencourt M.D. Remote sensing of aboveground biomass in tropical secondary forests: A review // *International Journal of Forestry Research*. – 2014. – Vol. 2014. – №. 1. – P. 715796.
51. Bell S. M., Terrer C., Barriocanal C., Jackson R. B., Rosell-Melé A. Soil organic carbon accumulation rates on Mediterranean abandoned agricultural lands // *Science of the Total Environment*. – 2021. – Vol. 759. – P. 143535.
52. Benayas J.M.R., Bullock J.M., Newton A.C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use // *Frontiers in Ecology and the Environment*. – 2008. – Vol. 6. – №. 6. – P. 329-336.
53. Bergh J. Climatic and Nutritional Constraints to Productivity in Norway Spruce. – Swedish University of Agricultural Sciences: Uppsala, Sweden, 1997.

54. Bergh J., Nilsson U., Grip H., Hedwall P.O., Lundmark T. Effects of frequency of fertilisation on production, foliar chemistry and nutrient leaching in young Norway spruce stands in Sweden // *Silva Fennica*. – 2008. – Vol. 42. – P. 721-733. [DOI:10.14214/sf.225](https://doi.org/10.14214/sf.225)
55. Bernues A., Rodríguez-Ortega T., Ripoll-Bosch R., Alfnes F. Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems // *PloS one*. – 2014. – Vol. 9. – №. 7. – P. E102479.
56. Blake G.R., Hartge K.H. Bulk density // *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*. – 1986. – Vol. 5. – P. 363-375.
57. Böhm W. *Methods of studying root systems*. – Springer Science & Business Media, 2012. – Vol. 33.
58. Bonet A., Pausas J.G. Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain // *Plant Ecology*. – 2004. – Vol. 174. – №. 2. – P. 257-270.
59. Boydak M. Silvicultural characteristics and natural regeneration of *Pinus brutia* Ten. — a review // *Plant Ecology*. – 2004. – Vol. 171. – P. 153-163.
60. Bozek P., Janus J., Taszakowski J., Glowacka A. The use of lidar data and cadastral databases in the identification of land abandonment // *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*. – 2017. – Vol. 17. – P. 705-712.
61. Bravo-Oviedo A., Ruiz-Peinado R., Modrego P., Alonso R., Montero G. Forest thinning impact on carbon stock and soil condition in Southern European populations of *P. sylvestris* // *Forest Ecology and Management*. – 2015. – Vol. 357. – P. 259-267. [DOI:10.1016/j.foreco.2015.08.005](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.005)
62. Campbell M.J., Eastburn J.F., Mistick K.A., Smith A.M., Stovall A. E. Mapping individual tree and plot-level biomass using airborne and mobile lidar in piñon-juniper woodlands // *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. – 2023. – Vol. 118. – P. 103232.

63. Cannell M.G.R., Dewar R.C. The carbon sink provided by plantation forests and their products in Britain // *Forestry: An International Journal of Forest Research.* – 1995. – Vol. 68. – №. 1. – P. 35-48.
64. Carbon Offset [Электронный ресурс]: Энциклопедия Britannica. — URL: <https://www.britannica.com/technology/carbon-offset> (дата обращения 14.03.2022).
65. Castillo C.P., Aliaga E.C., Lavalle C., Llario J.C.M. An assessment and spatial modelling of agricultural land abandonment in Spain (2015–2030) // *Sustainability.* – 2020. – Vol. 12. – №. 2. – P. 560.
66. Caughlin T.T., Rifai S.W., Graves S.J., Asner G.P., Bohlman S.A. Integrating LiDAR-derived tree height and Landsat satellite reflectance to estimate forest regrowth in a tropical agricultural landscape // *Remote Sensing in Ecology and Conservation.* – 2016. – Vol. 2. – №. 4. – P. 190-203.
67. Chazdon R.L., Lindenmayer D., Guariguata M.R., Crouzeilles R., Benayas J.M.R., Chavero E.L. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions // *Environmental Research Letters.* – 2020. – Vol. 15. – №. 4. – P. 043002.
68. CHELSA. Free climate data at high resolution.: сайт. URL <https://chelsa-climate.org/> – Текст: электронный.
69. Chen S., Liu H., Feng Z., Shen C., Chen P. Applicability of personal laser scanning in forestry inventory // *PLoS One.* – 2019. – Vol. 14. – №. 2. – P. E0211392.
70. Cramer V.A., Hobbs R.J., Standish R.J. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly // *Trends in Ecology & Evolution.* 2008. – Vol. 23. – №. 2. – P. 104–112.
71. Crouzeilles R., Beyer H.L., Monteiro L.M., Feltran-Barbieri R., Pessôa A.C., Barros F.S., Strassburg B.B. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration // *Conservation Letters.* – 2020. – Vol. 13. – №. 3. – P. E12709.

72. Dalponte M., Jucker T., Liu S., Frizzera L., Gianelle D. Characterizing Forest carbon dynamics using multi-temporal lidar data // *Remote Sensing of Environment*. – 2019. – Vol. 224. – P. 412-420.
73. Debnath S., Paul M., Debnath T. Applications of LiDAR in agriculture and future research directions // *Journal of Imaging*. – 2023. – Vol. 9. – №. 3. – P. 57.
74. Debussche M., Lepart J., Dervieux A. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards // *Global ecology and biogeography*. – 1999. – Vol. 8. – №. 1. – P. 3-15.
75. Dimitriou I., Mola-Yudego B., Aronsson P., Eriksson J. Changes in organic carbon and trace elements in the soil of willow short-rotation coppice plantations // *Bioenergy Research*. – 2012. – Vol. 5. – P. 563-572.
76. Dimitriou I.; Mola-Yudego B. Poplar and willow plantations on agricultural land in Sweden: Area, yield, groundwater quality and soil organic carbon // *Forest Ecology and Management*. – 2017. – Vol. 383. – P. 99-107.
77. Dubinin M., Potapov P., Lushchekina A., Radeloff V.C. Reconstructing long time series of burned areas in arid grasslands of southern Russia by satellite remote sensing // *Remote sensing of environment*. – 2010. – Vol. 114. – №. 8. – P. 1638-1648.
78. Errea Abad M.P., Nadal-Romero E., Lasanta T. La complejidad de la cubierta vegetal en los campos abandonados del valle de Aísa (Pirineo Aragonés). Un análisis del papel de los tipos de campos // *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*. – Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. – 2015. – P. 933-942.
79. Estel S., Kuemmerle T., Alcántara C., Levers C., Prishchepov A., Hostert P. Mapping farmland abandonment and recultivation across Europe using MODIS NDVI time series // *Remote Sensing of Environment*. – 2015. – Vol. 163. – P. 312-325.

80. Fayet C.M., Reilly K.H., Van Ham C., & Verburg P.H. What is the future of abandoned agricultural lands? A systematic review of alternative trajectories in Europe // *Land Use Policy*. – 2022. – Vol. 112. – P. 105833.
81. Fedorov N., Bikbaev I., Shirokikh P., Zhigunova S., Tuktamyshev I., Mikhaylenko O., Belan L. Estimation of Carbon Stocks of Birch Forests on Abandoned Arable Lands in the Cis-Ural Using Unmanned Aerial Vehicle-Mounted LiDAR Camera // *Forests*. – 2023. – Vol. 14. – №. 12. – P. 2392.
82. Fedorov N., Shirokikh P., Zhigunova, S., Baisheva E., Tuktamyshev I., Bikbaev I., Maksyutov S. Dynamics of biomass and carbon stocks during reforestation on abandoned agricultural lands in Southern Ural region // *Agriculture*. – 2023. – Vol. 13. – №. 7. – P. 1427.
83. Fedorov N., Tuktamyshev I., Bikbaev I., Shirokikh P., Zhigunova S., Baisheva E., Martynenko V. Spatiotemporal Dynamics of *Betula pendula* Crown Cover on Abandoned Arable Land in a Broad-Leaved Forest Zone of Bashkir Cis-Ural // *Forests*. – 2023. – Vol. 15. – №. 1. – P. 34.
84. Fisher R.A. Statistical methods for research workers // *Breakthroughs in statistics: Methodology and distribution*. – New York, NY: Springer New York, 1970. – P. 66-70.
85. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global forest resources assessment 2020: Main report. Rome. – Food and Agriculture Organization of the UN, 2020. [DOI:10.4060/ca8753en](https://doi.org/10.4060/ca8753en)
86. Freschet G.T., Pagès L., Iversen C.M., Comas L.H., Rewald B., Roumet C., McCormack M.L. A starting guide to root ecology: strengthening ecological concepts and standardising root classification, sampling, processing and trait measurements // *New Phytologist*. – 2021. – Vol. 232. – №. 3. – P. 973-1122.
87. Frey S.D., Ollinger S., Nadelhoffer K., Bowden R., Brzostek E., Burton A., Caldwell B.A., Crow S., Goodale C.L., Grandy A.S., Finzi A., Kramer M.G., Lajtha K., LeMoine J., Martin M., McDowell W.H., Minocha R., Sadowsky J.J., Templer P.H., Wickings K. Chronic nitrogen additions suppress

decomposition and sequester soil carbon in temperate forests // Biogeochemistry. – 2014. – Vol. 121. – P. 305-316.

88. Gómez-Aparicio L., Gómez J.M., Zamora R. Microhabitats shift rank in suitability for seedling establishment depending on habitat type and climate // Journal of Ecology. – 2005. – Vol. 93. – №. 6. – P. 1194-1202.

89. Gong C., Tan Q., Liu G., Xu M. Forest thinning increases soil carbon stocks in China // Forest Ecology and Management. – 2021. – Vol. 482. – Article 118812. [DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118812](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118812)

90. Gong J., Chen L., Fu B., Huang Y., Huang Z., Peng H. Effect of land use on soil nutrients in the loess hilly area of the Loess Plateau, China // Land degradation & development. – 2006. – Vol. 17. – №. 5. – P. 453-465.

91. Greene D.F., Johnson E.A. Fruit abscission in *Acer saccharinum* with reference to seed dispersal // Canadian Journal of Botany. – 1992. – Vol. 70. – №. 11. – P. 2277-2283.

92. Greene D.F., Johnson E.A. Particulate diffusion models and the dispersal of seeds by the wind // Trends in Ecology and Evolution. – 1989. – Vol. 4. – P. 191-192.

93. Griffiths P., Müller D., Kuemmerle T., Hostert P. Agricultural land change in the Carpathian ecoregion after the breakdown of socialism and expansion of the European Union // Environmental Research Letters. – 2013. – Vol. 8. – №. 4. – P. 045024.

94. Han Z., Song W. Abandoned cropland: Patterns and determinants within the Guangxi karst mountainous area, China // Applied Geography. – 2020. – Vol. 122. – P. 102245.

95. He S., Shao H., Xian W., Yin Z., You M., Zhong J., Qi J. Monitoring cropland abandonment in hilly areas with Sentinel-1 and Sentinel-2 timeseries // Remote Sensing. – 2022. – Vol. 14. – №. 15. – P. 3806.

96. Hinojosa L., Napoléone C., Moulery M., Lambin E.F. The “mountain effect” in the abandonment of grasslands: Insights from the French Southern Alps // *Agriculture, Ecosystems & Environment*. – 2016. – Vol. 221. – P. 115-124.
97. Hinojosa L., Tasser E., Rüdisser J., Leitinger G., Schermer M., Lambin E.F., Tappeiner U. Geographical heterogeneity in mountain grasslands dynamics in the Austrian-Italian Tyrol region // *Applied Geography*. – 2019. – Vol. 106. – P. 50-59.
98. Horn H.S., Nathan R.A.N., Kaplan S.R. Long-distance dispersal of tree seeds by wind // *Ecological research*. – 2001. – Vol. 16. – P. 877-885.
99. Horner G.J., Baker P.J., Nally R.M., Cunningham S.C., Thomson J.R., Hamilton F. Forest structure, habitat and carbon benefits from thinning floodplain forests: Managing early stand density makes a difference // *Forest Ecology and Management*. – 2010. – Vol. 259. – P. 286-293. [DOI: 10.1016/j.foreco.2009.10.015](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.015)
100. Hoshino A., Tamura K., Fujimaki H., Asano M., Ose K., Higashi T. Effects of crop abandonment and grazing exclusion on available soil water and other soil properties in a semi-arid Mongolian grassland // *Soil and Tillage Research*. – 2009. – Vol. 105. – №. 2. – P. 228-235.
101. Hou J., Fu B., Liu Y., Lu N., Gao G., Zhou J. Ecological and hydrological response of farmlands abandoned for different lengths of time: Evidence from the Loess Hill Slope of China // *Global and Planetary Change*. – 2014. – Vol. 113. – P. 59-67.
102. Houghton, R.A. Aboveground Forest biomass and the global carbon balance // *Global change biology*. – 2005. – Vol. 11. – P. 945-958.
103. Hoyle M.C., Bjorkbom J.C. Birch nutrition // *Birch symposium proceedings*, Durham, NH, USA, 19-21 August, 1969. – 102-105 p.
104. Huang S., Titus S.J., Wiens D.P. Comparison of nonlinear height-diameter functions for major Alberta tree species // *Canadian Journal of Forest Research*. – 1992. – Vol. 22. – №. 9. – P. 1297-1304.

105. Huang W., Sun G., Dubayah R., Cook B., Montesano P., Ni W., Zhang Z. Mapping biomass change after forest disturbance: Applying LiDAR footprint-derived models at key map scales // *Remote Sensing of Environment*. – 2013. – Vol. 134. – P. 319-332.
106. Hutchings M.J., Booth K.D. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain // *Journal of Applied Ecology*. – 1996. – P. 1171-1181.
107. Hyypa E., Hyypa J., Hakala T., Kukko A., Wulder M.A., White J.C., Kaartinen H. Under-canopy UAV laser scanning for accurate forest field measurements // *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. – 2020. – Vol. 164. – P. 41-60.
108. Im C., Chung J., Kim H.S., Chung S., Yoon T.K. Are seed dispersal and seedling establishment distance-and/or density-dependent in naturally regenerating larch patches? A within-patch scale analysis using an eigenvector spatial filtering approach // *Forest Ecology and Management*. – 2023. – Vol. 531. – P. 120763.
109. Jabran K., Ullah E., Akbar N., Yasin M., Zaman U., Nasim W., Hussain M. Growth and physiology of basmati rice under conventional and water-saving production systems // *Archives of Agronomy and Soil Science*. – 2017. – Vol. 63. – №. 10. – P. 1465-1476.
110. Jacobson S., Pettersson F. Growth responses following nitrogen and NPK Mg additions to previously N-fertilized Scot's pine and Norway spruce stands on mineral soils in Sweden // *Canadian Journal of Forest Research*. – 2001. – Vol. 31. – P. 899-909. [DOI:10.1139/x01-020](https://doi.org/10.1139/x01-020)
111. Jakovac C.C., Junqueira A.B., Crouzeilles R., Peña-Claros M., Mesquita R. C., Bongers F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests // *Biological Reviews*. – 2021. – Vol. 96. – №. 4. – P. 1114-1134.

112. Janus J., Bożek P., Mitka B., Taszakowski J., Doroż A. Long-term Forest cover and height changes on abandoned agricultural land: An assessment based on historical stereometric images and airborne laser scanning data // Ecological Indicators. – 2021. – Vol. 120. – P. 106904.
113. Jiang Y.L., Yin X.G., Wang X.H., Zhang L., Lu, Zhou Lei Y.D., Chu Q.Q., Chen F. Impacts of global warming on the cropping systems of China under technical improvements from 1961 to 2016 // Agronomy Journal. – 2021. – Vol. 113. – №. 1. – P. 187-199.
114. Johnson D.W., Curtis P.S. Effects of forest management on soil C and N storage: meta-analysis. // Forest ecology and management. – 2001. – Vol. 140. – № 2-3. – P. 227-238. [DOI:10.1016/S0378-1127\(00\)00282-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00282-6)
115. Kalinina O., Goryachkin S., Luyri D., Giani L. Chronosequential development of post-agrogenic soils of different climatic zones in Russia under self-restoration // Catena. – 2015. – Vol. 129. – P. 18-29.
116. Kalinina O., Chertov O., Frolov P., Goryachkin S., Kuner P., Küper J., Giani L. Alteration process during the post-agricultural restoration of Luvisols of the temperate broad-leaved forest in Russia // Catena. – 2018. – Vol. 171. – P. 602-612.
117. Kalinina O., Cherkinsky A., Chertov O., Goryachkin S., Kurganova I., de Gerenuy V.L., Giani L. Post-agricultural restoration: Implications for dynamics of soil organic matter pools // Catena. – 2019. – Vol. 181. – P. 104096.
118. Kaproth M.A., McGraw J.B. Seed viability and dispersal of the wind-dispersed invasive Ailanthus altissima in aqueous environments // Forest Science. – 2008. – Vol. 54. – №. 5. – P. 490-496.
119. Karlsen S.R., Tolvanen A., Kubin E., Poikolainen J., Johansen B., Danks F.S., Makarova O. MODIS-NDVI-based mapping of the length of the growing season in northern Fennoscandia // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation. – 2008. – Vol. 10. – №. 3. – P. 253-266.

120. Knappová J., Hemrová L., Münzbergová Z. Colonization of central European abandoned fields by dry grassland species depends on the species richness of the source habitats: a new approach for measuring habitat isolation // *Landscape Ecology*. – 2012. – Vol. 27. – №. 1. – P. 97-108. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9680-5>
121. Kohler M., Pyttel P., Kuehne C., Modrow T., Bauhus J. On the knowns and unknowns of natural regeneration of silviculturally managed sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) forests—a literature review // *Annals of Forest Science*. – 2020. – Vol. 77. – P. 1-19.
122. Kuemmerle T., Perzanowski K., Chaskovskyy O., Ostapowicz K., Halada L., Bashta A.T., Radeloff V.C. European bison habitat in the Carpathian Mountains // *Biological conservation*. – 2010. – Vol. 143. – №. 4. – P. 908-916.
123. Kurganova I., De Gerenyu V.L., Kuzyakov Y. Large-scale carbon sequestration in post-agrogenic ecosystems in Russia and Kazakhstan // *Catena*. – 2015. – Vol. 133. – P. 461-466.
124. Kurttila M. The spatial structure of forests in the optimization calculations of forest planning—a landscape ecological perspective // *Forest Ecology and Management*. – 2001. – Vol. 142. – №. 1-3. – P. 129-142.
125. Kuuluvainen T., Hofgaard A., Aakala T., Jonsson B. G. North Fennoscandian mountain forests: history, composition, disturbance dynamics and the unpredictable future // *For. Ecol. Manag.* – 2017. – №. 385. – P. 140–149.
126. Laganiere J., Angers D.A., Pare D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis // *Global change biology*. – 2010. – Vol. 16. – №. 1. – P. 439-453.
127. Lal R., Negassa W., Lorenz K. Carbon sequestration in soil // *Current Opinion in Environmental Sustainability*. – 2015. – Vol. 15. – P. 79-86.
128. Lambin E.F., Geist H.J. Land-use and land-cover change: local processes and global impacts. – Springer Science & Business Media, 2008.

129. Lasanta Martínez T., Vicente Serrano S.M., Romo A. Influencia de la topografía en la estacionalidad de la actividad vegetal: análisis en el Pirineo Occidental aragonés a partir de imágenes NOAA-AVHRR // Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles. – 2004. – Vol. 38. – P. 175–197.
130. Lentink D., Dickson W.B., Van Leeuwen J.L., Dickinson M.H. Leading-edge vortices elevate lift of autorotating plant seeds // Science. – 2009. – Vol. 324. – №. 5933. – P. 1438-1440.
131. Le Toan T., Quegan S., Woodward I., Lomas M., Delbart N., Picard G. Relating radar remote sensing of biomass to modelling of forest carbon budgets // Climatic change. – 2004. – Vol. 67. – №. 2. – P. 379-402.
132. Levers C., Schneider M., Prishchepov A.V., Estel S., Kuemmerle T. Spatial variation in determinants of agricultural land abandonment in Europe // Science of the total environment. – 2018. – Vol. 644. – P. 95-111.
133. Li S., Li X., Sun L., Cao G., Fischer G., Tramberend S. An estimation of the extent of cropland abandonment in mountainous regions of China // Land Degradation & Development. – 2018. – Vol. 29. – №. 5. – P. 1327-1342.
134. Li L., Mu X., Jiang H., Chianucci F., Hu R., Song W., Yan G. Review of ground and aerial methods for vegetation cover fraction (fCover) and related quantities estimation: definitions, advances, challenges, and future perspectives // ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. – 2023. – Vol. 199. – P. 133-156.
135. Liu B., Song W. Mapping abandoned cropland using Within-Year Sentinel-2 time series // Catena. – 2023. – Vol. 223. – P. 106924.
136. Liu M., Han G., Zhang Q. Effects of agricultural abandonment on soil aggregation, soil organic carbon storage and stabilization: Results from observation in a small karst catchment, Southwest China // Agriculture, Ecosystems & Environment. – 2020. – Vol. 288. – P. 106719.
137. Lundmark T., Bergh J., Hofer P., Lundstrom A., Nordin A., Poudel B.C., Sathre R., Taverna R., Werner F. Potential roles of swedish forestry in the

context of climate change mitigation // *Forests*. – 2014. – Vol. 5. – P. 557-578.

[DOI:10.3390/f13020310](https://doi.org/10.3390/f13020310)

138. Luo H., Wang L., Wu C., Zhang L. An improved method for impervious surface mapping incorporating LiDAR data and high-resolution imagery at different acquisition times // *Remote Sensing*. – 2018. – Vol. 10. – №. 9. – P. 1349.

139. Maignan F., Breon F.-M., Bacour C., Demarty J., Poirson A. Interannual vegetation phenology estimates from global AVHRR measurements. Comparison with in situ data and applications // *Rem. Sens. Env.* – 2007. – Vol. 112. – P. 496-505

140. Mälkinen, E.; Saarsalmi, A. Hieskoivikon biomassatuotos ja ravinteiden menetys kokopuun korjuussa. In *Folia Forestalia*; Metsäntutkimuslaitos: Helsinki, Finland. – 1982. – p. 17.

141. Martin-Benito D., Del Rio M., Heinrich I., Helle G., Canellas I. Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation // *Forest Ecology and Management*. – 2010. – Vol. 259. – P. 967-975. [DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.001](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.001)

142. Mazlan S.M., Wan Mohd Jaafar W.S., Muhammad Kamarulzaman A. M., Saad S.N.M., Mohd Ghazali N., Adrah E., Mahmud M.R. A Review on the Use of LiDAR Remote Sensing for Forest Landscape Restoration // *Concepts and Applications of Remote Sensing in Forestry*. – 2023. – P. 49-74.

143. Meiners S.J., Rye T.A., Klass J.R. On a level field: The utility of studying native and non-native species in successional systems // *Applied Vegetation Science*. – 2009. – Vol. – №. 12. – P. 45–53.

144. Minami S., Azuma A. Various flying modes of wind-dispersal seeds // *Journal of theoretical biology*. – 2003. – Vol. 225. – №. 1. – P. 1-14.

145. Moravie M.A., Robert A. A model to assess relationships between forest dynamics and spatial structure // *Journal of Vegetation Science*. – 2003. – Vol. 14. – №. 6. – P. 823-834.

146. Munroe D.K., van Berkel D.B., Verburg P.H., & Olson J.L. Alternative trajectories of land abandonment: causes, consequences and research challenges // *Current Opinion in Environmental Sustainability*. – 2013. – Vol. 5. – №. 5. – P. 471-476.
147. Nainggolan D., Termansen M., Reed M.S., Cebollero E.D., Hubacek K. Farmer typology, future scenarios and the implications for ecosystem service provision: a case study from south-eastern Spain // *Regional Environmental Change*. – 2013. – Vol. 13. – P. 601-614.
148. Næsset E. Predicting Forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data // *Remote sensing of environment*. – 2002. – Vol. 80. – №. 1. – P. 88-99.
149. Nathan R., Safriel U.N., Noy-Meir I., Schiller G. Seed release without fire in *Pinus halepensis*, a Mediterranean serotinous wind-dispersed tree // *Journal of Ecology*. – 1999. – Vol. 87. – №. 4. – P. 659-669.
150. Navarro L.M., Pereira H.M. Rewilding abandoned landscapes in Europe // *Rewilding European Landscapes*. – Cham: Springer International Publishing, – 2015. – P. 3-23.
151. Nave L.E., Vance E.D., Swanston C.W., Curtis P.S. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests // *Forest ecology and management*. – 2010. – Vol. 259. – № 5. – P. 857-866. [DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009)
152. Niemistö P. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the crown and branch properties and taper of silver birch (*Betula pendula*) // *Scandinavian Journal of Forest Research*. – 1995. – Vol. 10. – №. 1-4. – P. 235-244.
153. Ni-Meister W., Rojas A., Lee S. Direct use of large-footprint lidar waveforms to estimate aboveground biomass // *Remote Sensing of Environment*. – 2022. – Vol. 280. – P. 113147.
154. Nohrstedt H.O. Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: A review of Swedish experiences // *Scandinavian*

Journal of Forest Research. – 2001. – Vol. 16. – P. 555-573.

[DOI:10.1080/02827580152699385](https://doi.org/10.1080/02827580152699385)

155. Novak J., Slodicak M. Structure and accumulation of litterfall under Norway spruce stands in connection with thinnings // Journal of Forest Science. – 2004. – Vol. 50. – P. 101-108. [DOI:10.17221/4605-JFS](https://doi.org/10.17221/4605-JFS)

156. Novara A., Gristina L., Sala G., Galati A., Crescimanno M., Cerdà A., La Mantia T. Agricultural land abandonment in Mediterranean environment provides ecosystem services via soil carbon sequestration // Science of the Total Environment. – 2017. – Vol. 576. – P. 420-429.

157. Osbornová J., Kovárová M., Leps J., Prach K. Succession in abandoned fields: studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. – Springer Science & Business Media, 2012. – Vol. 15.

158. Paavilainen E. Effect of refertilization of pine and birch stands on a drained fertile mire // Silva Fennica: Helsinki, Finland. – 1990. – Vol. 24. [DOI:10.14214/sf.a15563](https://doi.org/10.14214/sf.a15563)

159. Peña-Angulo D., Khorchani M., Errea P. et al. Factors explaining the diversity of land cover in abandoned fields in a Mediterranean mountain area // Catena. – 2019. – Vol. 181. – P. 104064.

160. Perala D.A., Alm A.A. Reproductive ecology of birch: A review. For. Ecol. Manag. 1990. 32. P. 1–38. [https://doi.org/10.1016/03781127\(90\)90104-J](https://doi.org/10.1016/03781127(90)90104-J)

161. Peres C.A., Barlow J., Laurance W.F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests // Trends Ecology and Evolution. – 2006. – Vol. 21. – P. 227-229. DOI: 10.1016/j.tree.2006.03.007

162. Pérez-Cárdenas N., Mora F., Arreola-Villa F., Arroyo-Rodríguez V., Balvanera P., Flores-Casas R., Ortega-Huerta M.A. Effects of landscape composition and site land-use intensity on secondary succession in a tropical dry forest // Forest Ecology and Management. – 2021. – Vol. 482. – P. 118818.

163. Pérez-Hernández J., Gavilán R. G. Impacts of land-use changes on vegetation and ecosystem functioning: Old-field secondary succession // *Plants*. – 2021. – Vol. 10. – №. 5. – P. 990.
164. Pías B., Escribano-Avila G., Virgós E., Sanz-Pérez V., Escudero A., Valladares F. The colonization of abandoned land by Spanish juniper: Linking biotic and abiotic factors at different spatial scales // *Forest Ecology and Management*. – 2014. – Vol. 329. – P. 186-194.
165. Popescu S.C., Zhao K. A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees // *Remote sensing of environment*. – 2008. – Vol. 112. – №. 3. – P. 767-781.
166. Poudel B.C., Sathre R., Bergh J., Gustavsson L., Lundstrom A., Hyvonen R. Potential effects of intensive forestry on biomass production and total carbon balance in north-central Sweden // *Environmental Science and Policy*. – 2012. – Vol. 15. – P. 106-124. [DOI: 10.1016/j.envsci.2011.09.005](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.09.005)
167. Powers M.D., Kolka R.K., Bradford J.B., Palik B.J., Fraver S., Jurgensen M. F. Carbon stocks across a chronosequence of thinned and unmanaged red pine (*Pinus resinosa*) stands. // *Ecological Applications*. – 2012. – Vol. 22. – № 4. – P. 1297-1307. [DOI: 10.1890/11-0411.1](https://doi.org/10.1890/11-0411.1)
168. Prach K., Pyšek P. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe // *Ecological Engineering*. – 2001. – Vol. 17. – №. 1. – P. 55-62.
169. Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Van Uytvanck J., Bohner A., Kreiner D., Stadler J., Klotz S., Brandl R. Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats // *Folia Geobotanica*. – 2011. – Vol. 46. – P. 303-325.
170. Prishchepov A.V., Radeloff V.C., Baumann M., Kuemmerle T., Müller D. Effects of institutional changes on land use: agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven

economies in post-Soviet Eastern Europe // Environmental Research Letters. – 2012. – Vol. 7. – №. 2. – P. 024021. (b)

171. Prishchepov A.V., Radeloff V.C., Dubinin M., Alcantara C. The effect of Landsat ETM/ETM+ image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe // Remote Sensing of Environment. – 2012. – Vol. 126. – P. 195-209. (a)

172. QGIS development team. QGIS geographic information system. Open-source geospatial foundation project. 2024. Available at: <http://qgis.osgeo.org> (дата обращения 02.04.2024).

173. Rai R., Zhang Y.L., Paudel B., Khanal N.R. Status of farmland abandonment and its determinants in the transboundary gandaki river basin // Sustainability. – 2019. – Vol. 11. – №. 19. – P. 5267.

174. Reichstein M. et al. Deep learning and process understanding for data-driven Earth system science // Nature. – 2019. – Vol. 566. – №. 7743. – P. 195–204.

175. Rinn F. TSAP V 3.6 Reference Manual: Computer Program for Tree-Ring Analysis and Presentation; Rinntech: Heidelberg, Germany, 1996, – 263 p.

176. Rinn F. TSAP-Win: time series analysis and presentation for dendrochronology and related applications. Heidelberg. – 2003.

177. RP5.ru. World Weather. Available online: https://rp5.ru/Погода_в_мире (дата обращения 15 апреля 2024).

178. Ruiz-Peinado R., Bravo-Oviedo A., Montero G., del Rio M. Carbon stocks in a Scots pine afforestation under different thinning intensities management // Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. – 2016. – Vol. 21. – P. 1059-1072. [DOI:10.1007/s11027-014-9585-0](https://doi.org/10.1007/s11027-014-9585-0).

179. Ruskule A., Nikodemus O., Kasparinskis R., Prizavoite D., Bojare D., Brumelis G. Soil–vegetation interactions in abandoned farmland within the temperate region of Europe // New Forests. – 2016. – Vol. 47. – №. 4. – P. 587-605.

180. Sačkov I., Barka I., Bucha T. Mapping aboveground woody biomass on abandoned agricultural land based on airborne laser scanning data //Remote Sensing. – 2020. – Vol. 12. – №. 24. – P. 4189.
181. Scoville-Simonds M., Jamali H., Hufty M. The hazards of mainstreaming: Climate change adaptation politics in three dimensions // World Development. – 2020. – Vol. 125. – P. 104683.
182. Shashkov M.P., Bobrovsky M.V., Shanin V.N., Khanina L.G., Grabarnik P.Y., Stamenov M.N., Ivanova N.V. Data on 30-years stand dynamics in an old-growth broad-leaved forest in the Kaluzhskie zaseki state nature reserve, Russia // Nat. Conserv. Res. Заповед. Наука. – 2022. – №. 7. – P. 24–37.
183. Sileika A.S., Stalnacke P., Kutra S., Gaigalis K., Berankiene L. Temporal and spatial variation of nutrient levels in the Nemunas River (Lithuania and Belarus) // Environ. Monit. Assess. –2006. – № 122. – P. 335–54.
184. Sitzia T., Semenzato P., Trentanovi G. Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview // Forest Ecology and Management. – 2010. – Vol. 259. – №. 8. – P. 1354-1362.
185. Skoglund J., Verwijst T. Age structure of woody species populations in relation to seed rain, germination and establishment along the river Dalälven, Sweden // Vegetatio. – 1989. – Vol. 82. – P. 25-34.
186. Smith J.O., Smith P., Wattenbach M., Gottschalk P.I.A., Romanenkov V.A.; Shevtsova L.K., Lisovoi N.V Projected changes in the organic carbon stocks of cropland mineral soils of European Russia and the Ukraine, 1990–2070 // Global Change Biology. – 2007. – Vol. 13. – №. 2. – P. 342-356.
187. Sroka W., Polling B., Wojewodzic T., Strus M., Stolarczyk P., Podlinska O. Determinants of farmland abandonment in selected metropolitan areas of Poland: A spatial analysis on the basis of regression trees and interviews with experts // Sustainability. – 2019. – Vol. 11. – №. 11. – P. 3071.

188. Standish R.J., Cramer V.A., Wild S.L., Hobbs R.J. Seed dispersal and recruitment limitation are barriers to native recolonization of old-fields in western Australia // *Journal of Applied Ecology*. – 2007. – Vol. 44. – №. 2. – P. 435-445.
189. Statgraphics Technologies. *Statgraphics 19 Centurion. Software*. 2020. Available online: <https://www.statgraphics.com/> (accessed on 19 March 2024).
190. Subedi Y.R., Kristiansen P., Cacho O. Drivers and consequences of agricultural land abandonment and its reutilisation pathways: A systematic review // *Environmental Development*. – 2022. – Vol. 42. – P. 100681.
191. Tackenberg O., Poschlod P., Kahmen S. Dandelion seed dispersal: The horizontal wind speed does not matter for long-distance dispersal-it is updraft! *Plant Biol.* 2003(a). 5. P. 451–454. <https://doi.org/10.1055/s-2003-44789>
192. Tackenberg O. Modeling long distance dispersal of plant diaspores by wind. *Ecol. Monogr.* 2003(b). 73. P. 173–189. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2003\)073\[0173:MLDOPD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2003)073[0173:MLDOPD]2.0.CO;2)
193. Thornley J.H.M.; Cannell M.G.R. Managing forests for wood yield and carbon storage: A theoretical study. *Tree Physiol.* 2000, 20, 477–484.
194. Tiebel K., Huth F., Wagner S. Is there an effect of storage depth on the persistence of silver birch (*Betula pendula* Roth) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) seeds? A seed burial experiment // *iForest-Biogeosciences and Forestry*. – 2021. – Vol. 14. – №. 3. – P. 224.
195. Tiebel, K.; Huth, F.; Frischbier, N.; Wagner, S. Restrictions on natural regeneration of storm-felled spruce sites by silver birch *Betula pendula* Roth) through limitations in fructification and seed dispersal. *Eur. J. For. Res.* – 2020, – Vol. 139, – P. 731–745. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01281-9>
196. Turner M.G., Gardner R.H., O'neill R.V., O'Neill R.V. *Landscape ecology in theory and practice*. – Springer New York, 2001. – Vol. 401.
197. Uri V. Varik M. Aosaar J. Kanal A. Kukumägi M. Lohmus K. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (*Betula*

pendula Roth) forest chronosequence. For. Ecol. Manag. – 2012. – Vol. 267. P. 117–126.

198. Ustaoglu E., Collier M. J. Farmland abandonment in Europe: An overview of drivers, consequences, and assessment of the sustainability implications // Environmental reviews. – 2018. – Vol. 26. – №. 4. – P. 396-416.

199. Vadeboncoeur M.A. Meta-analysis of fertilization experiments indicates multiple limiting nutrients in northeastern deciduous forests // Canadian Journal of Forest Research. – 2010. – Vol. 40. – P. 1766-1780. [DOI:10.1139/X10-127](https://doi.org/10.1139/X10-127)

200. van der Zanden E.H., Verburg P.H., Schulp C.J., Verkerk P.J. Trade-offs of European agricultural abandonment // Land use policy. – 2017. – Vol. 62. – P. 290-301.

201. Vesterdal L., Dalsgaard M., Felby C., Raulund-Rasmussen K., Jorgensen B.B. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. // Forest Ecology and Management. – 1995. – Vol. 77. – № 1-3. – P. 1-10. [DOI:10.1016/0378-1127\(95\)03579-Y](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03579-Y)

202. Vogel J.G., Gower S.T. Carbon and nitrogen dynamics of boreal jack pine stands with and without a green alder understory. Ecosystems 1998, 1, 386–400.

203. Voicu M.F., Shaw C., Kurz W.A., Huffman T., Liu J., Fellows M. Carbon dynamics on agricultural land reverting to woody land in Ontario, Canada // Journal of environmental management. – 2017. – Vol. 193. – P. 318-325.

204. Volpi I., Marchi S., Petacchi R., Hoxha K., Guidotti D. Detecting olive grove abandonment with Sentinel-2 and machine learning: The development of a web-based tool for land management // Smart Agricultural Technology. – 2023. – Vol. 3. – P. 100068.

205. Vuichard N., Ciais P., Wolf A. Soil carbon sequestration or biofuel production: new land-use opportunities for mitigating climate over abandoned soviet farmlands. *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, 8678–8683.
206. Walldey A., Black I.A. Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method // *Soil Sci.* – 1934. – Vol. 37. – P. 29-38.
207. Wulder M.A, White J.C, Goward S.N, Masek J.G, Irons J.R, Herold M, Cohen W.B, Loveland T.R, Woodcock C.E. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring // *Remote Sensing of Environment.* – 2008. – Vol. 112. №. 3. P. 955–969.
208. Wang J.R. Zhong A.L. Simard S.W. Kimmins J.P. Aboveground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of paper birch (*Betula papyrifera*) in the Interior Cedar Hemlock zone, British Columbia. *For. Ecol. Manag.* – 1996. – Vol. 83. – P. 27–38.
209. Wang F., Permana I., Rakshit D., Prasetyo B.Y. Investigation of airflow distribution and contamination control with different schemes in an operating room // *Atmosphere.* – 2021. – Vol. 12. – №. 12. – P. 1639.
210. Wertebach T.M., Hölzel N., Kämpf I., Yurtaev A., Tupitsin S., Kiehl K., Kleinebecker T. Soil carbon sequestration due to post-Soviet cropland abandonment: estimates from a large-scale soil organic carbon field inventory // *Global Change Biology.* – 2017. – Vol. 23. – №. 9. – P. 3729-3741.
211. Wiens J.A. Metapopulation dynamics and landscape ecology // *Metapopulation biology.* – Academic Press. – 1997. – P. 43-62.
212. Wu J., Jin S., Zhu G., Guo J. Monitoring of Cropland Abandonment Based on Long Time Series Remote Sensing Data: A Case Study of Fujian Province, China // *Agronomy.* – 2023. – Vol. 13. – №. 6. – P. 1585.
213. Xu M., Liu H., Zhang Q., Zhang Z., Ren C., Feng Y., Yang G., Han X., Zhang W. Effect of forest thinning on soil organic carbon stocks from the perspective of carbon-degrading enzymes // *Catena.* – 2022. – V. 218. - Article 106560. [DOI: 10.1016/j.catena.2022.106560](https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106560)

214. Yan J., Yang Z., Li Z., Li X., Xin L., Sun L. Drivers of cropland abandonment in mountainous areas: A household decision model on farming scale in Southwest China // *Land Use Policy*. – 2016. – Vol. 57. – P. 459-469.
215. Yin H., Pflugmacher D., Li A., Li Z., Hostert P. Land use and land cover change in Inner Mongolia-understanding the effects of China's re-vegetation programs // *Remote Sensing of Environment*. – 2018. – Vol. 204. – P. 918-930.
216. Yin H., Brandão Jr A., Buchner J., Helmers D., Iuliano B.G., Kimambo N.E., Radeloff V.C. Monitoring cropland abandonment with Landsat time series // *Remote Sensing of Environment*. – 2020. – Vol. 246. – P. 111873.
217. Zhang Y., Li X., Song W. Determinants of cropland abandonment at the parcel, household and village levels in mountain areas of China: A multi-level analysis // *Land use policy*. – 2014. – Vol. 41. – P. 186-192.
218. Zhang X., Guan D., Li W., Sun D., Jin C., Yuan F., Wang A., Wu J. The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis // *Forest Ecology and Management*. – 2018. – Vol. 429. – P. 36-43. [DOI: 10.1016/j.foreco.2018.06.027](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.027)
219. Zhou T., Koomen E., Ke X. Determinants of farmland abandonment on the urban–rural fringe // *Environmental Management*. – 2020. – Vol. 65. – P. 369-384.
220. Zhu J., Liu M., Xin Z., Liu Z., Schurr F.M. A trade-off between primary and secondary seed dispersal by wind. *Plant Ecol.* – 2019. – Vol. 220. – P. 541–552. <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00934-z>
221. Zhu X., Xiao G., Zhang D., Guo L. Mapping abandoned farmland in China using time series MODIS NDVI // *Science of The Total Environment*. – 2021. – Vol. 755. – P. 142651.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1

Характеристика древостоя площадок, на которых проводятся опыты по повышению секвестрации углерода березняками на заброшенной пашне МТ «Мишкинская»

Таблица 1. - Пробная площадь № 1.

Прореживание древостоя до 1000 шт./га (71 шт. на площадке).

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	1	20
4	1	55
6	34	28
8	59	2
10	48	
12	37	
14	22	
16	5	
18	7	
20	4	
22	1	
На площадке	219,0	105,0
На 1 га	3128,57	1500,00

Таблица 2. - Пробная площадь № 2.

Внесение удобрений по норме N50 кг – P50 кг -K50 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	2	6
4	8	25
6	38	21
8	55	5

Продолжение таблицы 2

10	30	1
12	34	
14	10	
16	7	
18	3	
20		
22		
На площадке	187,0	58,0
На 1 гектаре	2671,43	828,57

Таблица 3. - Пробная площадь № 3.

Прореживание древостоя до 800 шт./га (57 шт. на площадке).

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	2	5
4	9	16
6	23	15
8	49	6
10	31	2
12	19	
14	13	
16	6	
18	7	
20	8	
22	2	
На площадке	169,0	44,0
На 1 га	2414,29	628,57

Таблица 4. - Пробная площадь № 4.

Внесение удобрений по норме N150 кг – P150 кг -K150 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	6	15
4	12	34
6	43	19
8	52	1
10	38	
12	16	
14	16	
16	5	
18	4	
20	1	
22		
На площадке	193,0	69,0
На 1 га	2757,14	985,71

Таблица 5. - Пробная площадь 5.

Внесение удобрений по норме N100 кг – P100 кг — K100 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	12	39
4	37	41
6	80	11
8	57	
10	39	
12	18	
14	11	
16	2	
18	3	
20		

Продолжение таблицы 5

22		
На площадке	259,0	91,0
На 1 га	3700,00	1300,00

Таблица 6. - Пробная площадь № 6.

Внесение удобрений по норме N100 кг – P100 кг — K100 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	3	28
4	32	72
6	76	15
8	54	1
10	24	
12	17	
14	9	
16	2	
18	2	
20		
22		
На площадке	219,0	116,0
На 1 га	3128,57	1657,14

Таблица 7. - Пробная площадь № 7.

Внесение удобрений по норме N50 кг – P50 кг -K50 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	3	14
4	8	48
6	32	25
8	45	4
10	32	

Продолжение таблицы 7

12	21	
14	14	
16	12	
18	3	
20	1	1
22		
На площадке	171,0	92,0
На 1 га	2442,86	1314,29

Таблица 8. - Пробная площадь № 8.

Прореживание древостоя до 800 шт./га (57 шт. на площадке).

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	5	23
4	9	85
6	59	35
8	58	3
10	39	
12	20	
14	20	
16	6	
18	3	
20	3	
22		
На площадке	222,0	146,0
На 1 га	3171,43	2085,71

Таблица 9. - Пробная площадь № 9.

Прореживание древостоя до 1000 шт./га (71 шт. на площадке).

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	15	24
4	18	59
6	61	59
8	58	1
10	50	
12	32	
14	19	
16	2	
18	1	
20		
22		
На площадке	256,0	143,0
На 1 га	3657,14	2042,86

Таблица 10. - Пробная площадь № 10.

Внесение удобрений по норме N150 кг – P150 кг -K150 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	5	54
4	13	83
6	94	58
8	67	
10	40	
12	24	
14	12	
16	4	
18	2	
20	1	

Продолжение таблицы 10

22		
На площадке	262,0	195,0
На 1 га	3742,86	2785,71

Таблица 11. - Пробная площадь № 11.

Внесение удобрений по норме N100 кг – P100 кг — K100 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2		36
4	11	54
6	61	52
8	46	5
10	43	
12	26	1
14	11	
16	5	
18	2	
20	1	
22		
сумма	206,0	148,0
На 1 га	2942,86	2114,29

Таблица 12. - Пробная площадь № 12.

Прореживание древостоя до 1000 шт./га (71 шт. на площадке).

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	1	11
4	3	37
6	35	43
8	47	5
10	51	

Продолжение таблицы 12

12	26	
14	16	
16	9	
18	2	
20	1	
22		
На площадке	191,0	96,0
На 1 га	2728,57	1371,43

Таблица 13. - Пробная площадь № 13.

Внесение удобрений по норме N50 кг – P50 кг -K50 кг на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	1	11
4	3	37
6	35	43
8	47	5
10	51	
12	26	
14	16	
16	9	
18	2	
20	1	
22		
На площадке	191,0	96,0
На 1 га	2728,57	1371,43

Таблица 14. - Пробная площадь № 14.

Прореживание древостоя до 800 шт./га (57 шт. на площадке).

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	4	8
4	10	26
6	19	25
8	38	10
10	27	
12	21	1
14	17	
16	11	
18	8	
20	7	
22	1	
На площадке	163,0	70,0
На 1 га	2328,57	1000,00

Таблица 15. - Пробная площадь № 15.

Внесение удобрений по норме N150 – P150 -K150 на 1 га.

Ступени толщины, см	Число деревьев, шт.	
	Живые	Сухостой
2	3	46
4	36	68
6	87	21
8	59	
10	31	
12	18	
14	14	
16	6	
18	1	
20		

Продолжение таблицы 15

22		
На площадке	255,0	135,0
На 1 га	3642,86	1928,57