

УДК 631.4

ВЛИЯНИЕ ВЕТРОВАЛА НА ЭМИССИЮ ДИОКСИДА УГЛЕРОДА И ЗАПАСЫ ТОНКИХ КОРНЕЙ В ПОЧВАХ ЦЕНТРАЛЬНОГО СИХОТЭ-АЛИНЯ

© 2022 г. А. В. Иванов^{а, *}, М. А. Сало^б, В. Ю. Толстикова^с,
С. В. Бряннин^а, Д. Г. Замолодчиков^д

^аИнститут геологии и природопользования ДВО РАН,
Релочный пер., 1, Благовещенск, 675000 Россия

^бСихотэ-Алинский государственный природный биосферный заповедник им. К.Г. Абрамова,
п. Терней, 692150 Россия

^сПриморская государственная сельскохозяйственная академия,
ул. Блюхера, 44, Уссурийск, 692510 Россия

^дЦентр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН,
ул. Профсоюзная, 84/32, Москва, 117234 Россия

*e-mail: aleksandrkg86@mai.ru

Поступила в редакцию 01.03.2022 г.

После доработки 01.04.2022 г.

Принята к публикации 27.04.2022 г.

Рассмотрено влияние масштабного ветровала в результате тайфуна Лайонрок (2016), ставшего причиной полного разрушения лесных насаждений на площади 36 тыс. га в границах Сихотэ-Алинского заповедника, на эмиссию углерода с поверхности почв и запасы тонких корней. Пробные площади на ветровале и контроле заложены в кедровнике и березняке. Эмиссия с поверхности почвы на ветровальной площади в березняке 5.52 ± 1.12 т С/(га год) оказалась на 25% меньше по сравнению с контролем в связи с ослаблением дыхания корней. Поток углерода из почвы на ветровальной площади в кедровнике составил 8.02 ± 1.50 т С/(га год) и, напротив, оказался больше, чем на контрольном участке на 29%. Это можно объяснить интенсивным разложением тонких корней на ветровале в кедровнике в период измерений, в то время как корни берез преимущественно разложились до начала измерений. Запас тонких корней после ветровала уменьшился в кедровниках на 20%, в березняках на 37%; при этом запас мертвых корней на ветровальном участке кедровника был на 58% больше по сравнению с контролем, а в березняке на 28% меньше по сравнению с контролем. Определено, что ветровал значительно повышает влажность почвы ($p < 0.001$). Построены температурные зависимости эмиссии CO₂ из почвы. Темпы изменения запасов тонких корней после нарушения определяют изменения общей почвенной эмиссии. Вследствие ветровала территория Тернейского лесничества стала еще более мощным источником углерода.

Ключевые слова: поток углерода, бурые лесные почвы, разрушение лесных насаждений

DOI: 10.31857/S0032180X22100057

ВВЕДЕНИЕ

Частота и разрушающая сила особо опасных метеорологических явлений в России за 1995–2010 гг. возросла почти в 3 раза и остается на высоком уровне [13]. Сильные ветра, аномальные осадки, гололедные явления наносят непосредственный ущерб, разрушая жилье, системы транспорта и связи, уничтожая сельскохозяйственные угодья. Также они способны нарушать природные экосистемы на больших площадях [17, 31, 35, 41]. Ветровалы наряду с лесными пожарами являются ключевым фактором динамики лесов [19, 21, 38, 41] и иногда полностью уничто-

жают древостой на обширных территориях. Такие нарушения приводят к сильным изменениям в растительном покрове, уменьшая запасы живой фитомассы, снижая эвапотранспирацию, изменяя видовой состав и структуру лесных насаждений. При этом воздействие ветровальных нарушений на лесные почвы, которые по сравнению с растительностью являются гораздо более инертным образованием, остается малоизученным [1].

Одним из важнейших показателей функционирования экосистем является эмиссия углерода с поверхности почвы [14]. Изменения почвенной эмиссии CO₂ в совокупности с изменениями ас-

симиляционного аппарата растительности, связанные с нарушениями экосистем суши, меняют баланс углерода на обширных площадях [20, 37]. Результаты исследований особенностей почвенной эмиссии CO₂ многочисленны и публикуются регулярно как в России, так и за рубежом; часть из них посвящена влиянию пожаров, рубок, лесовосстановления [24, 27, 31, 36, 43]. Однако исследования постветровальных изменений в эмиссиях CO₂ не так многочисленны [26, 28, 29, 31, 35]. Влияние ветровалов на углеродный обмен заключается в уменьшении интенсивности фотосинтеза и увеличении гетеротрофного дыхания, прежде всего, за счет разложения крупных древесных остатков [31]. В результате ветровальные комплексы часто представляют собой экосистемы с положительным балансом углерода. Прогнозное моделирование, выполненное в ельнике в Новгородской области, показало, что уже при гибели в результате ветровалов 27% древостоя старовозрастный лес становится источником углерода [26]. Прогнозируемое учащение сильных ветров и тайфунов в будущем может изменить величину стока углерода в лесные экосистемы Российской Федерации, которая в настоящее время составляет не менее 206×10^6 т С/год [41].

Влияние ветровала на потоки органического вещества в лесном биогеоценозе не однозначно. После выпадения деревьев уменьшается поступление опада в лесную подстилку, увеличивается инсоляция почвенной поверхности, меняется влажность почвы в связи с уменьшением эвапотранспирации, а также глубина снежного покрова, оставшиеся деревья могут сильно увеличивать приросты, частично компенсируя потери фитомассы [28, 29]. Процесс восстановления на ветровальных территориях зависит от режима лесопользования: поваленные деревья могут быть удалены или оставлены [31]. Выпадение живых деревьев и увеличение запасов мертвого органического вещества изменяют соотношение между автотрофным и гетеротрофным компонентами дыхания почв в пользу последнего [31, 32, 35].

Настоящее исследование выполнено на ветровалах, возникших после тайфуна Liongok – одного из наиболее сильных и разрушительных тропических циклонов в северо-западной части Тихого океана за последние десятилетия [23]. Объекты полевых работ расположены в Сихотэ-Алинском заповеднике, где исключено влияние человека на естественные природные процессы.

Цель работы – определить вызванные ветровалом изменения в эмиссии углерода с поверхности почвы и запасах тонких корней в лесах березовой и кедровой формаций Сихотэ-Алинского заповедника.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Сихотэ-Алинский государственный природный биосферный заповедник расположен вдоль хребта Сихотэ-Алинь (Приморский край) с выходом к Японскому морю в юго-восточной части. Он находится в южной подзоне зоны хвойных лесов и средней подзоне зоны смешанных лесов. Общая площадь заповедника составляет 401428 га, из которых 96% покрыто лесом [2]. Восточный макросклон находится под постоянным влиянием Тихого океана, с характерными для муссонного климата повышенной влажностью и слаженностью большинства метеорологических явлений. Среднегодовая температура воздуха за последние 80 лет демонстрирует значимый рост [7]. Средние за последние 10 лет значения среднегодовой температуры воздуха и годовой суммы осадков составляют, соответственно, 4,2°C и 1103 мм (метеостанция “Терней”). Почвы объектов исследования относятся к группе бурых лесных почв (Dystric Cambisols) с характерной для горного почвообразовательного процесса высокой каменистостью [9]. Основные типы растительности – хвойно-широколиственные и темнохвойные леса с большим типологическим разнообразием, отражающим высотную поясность [2].

Тайфун Liongok зародился в открытом Тихом океане около 16 августа 2016 г. На Приморский край он обрушился 31.08–01.09.2016 г. со скоростью ветра 10–30 м/с [23, 40]. Ветровое разрушающее воздействие было усилено аномально высоким выпадением осадков в августе – 238 мм, при этом 29 и 30 августа выпало 80 мм (летописи природы Сихотэ-Алинского заповедника). Площадь ветровалов на территории заповедника, оцененная методом классификации космических снимков в 2017 г., составила 33921 га [3]. Оценка на основе разницы значений вегетационного индекса NDVI, выполненная спустя 3 года после ветровала, составляет 36349 га, или 9.1% от площади заповедника [15]. В ходе регулярного визуального осмотра части ветровальных территорий обнаружено последующее усыхание и выпадение деревьев на границе леса и ветровала.

Участки полевых работ были выбраны на восточном макросклоне хребта Сихотэ-Алинь в бассейне р. Серебрянки (ключ Зимовейный). Заложены четыре постоянные пробные площади (ПП) – по две в березняках (контроль, БЛ, и ветровал, БВ) и кедровниках (КЛ и КВ). Березовые ПП расположены на пологом участке вблизи ключа Зимовейного. ПП в кедровниках расположены выше на склоне восточной экспозиции. Высотные отметки: КЛ 282, КВ 267, БЛ 204, БВ 209 м над ур. м.; расстояние между кедровыми ПП – 182 м, между березовыми – 120 м. ПП представляют собой квадратные участки со стороной

Таблица 1. Таксационные показатели древостоев на пробных площадях

ПП	Состав	D_{cp}	H_{cp}	M	M_c	G	N
Кедровник (контроль)	5K2П2Д1Лип + Бж, Д, Клм, Кж, Еа	25.1	19.9	464.4	42.2	49.5	1215
Кедровник (ветровал)	5K2Д1П1Бб1Лип + Еа, Кж, Клм	44.0	26.0	56.5	7.7	6.5	164
Березняк (контроль)	5Бб2Ос1К1П1Л + Д, Клм, Е, Лип	23.3	22.9	266.6	18.8	29.6	1164
Березняк (ветровал)	4Бб2Ос2П1К1Лип + 1Л, Бж, Д, Еа, Кж, Клм	24.4	23.2	63.9	0.0	8.2	428

Примечание. D_{cp} , H_{cp} – средний диаметр (см) и средняя высота (м) доминирующей породы; M – запас древостоя, м³/га; M_c – запас сухостоя, м³/га; G – абсолютная полнота древостоя (сумма площадей сечений деревьев), м²/га; N – густота, шт./га; К – сосна кедровая корейская (*Pinus koraiensis* Siebold & Zucc.), П – пихта белокорая (*Abies nephrolepis* Maxim.), Еа – ель аянская (*Picea jezoensis* (Siebold & Zucc.) Carrière), Л – лиственница Каяндера (*Larix cajanderi* Mayr), Д – дуб монгольский (*Quercus mongolica* Fisch. ex Ledeb.), Лип – липа амурская (*Tilia amurensis* Rupr.), Бж – береза ребристая (*Betula costata* Trautv.), Клм – клен мелколистный (*Acer mono* Maxim.), Кж – клен желтый (*Acer ukurunduense* Trautv. & С.А.Мей.), Бб – береза плосколистная (*Betula platyphylla* Sukaczew), Ос – осина (*Populus tremula* L.), знаком “+” обозначены виды, доля которых в составе насаждения не превышает 5%.

50 м. На каждой ПП в 2021 г. были оценены основные таксационные показатели (табл. 1).

Средний возраст кедровника 160 лет, березняка 95 лет. Выбранные пары ПП почти совпадают по составу насаждений и иллюстрируют состояние экосистем до и после нарушений. В кедровнике ветровал уменьшил запас живого древостоя на 88%, а в березняке – на 76%.

Оценку потоков CO₂ из почвы осуществляли закрытым камерным методом по изменению концентрации в непрозрачных цилиндрических ПВХ-камерах высотой 20 см и диаметром 10 см, вкопанных в почву на глубину 3–4 см. На каждой из ПП было установлено по 8 оснований в линию на расстоянии 2–3 м друг от друга и не ближе, чем на 1.5 м к деревьям. Камеры устанавливали 1 раз и не извлекали на протяжении всего периода измерений. Растительность в камерах удаляли, подстилку сохраняли. Измерение концентрации CO₂ в замкнутой системе проводили прибором на основе портативного инфракрасного CO₂-газоанализатора AZ 7752 (AZ Instrument Corp., Тайвань), предварительного откалиброванного по высокоточному CO₂-анализатору Li-6200 (LiCor, США) [8]. Время экспозиции крышки на основании составляло ≈4 мин, первая из которых требовалась для обеспечения равномерности изменения концентраций по всей измерительной системе (основание, воздухопроводы, прибор). Далее начинали отсчет времени, записывая показания прибора для 0, 1, 2 и 3 мин. Одновременно с замерах эмиссии измеряли температуру почвы на глубине 10 см и приземного слоя воздуха (Chectemp-1, Hanna Instruments). Дальнейшие расчеты выполняли в пакете Microsoft Excel, где приращение концентраций CO₂ пересчитывали в массовый поток углерода с единицы площади, используя уравнение состояния идеального газа Менделеева–Клапейрона. В течение сезонов 2019–2021 гг. на каждом из 32-х цилиндрических оснований было выполнено по 13 замеров, в том числе 3 замера в зимнее время.

Запасы тонких корней деревьев (диаметр ≤2 мм) определяли в слое почвы 0–10 см [18]. В 2019 г. на каждой ПП в радиусе 40 см от оснований было отобрано по 8 почвенных кернов с помощью цилиндрического пробоотборника диаметром 5 см. Лабораторные работы проводили в Институте геологии и природопользования ДВО РАН (г. Благовещенск). Корни отделяли от почвы с помощью сита 0.2 мм, далее их отмывали и определяли видовую принадлежность с помощью микроскопа. Затем морфологические показатели тонких корней определяли методом сканирования в жидкости на программно-аппаратном комплексе WinRHIZO Regular (Regent Instruments, Канада). Выделение корней определенного диаметра производили на этапе разбора под микроскопом, до сканирования. В процессе сканирования проверяли корректность разделения корней. Определяли длину, диаметры, ветвления, окончания и другие показатели. После изучения морфологии образцы корней высушивали в сушильном шкафу до абсолютно-сухого состояния при температуре 80°C и взвешивали.

Объемную влажность почвы измеряли 6 раз за период полевых работ в 24-х точках на каждой ПП в слое 0–6 см. Для этого использовали влагомер NH2 Moisture Meter с датчиком ThetaProbe ML2x (0.1%; DeltaT Devices Ltd.). Высоту снежного покрова измеряли в начале марта 2021 г. в 20-ти точках на каждой ПП. На каждой ПП на протяжении сезонов 2020–2021 гг. непрерывно записывали температуру с помощью логгеров DS1921G-F5 (чувствительность 0.5°C) с шагом 1 раз в 4 ч, которые были установлены почвой на глубине 10 см и на высоте 1 м над поверхностью почвы.

Моделирование годичных потоков CO₂ по температуре, оцененной с помощью логгеров и метеостанций, является распространенным методом оценки [4, 30]. Такой метод позволяет оценить даже суточную динамику эмиссии на основе срочных метеоданных [25]. Экспоненциальную функцию использовали для получения связи

эмиссии с температурой почвы с логгера на ПП, а также с температурой воздуха по метеостанции “Терней” (данные с шагом 3 ч). Значения температур и эмиссий сопрягали по времени (брали наиболее близкое значение). В качестве зависимой переменной использовали среднее значение эмиссии по всем восьми точкам для данной ПП.

Результаты полевых измерений обрабатывали с использованием MS Excel, а также в программной среде R. В качестве оценки неопределенности использовали стандартную ошибку средних значений. Достоверность различий средних значений показателей на нарушенных и ненарушенных ПП оценивали по критерию Стьюдента.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Ветровал существенно меняет температурный режим лесных почв. Наиболее контрастными оказались средние температуры почвы января и февраля: в эти месяцы почвы на ветровальном участке в кедровнике были на 3.4 (январь) и 3.2°C (февраль) теплее по сравнению с контролем ($p < 0.001$), а в березняках это различие составило 0.5 и 0.4°C соответственно ($p < 0.001$) (рис. 1). Эти различия хорошо объясняются результатами измерений высоты снежного покрова, который выше на ветровальных участках (рис. 2). Листопадные березовые леса не оказывают сильного влияния на накопление твердых осадков на почве; хвойные древостои перехватывают осадки кронами и тем самым уменьшают объем снега под пологом по сравнению с открытым местом. В березняках высота снега на контроле и на ветровальном участке не отличалась ($p = 0.52$), в то время как на площади КВ высота снежного покрова была в среднем на 23.2 см больше, чем на КЛ ($p < 0.001$). В исследовании, выполненном после ветровала в Татрах (Польша), получены противоположные результаты: наибольшие различия между температурами почв на контрольном (с преобладанием хвойных) и ветровальном участках отмечались в летнее время, в то время как зимой отличий не было [39]. Это связано с незначительными различиями в толщине снежного покрова между ними, и, вероятно, меньшей сомкнутостью древостоя и большим уклоном.

В отдельные часы летом воздух на ветровальном участке в кедровнике был теплее на 10°C, чем на контрольном, хотя максимальная разница среднемесячных температур (июль) составила лишь 1.1°C. Средние значения температуры воздуха в летний период значимо различаются между парами пробных площадей КЛ/КВ, БЛ/БВ ($p < 0.001$). В условиях австрийских Альп температура почвы на ветровальном участке была выше по сравнению с контролем на 3–5°C [35], что, вероятно, можно связать с меньшим запасом такого важного температурного изолятора, как лесная под-

стилка, по сравнению с Сихотэ-Алинем. Как показано в том же исследовании, в зимнее время различия между температурой на нарушенных и ненарушенных участках леса определяются, прежде всего, неравномерностью распределения снега.

Средние за весь период полевых измерений значения эмиссии на ПП находятся в пределах 2.3–3.3 г С/(м² сут) (рис. 3а). Различия между кедровыми насаждениями незначимы ($p = 0.09$), а между березовыми значимы при $p < 0.05$. В зимнее время при температуре почвы –0.5...–3.0°C эмиссия составляла от 0.02 до 0.15 г С/(м² сут). Максимальные средние значения зафиксированы во второй половине июля (5–7 г С/(м² сут)) при температуре почвы 14–16°C. Пространственно-временная изменчивость эмиссии, вычисленная по значениям на конкретных камерах на ПП, характеризуется коэффициентом вариации C_v в диапазоне 33–46%.

Полученные уравнения регрессии между температурой почвы и величиной эмиссии углерода продемонстрировали высокую степень детерминации ($R^2 = 0.7–0.9$; табл. 2), в том числе благодаря широкому диапазону температурных условий, в которых проходили измерения (от –3.3 до 18°C).

Уравнения, полученные для каждой из четырех ПП, использовали для оценки потоков С (СО₂) с поверхности почвы за год. Суммарная эмиссия для площадок КЛ, КВ, БЛ, БВ, рассчитанная по данным температуры почвы с логгера, составила 6.21 ± 0.77 , 8.02 ± 0.80 , 7.39 ± 0.62 , 5.52 ± 0.57 т С/(га год) соответственно. При расчете на основе температуры воздуха с метеостанции эти значения имеют большую неопределенность: 5.75 ± 1.02 , 6.61 ± 1.05 , 7.83 ± 1.39 , 5.51 ± 0.98 т С/(га год) для соответствующих ПП.

Вклад сезонов года в общую эмиссию иллюстрирует рис. 3б. Средние по четырем ПП значения вклада сезонов в годовую эмиссию: лето – 58%, осень – 30%, зима – 5%, весна – 7%. Для сравнения в сосновом насаждении в Московской области среднегодовая эмиссия углерода составила 4.37 т С/(га год), что на 30 и 41% меньше, чем на площадях КЛ и БЛ соответственно [11]. При этом вклад отдельных сезонов в цитируемом исследовании был более выравненным – на лето приходилось 43%, а на зиму 12% годового потока почвенной эмиссии. В кедровниках южного Сихотэ-Алиня (500 км южнее заповедника) на лето пришлось 52% годичного потока СО₂ из почв [25], что отражает увеличение безморозного периода с севера на юг. Годичный поток углерода из почвы в лиственных и сосновых лесах северо-восточного Китая (провинция Хэйлуцзян), в 800 км к западу от Сихотэ-Алинского заповедника, оценивается в 4–5 т С/(га год) [42].

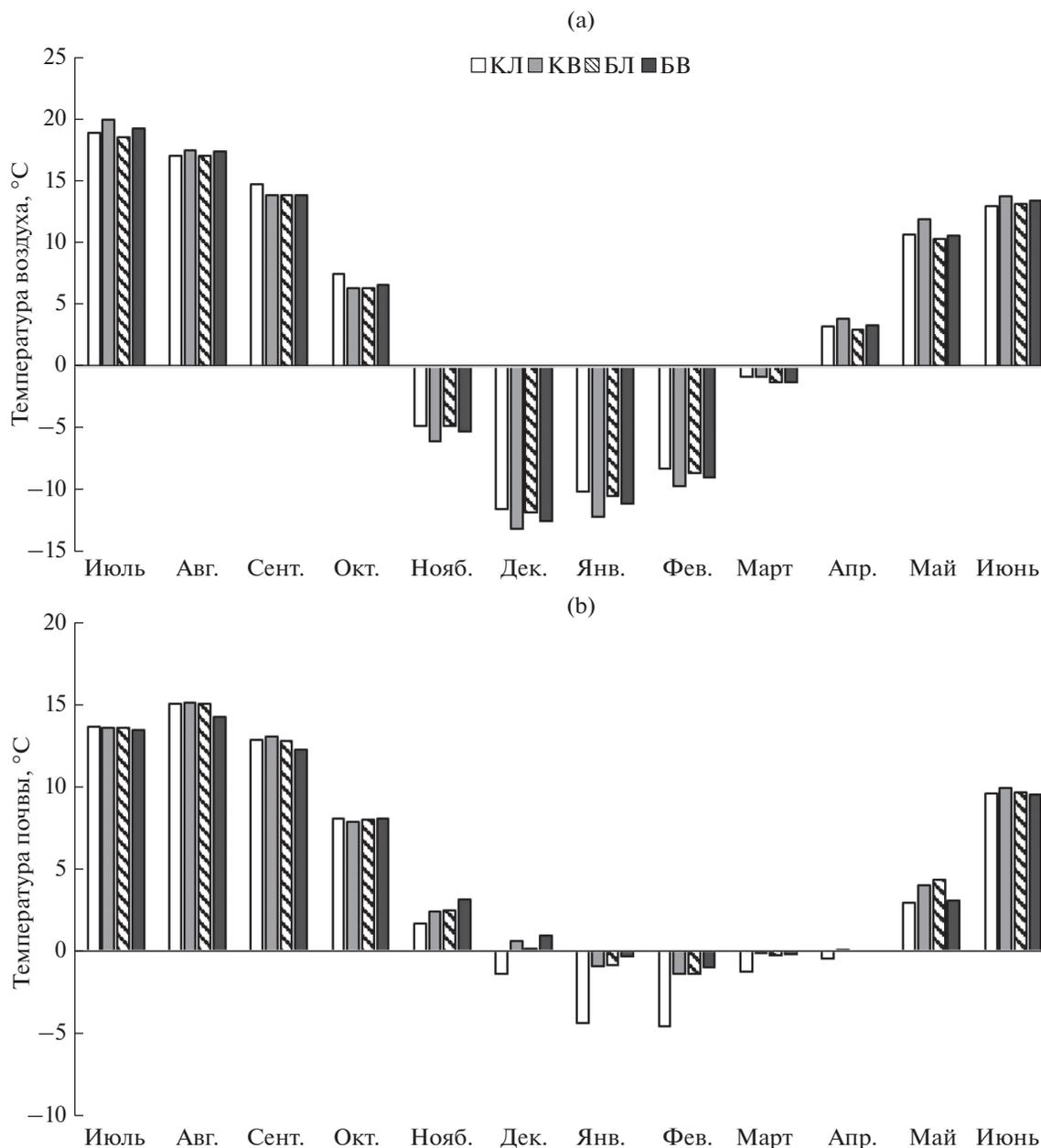


Рис. 1. Среднемесячные температуры воздуха (а) и почвы (б) на контрольных и ветровальных ПП. Обозначения здесь и далее: березняки: БЛ – контроль, БВ – ветровал; кедровники: КЛ – контроль, КВ – ветровал.

Влияние ветровала на годовую почвенную эмиссию углерода в кедровниках и березняках оказалось разнонаправленным: на ветровальном участке в березняке эмиссия CO_2 оказалась ниже на 25% по сравнению с контрольным участком, в то время как на ветровальном участке в кедровнике поток был на 29% интенсивнее, чем на контрольном участке. Такая ситуация может быть связана с особенностями разложения корневых систем в березовых и кедровых насаждениях. Запасы живых тонких корней после ветровала уменьшились в обеих рассматриваемых лесных

формациях (рис. 4), однако различия средних значений оказались незначимыми ($p = 0.26$ для кедровников и 0.06 для березняков). Значимо различались лишь запасы мертвых корней между площадками КЛ и КВ ($p < 0.05$). Общий запас корней после ветровала уменьшился в кедровнике на 20%, в березняке на 37%; при этом запас мертвых корней в КВ был на 58% больше по сравнению с контролем, а в БВ на 28% меньше по сравнению с контролем.

Исследования, посвященные определению запасов тонких корней в лесах России, весьма не-

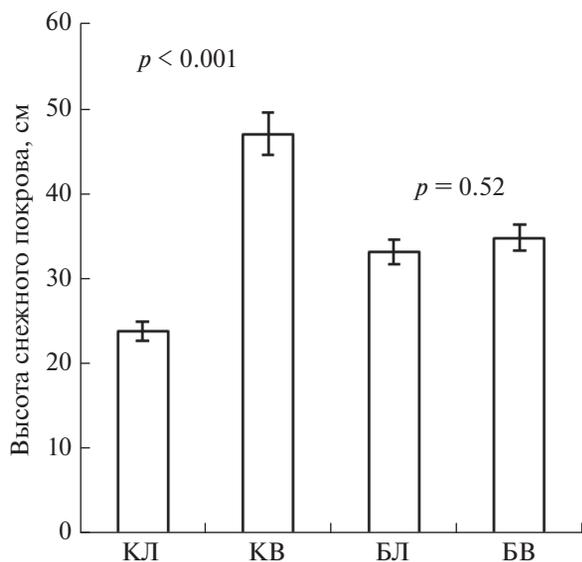


Рис. 2. Средняя высота снежного покрова на контрольных и ветровальных ПП. Планками показаны стандартные ошибки ($n = 20$).

многочисленны [10, 12, 18, 34], а влияние ветровалов на запасы тонких корней до настоящего времени в России не изучалось. В лиственнично-березовых лесах Амурской области запас тонких корней в слое 0–10 см составил 2.5 т/га [10], а в лиственничниках Прибайкалья в слое 20 см 5.6 т/га [12]. В постпирогенных лиственничниках хребта Тукурингра (Зейский заповедник) запас тонких корней в слое 10 см составил 2.63 т/га [18]. Таким образом, для экосистем Сихотэ-Алиня (юг Дальнего Востока) с относительно высокими темпами разложения органического вещества характерны меньшие запасы тонких корней.

Нарушения структуры древостоев лесных насаждений могут изменять как автотрофную, так и гетеротрофную составляющую почвенного дыхания. Уменьшение корневой биомассы уменьшает вклад дыхания корней, а увеличение количества мортмассы усиливает влияние гетеротрофного компонента в первые 3–6 лет после распада древостоя [29]. Темпы восстановления леса и сукцессионные изменения играют ключевую роль в балансе углерода лесной экосистемы в первые годы после нарушения [26, 35].

Уменьшение корневой массы ведет к увеличению влажности почвы из-за сокращения эвапотранспирации [32]. Например, средние значения объемной влажности почвы на площадках КЛ, КВ, БЛ, БВ составили соответственно 23.2, 27.4, 23.7, 28.1%. Различия во влажности почвы между контрольными и ветровальными ПП являются значимыми ($p < 0.001$), в то время как различия между парами КЛ/БЛ, КВ/БВ незначимы ($p > 0.2$). Наиболее контрастные значения влажности почвы (8.6 (КЛ), 23.8 (КВ), 14.2 (БЛ), 22.2% (БВ)) получены после длительного отсутствия осадков 11 октября 2019 г. В условиях засухи почва в березовом лесу сохраняется существенно более влажной по сравнению с кедровником, что связано с особенностями положения участков в рельефе.

Уменьшение потока углерода из почвы на ветровальном участке березняка по сравнению с контролем может объясняться ослаблением автотрофного компонента дыхания на большую величину, чем усиление гетеротрофного компонента. Древесина березы значительно быстрее теряет массу при разложении по сравнению с хвойными видами [33]. Поэтому, на основании наблюдаемого низкого запаса тонких корней, предполагаем, что в березняке за 3 года, прошедших после тай-

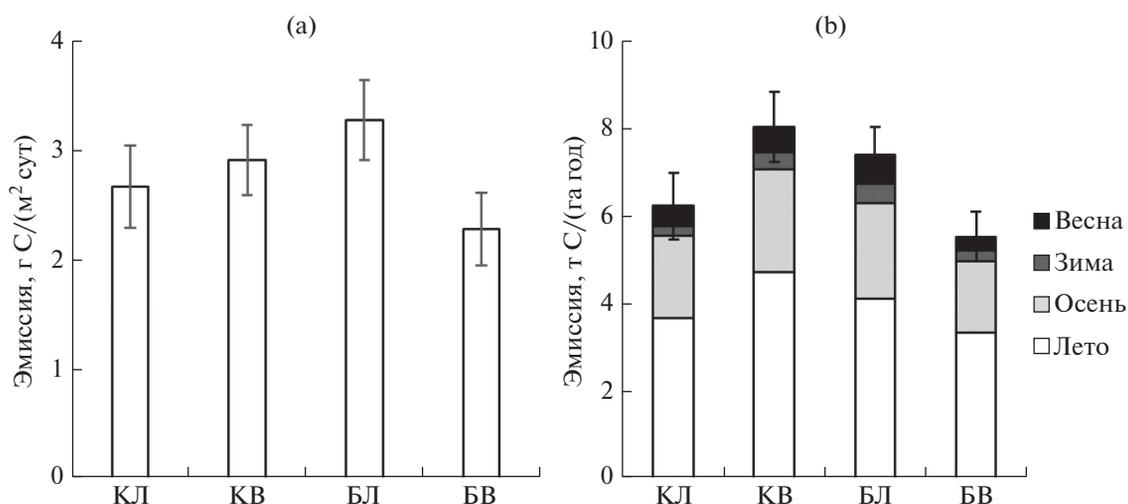


Рис. 3 Средняя интенсивность дыхания почв на пробных площадях по результатам полевых измерений (2019–2021 гг.) (a) и вклад сезонов года в общее дыхание почвы по результатам моделирования (b).

Таблица 2. Параметры уравнения регрессии $SE = ae^{bT}$, оценивающего эмиссию углерода с поверхности почвы (SE, г/(м² сут)) по температуре почвы с логгера (Ts-log) и по температуре воздуха по данным метеостанции “Терней” (Ta-met)

ПП	Ts-log					Ta-met				
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i>	<i>n</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>R</i> ²	<i>p</i>	<i>n</i>
КЛ	0.416	0.171	0.89	<0.001	9	0.553	0.102	0.67	<0.001	13
КВ	0.461	0.181	0.87	<0.001		0.765	0.091	0.72	<0.001	
БЛ	0.527	0.162	0.85	<0.001		0.893	0.092	0.84	<0.001	
БВ	0.258	0.206	0.85	<0.001		0.445	0.112	0.88	<0.001	

фуна, большая часть тонких корней успела разложиться. Аналогичная ситуация наблюдалась в ельниках Норвегии, где интенсивность дыхания почвы на ветровальном участке также была на 20–35% меньше спустя 6 лет после нарушения [29]. В нашем случае, в ветровальном кедровнике, напротив, запас мертвых тонких корней оказался существенно больше, чем в ветровальном березняке, а период измерений эмиссии, вероятно, совпал с пиком разложения тонких корней, что и привело к большей суммарной эмиссии в КВ по сравнению с КЛ. Объяснением, вероятно, служит большая скорость разложения корней лиственных пород. В частности, 10-летние исследования в широком географическом градиенте Северной Америки установили, что тонкие корни хвойных видов разлагаются медленнее, чем у широколиственных [22]. Даже когда общий поток углерода с поверхности почвы остается неизменным после нарушения, вклад источников может изменяться существенно. Так, в юго-восточной Финляндии на некоторых участках измерения эмиссии CO₂ с поверхности почвы после ветровала общий поток не изменился благодаря полной компенсации уменьшения автотрофного дыхания увеличением гетеротрофного [29]. В целом нарушения естественной структуры лесов приводят к усилению почвенных эмиссий. В обзорном анализе дыхания почв России показано, что нарушения в среднем увеличивают почвенное дыхание на 9.9% [36]. Частичная деградация лесного покрова после сильного ветрового воздействия может превратить лесную экосистему из источника в сток углерода. В результате распада части древостоя после ветровала и последующего усыхания деревьев в ельнике на Валдайской возвышенности нетто-сток углерода уменьшился от 3.00 до 0.95 т С/(га год), но при этом изменения в дыхании почв были незначительными [26].

В настоящей работе не оценивалось изменение углеродного нетто-баланса, однако наблюдаемое уменьшение годовой эмиссии CO₂ из почвы на 25% на участке ветровала в березняке происходит на фоне четырехкратного снижения живого запаса насаждения, приводящего к резкому умень-

шению скорости ассимиляции углерода через фотосинтез. Поэтому, учитывая дополнительный источник CO₂ от разложения валежника, на который после ветровала может приходиться 30% общего потока углерода с поверхности почвы и мертвой древесины [27], можно предположить, что оба рассматриваемых ветровальных участка являются нетто-источниками углерода. Как показывают другие исследования, проведенные в этом районе [6], удельная абсорбция С в лесах Тернейского лесничества, на территории которого находится Сихотэ-Алиньский заповедник, составляет 1.8 т С/(га год), однако общий баланс для всей территории лесничества, площадью 2.3 млн га, сдвинут в сторону источника углерода в связи с большими потерями от пожаров и рубок. Таким образом, ветровальные нарушения 2016 г., вероятно, привели к усилению потерь углерода на территории Тернейского лесничества и снизили общий сток углерода в лесах Приморского края, который в 2015 г. оценивался в 3 Мт С/год или 0.25 т С/(га год) [5].

В альпийских лесах Австрии изменение эмиссии углерода с поверхности почвы на ветроваль-

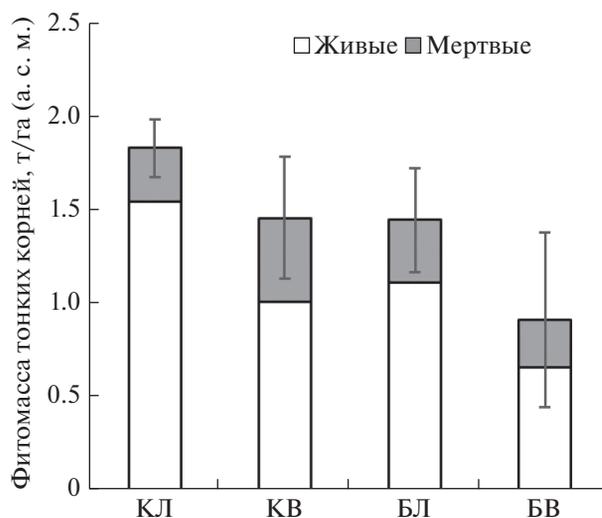


Рис. 4. Удельные запасы тонких корней в слое почвы 0–10 см на пробных площадях (приведены стандартные ошибки средних для общих запасов).

ных участках было связано с сильными сдвигами температурного режима [35]. Наши данные, полученные в условиях юга Дальнего Востока на фоне относительно небольших различий температур почв и воздуха на нарушенных и контрольных участках, показывают, что в первые годы после ветровального нарушения важное значение могут иметь биотические факторы, в частности различия в запасах тонких корней, связанные с исходной структурой древостоя.

По сравнению с ветровалами устойчивые лесные пожары, как правило, сильнее меняют баланс углерода лесов, а также соотношение между автотрофным и гетеротрофным дыханием почвы [24]. Воздействие интенсивных рубок, когда поверхность почвы и подстилки нарушается лесозаготовительной техникой, также следует считать более неблагоприятным для углеродных функций лесов [31].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изменения эмиссии CO₂ с поверхности почвы лесных экосистем Сихотэ-Алиня в первые годы после ветровала различаются в зависимости от породного состава древостоя. На ветровальном участке кедровника эмиссия CO₂ была на 29% больше, чем на контрольном участке, а на ветровальном участке березняка оказалась меньше на 25% по сравнению с контролем. Отмеченные различия связаны с синхронным действием ряда факторов. В частности, запас мертвых корней в ветровальном кедровнике был на 58% больше по сравнению с контролем, а в березняке на 28% меньше по сравнению с контролем. То есть почвенная эмиссия CO₂ может быть связана с постветровальной динамикой запаса мертвых корней. На ветровальном кедровнике вклад в повышение эмиссии вносит температура почвы, которая достоверно больше в зимний период из-за увеличения мощности снежного покрова. В ветровальном березняке в летний период температура почвы ниже, что сказывается на уменьшении величины эмиссии. Полученные результаты свидетельствуют, что характер изменения углеродных потоков после ветровала может заметно различаться в зависимости от исходного древесного покрова.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РНФ 19-77-30015 (обобщение и анализ данных) и Центра по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН № 121121600118-8 и Института геологии и природопользования ДВО РАН № 1021060908887-6-1.5.1 (полевые исследования).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Васенев И.И., Таргульян В.О.* Ветровал и таежное почвообразование. Режимы, процессы, морфогенез почвенных сукцессий. М.: Наука, 1995. 247 с.
2. *Галанин А.В., Беликович А.В., Богачева А.В. и др.* Растительный мир Сихотэ-Алинского биосферного заповедника: разнообразие, динамика, мониторинг. Владивосток: БПИ ДВО РАН, 2000. 373 с.
3. *Громыко М.Н.* Первые результаты изучения катастрофического влияния тайфуна Лайонрок на лесные экосистемы Сихотэ-Алинского заповедника // XII дальневосточная конференция по заповедному делу. Биробиджан, 2017. С. 35–37.
4. *Замолодчиков Д.Г.* CO₂-газообмен тундр острова Вайгач в нетипично теплый и сухой вегетационный сезон // Журн. общ. биол. 2015. Т. 76. № 2. С. 83–98.
5. *Замолодчиков Д.Г., Иванов А.В.* Ретроспективная оценка и прогноз углеродного баланса лесов Приморского края // Аграрный вестник Приморья. 2018. № 3(11). С. 62–65.
6. *Замолодчиков Д.Г., Иванов А.В., Мудрак В.П.* Запасы и потоки углерода на землях лесного фонда Приморского края при оценке по системе РОБУЛ // Аграрный вестник Приморья. 2018. № 2(10). С. 46–50.
7. *Иванов А.В., Сало М.А., Бондарчук С.Н., Замолодчиков Д.Г., Могилева А.В., Кочкаркина Н.А.* Воздействие ветровала на структуру и фитомассу древостоев кедровников и березняков центрального Сихотэ-Алиня // Лесоведение. 2022. № 2. С. 132–143.
8. *Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г., Краев Г.Н.* Методическое руководство по анализу эмиссий углерода из почв поселений в тундре. М.: ЦЭПЛ РАН, 2015. 64 с.
9. *Карпачевский Л.О.* Почвообразование в горах Сихотэ-Алиня. М.: ГЕОС, 2012. 138 с.
10. *Кондратова А.В., Абрамова Е.Р.* Особенности формирования тонких корней на различных стадиях восстановления постагрогенных экосистем в зоне южной тайги // Успехи современного естествознания. 2018. № 9. С. 18–22.
11. *Курганова И.Н., Гереню В.О., Мякшина Т.Н., Сапронов Д.В., Ромашкин И.В., Жмурин В.А., Кудеяров В.Н.* Натурная и модельная оценки дыхания лесной дерново-подзолистой почвы в Приокско-Террасном биосферном заповеднике // Лесоведение. 2019. № 5. С. 435–448.
12. *Мухортова Л.В., Кривобоков Л.В., Харпухаева Т.М., Найданов Б.Б.* Влияние пожаров на запасы корней и подземного детрита в горнотаежных, листовничниках Прибайкалья // Лесоведение. 2015. № 4. С. 282–292.
13. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2020 год. М.: Росгидрормет, 2021. 205 с.
14. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
15. *Сало М.А., Иванов А.В.* Картирование ветровальных участков на территории Сихотэ-Алинского запо-

- ведника с использованием космических снимков // Аграрный вестник Приморья. 2021. № 4. С. 85–88.
16. Anyomi K.A., Mitchell S.J., Perera A.H., Ruel J. Windthrow Dynamics in Boreal Ontario: A Simulation of the Vulnerability of Several Stand Types across a Range of Wind Speeds // *Forests*. 2017. V. 8. P. 1–15. <https://doi.org/10.3390/f8070233>
 17. Bragg D.C., Shelton M.G., Zeide B. Impacts and management implications of ice storms on forests in the southern United States // *Forest Ecol. Management*. 2003. V. 186(1–3). P. 99–123. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00230-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00230-5)
 18. Bryanin S.V., Makoto K. Fire-derived charcoal affects fine root vitality in a post-fire Gmelin larch forest: field evidence // *Plant Soil*. 2017. V. 416. P. 409–418. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3217-x>
 19. Chirici G., Bottalico F., Giannetti F., Perugia B.D., Travaglini D., Nocentini S., Kutchartt E. et al. Assessing forest windthrow damage using single-date, post-event airborne laser scanning data // *Forestry*. 2017. V. 2. P. 1–11. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx029>
 20. Dobor L., Hlásny T., Rammer W., Barka I., Trombik J., Pavlenda P., Šebeni V., Štěpánek P., Seidl R. Post-disturbance recovery of forest carbon in a temperate forest landscape under climate change // *Agric Meteorol*. 2018. V. 263. P. 308–322. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.08.028>
 21. Fukasawa Yu., Ando Y., Oishi Y., Suzuki S.N., Matsukura K., Okano K., Song Z. Does typhoon disturbance in subalpine forest have long-lasting impacts on saproxylic fungi, bryophytes, and seedling regeneration on coarse woody debris? // *For. Ecol. Manag.* 2019. V. 432. P. 309–318. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.036>
 22. Harmon M., Silver W., Fasth B. et al. Long-term patterns of mass loss during the decomposition of leaf and fine root litter: an intersite comparison // *Glob Chang. Biol.* 2009. V. 15. P. 1320–1338. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01837.x>
 23. Heidarzadeh M., Iwamoto T., Takagawa T., Takagi H. Field surveys and numerical modeling of the August 2016 Typhoon Lionrock along the northeastern coast of Japan: the first typhoon making landfall in Tohoku region // *Natural Hazards*. 2021. V. 105. P. 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04112-7>
 24. Hu T., Zhao B., Li F., Dou X., Hu H., Sun L. Effects of fire on soil respiration and its components in a Dahurian larch (*Larix gmelinii*) forest in northeast China: Implications for forest ecosystem carbon cycling // *Geoderma*. 2021. V. 402. P. 115273. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115273>
 25. Ivanov A.V., Tataurov V.A., Braun M. Seasonal and daily dynamics of the CO₂ emission from soils of pinus koraiensis forests in the south of the Sikhote-Alin range // *Euras. Soil Sci.* 2018. T. 51. № 3. C. 290–295. <https://doi.org/10.1134/S1064229318030043>
 26. Karelin D.V., Zamolodchikov D.G., Shilkin A.V., Popov S.Yu., Kumanyaev A.S., Lopes de Gerenyu V.O., Tel'nova N.O., Gitar'skiy M.L. The effect of tree mortality on CO₂ fluxes in an old-growth spruce forest // *Eur. J. Forest Res.* 2021. V. 140. P. 287–305. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01330-3>
 27. Knohl A., Kolle O., Minayeva T.Y., Milyukova I.M., Vygodskaya N.N., Foken T., Schulz E. Carbon dioxide exchange of a Russian boreal forest after disturbance by windthrow // *Global Change Biol.* 2002. V. 8. P. 231–246. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00475.x>
 28. Köster K., Püttsepp Ü., Pumpanen J. Comparison of soil CO₂ flux between uncleared and cleared windthrow areas in Estonia and Latvia // *Forest Ecol. Manag.* 2011. V. 262. P. 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.023>
 29. Kosunen M., Lyytikäinen-Saarenmaa P., Ojanen P., Blomqvist M., Starr M. Response of Soil Surface Respiration to Storm and *Ips typographus* (L.) Disturbance in Boreal Norway Spruce Stands // *Forests*. 2019. V. 10. P. 1–16. <https://doi.org/10.3390/f10040307>
 30. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Khoroshaev D.A., Myakshina T.N., Sapronov D.V., Zhmurin V.A., Kudryarov V.N. Analysis of the long-term soil respiration dynamics in the forest and meadow cenoses of the Prioksko-terrasny biosphere reserve in the perspective of current climate trends // *Euras. Soil Sci.* 2020. T. 53. № 10. C. 1421–1436. <https://doi.org/10.1134/S1064229320100117>
 31. Lindroth A., Lagergren F., Grelle A., Klemetsson L., Langvall O., Weslien P., Tuulik J. Storms can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink // *Global Change Biol.* 2009. V. 15. P. 346–355. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01719.x>
 32. Makhnykina A.V., Prokushkin A.S., Verkhovets S.V., Tychkov I.I., Rubtsov A.V., Koshurnikova N.N., Vaganov E.A., Menyailo O.V., Urban A.V. The impact of climatic factors on CO₂ emissions from soils of middle-taiga forests in Central Siberia: emission as a function of soil temperature and moisture // *Rus. J. Ecol.* 2020. T. 51. № 1. C. 46–56.
 33. Mäkinen H., Hynynen J., Siitonen J., Sievanen R. Predicting the decomposition of scots pine, norway spruce, and birch stems in Finland // *Ecological Appl.* 2006. V. 16(5). P. 1865–1879. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1865:PTDOSP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1865:PTDOSP]2.0.CO;2)
 34. Masyagina O.V., Prokushkin S.G., Koike T. The influence of thinning on the ecological conditions and soil respiration in a larch forest on Hokkaido island // *Euras. Soil Sci.* 2010. V. 43. № 6. P. 693–700. <https://doi.org/10.1134/S1064229310060104>
 35. Mayer M., Matthews B., Schindlbacher A., Katzensteiner K. Soil CO₂ efflux from mountainous windthrow areas: dynamics over 12 years post-disturbance // *Biogeosciences*. 2014. V. 11. P. 6081–6093. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6081-2014>
 36. Mukhortova L., Schepaschenko D., Moltchanova E., Shvidenko A., Khabarov N., See L. Respiration of Russian soils: Climatic drivers and response to climate change // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 785. P. 147314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147314>
 37. Ney P., Graf A., Bogena H., Diekkrüger B., Drüe C., Esser O., Heinemann G., Klosterhalfen A., Pick K., Pütz T.,

- Schmidt M., Valler V., Vereecken H.* CO₂ fluxes before and after partial deforestation of a Central European spruce forest // *Agric Meteorol.* 2019. V. 274. P. 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.04.009>
38. *Sato T., Yamazaki H., Yoshida T.* Extending effect of a wind disturbance: mortality of *Abies sachalinensis* following a strong typhoon in a natural mixed forest // *J. Forest Res.* 2017. V. 22. P. 336–342. <https://doi.org/10.1080/13416979.2017.1381492>
39. *Siwek J.P.* Effects of forest disturbance on seasonal soil temperature changes in the Tatra Mountains in southern Poland // *Cent. Eur. For. J.* 2021. V. 67. P. 35–44. <https://doi.org/10.2478/forj-2021-0003>
40. *Song D., Guo L., Duan Z., Xiang L.* Impact of Major Typhoons in 2016 on Sea Surface Features in the North-western Pacific // *Water.* 2018. V. 10. P. 1326. <https://doi.org/10.3390/w10101326>
41. *Taylor A.R., MacLean D.A., McPhee D., Dracup E., Keys K.* Salvaging has minimal impacts on vegetation regeneration 10 years after severe windthrow // *For. Ecol. Manage.* 2017. V. 406 P. 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.061>
42. *Wang C., Yang J., Zhang Q.* Soil respiration in six temperate forests in China // *Global Change Biology.* 2006. V. 12. P. 2103–2114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01234.x>
43. *Zamolodchikov D.G., Chestnykh O.V., Grabovsky V.I., Shulyak P.P.* The impacts of fires and clear-cuts on the carbon balance of Russian forests // *Contemporary Problems of Ecology.* 2013. V. 7. P. 714–726.

Effects of Windfall on Soil Surface Carbon Emission and Fine Root Stocks in the Central Sikhote-Alin

A. V. Ivanov^{1, *}, M. A. Salo², V. Yu. Tolstikova³, S. V. Bryanin¹, and D. G. Zamolodchikov⁴

¹*Institute of Geology and Nature Management RAS, Blagoveshchensk, 675000 Russia*

²*Sikhote-Alin State Nature Reserve, Terney, 692150 Russia*

³*Primorskaya State Agricultural Academy, Ussuriisk, 692510 Russia*

⁴*Center for Forest Ecology and Productivity RAS, Moscow, 117234 Russia*

*e-mail: aleksandr86@mai.ru

The effect of a large-scale windfall as a result of typhoon Lionrock (2016), which caused complete destruction of forest plantations on the area of 36000 ha within Sikhote-Alin Nature Reserve, on carbon emission from the soil surface and fine root stocks is considered. Sample areas on windfall and control were laid in cedar and birch forests. Emission from the soil surface at the windfall in the birch forest was 5.52 ± 1.12 t C/(ha/year) lower by 25% compared to the control due to weakened root respiration. The annual carbon flux from soil in the windfall in the cedar forest was 8.02 ± 1.50 t C/(ha year) and vice versa was 29% higher than in the control site. This can be explained by intensive decomposition of thin roots on the windfall in the cedar forest during the period of measurements, while birch roots predominantly decomposed before the start of measurements. The stock of fine roots after a windfall decreased in cedar woodland by 20% and in birch woodland by 37%, while the stock of dead roots was 58% higher in a cedar woodland windfall compared to control, and 28% lower in a birch woodland windfall compared to control. It was determined that windthrow significantly increased soil moisture ($p < 0.001$). Temperature dependences of emission were plotted. Estimates of annual emission values obtained using data from the Terney weather station were close to the values calculated from logger temperatures on sample plots. Our work experimentally shows a significant contribution of thin roots to soil emission at windfall. Against the background of large carbon losses from fires and logging, the territory of the Terneisky forest area of Primorsky Krai becomes a powerful source of carbon.

Keywords: windfall, CO₂ emissions, carbon, thin roots, reserve