

ПРОБЛЕМЫ ДЕГРАДАЦИИ ЗЕМЕЛЬ И УСТОЙЧИВОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ

УДК 528.8.04:631.417.1:631.459

ЗАВИСИМОСТЬ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ И ХИМИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОЧВЫ ОТ ТОПОГРАФИЧЕСКОЙ ПОЗИЦИИ НА СТАРОПАХОТНЫХ УЧАСТКАХ ЧЕРНОЗЕМНОЙ ЛЕСОСТЕПИ

© 2022 г. Д. В. Карелин^а, П. Р. Цымбарович^{а, *}

^аИнститут географии РАН, Москва, Россия

*e-mail: petr@tsymbarovich.ru

Поступила в редакцию 25.06.2021 г.

После доработки 15.07.2021 г.

Принята к публикации 12.10.2021 г.

Необходимость автоматизации и упрощения пространственно-временного мониторинга хозяйственно важных почвенных характеристик, в частности содержания углерода интенсивно используемых земель, диктует продолжение поиска относительно простых способов их дистанционной оценки. В результате статистического анализа материалов полевых наблюдений, лабораторных экспериментов и полученных по данным дистанционного зондирования Земли из космоса цифровых моделей рельефа на модельных трансектах, заложенных на различающихся по характеру рельефа участках длительно используемых пахотных черноземов (Курская биосферная станция Института географии РАН, Курская область, Россия), обнаружены средние по силе положительные связи между крутизной склона, LS-фактором (Slope Length and Steepness factor, или фактор влияния длины и крутизны склона на эрозионную опасность) и почвенными характеристиками. Обнаруженные связи выражаются в снижении содержания ведущих биогенных элементов и соединений (углерод, азот и вода), а также в снижении присутствия и изменении активности микробиоты почвы. Вероятнее всего, это реализуется через водную эрозию и меньшую доступность воды на склонах большей крутизны. На основе полученных результатов можно говорить о применимости оцененного по данным дистанционного зондирования Земли LS-фактора для прогноза содержания углерода и других связанных с ним значимых физико-химических и биологических показателей состояния старопашотных типичных черноземов в крупном пространственном масштабе. Одновременно установлено, что полученные на основе космических снимков спектральные характеристики поверхности почвы менее применимы для этих целей, так как они зависят от условий съемки (погодные условия, приемы обработки почвы, растительный покров), а также имеют ограничения, накладываемые недостаточным разрешением доступных космических снимков.

Ключевые слова: типичные черноземы, пашни, эрозионный потенциал рельефа, содержание углерода в почве, эмиссия CO₂ из почвы, дистанционное зондирование Земли, крутизна склона, LS-factor, цифровая модель рельефа

DOI: 10.31857/S2587556622010071

ВВЕДЕНИЕ

Адекватная оценка содержания и запасов органического углерода в верхнем слое почв (C_{орг}) и скорости их деградации в результате хозяйственного использования — одна из важнейших задач современной прикладной экологии. Это связано с тем, что почвы и их состояние жизненно важны для существования наземных экосистем и общества, будучи крупнейшим биосферным резервуаром биогенных веществ, в первую очередь углерода, и основой первичной продукции и плодородия (Schwamghart and Jarmer, 2011). В частности, почвы мира содержат 1500–2400 Гт углерода в

верхнем метровом слое (Scharlemann et al., 2014), что превышает его суммарное содержание в атмосфере и растительности (Friedlingstein et al., 2020). Этот резервуар достаточно подвижен, чтобы отражать общее направление долговременной динамики баланса углерода в местных экосистемах, и играет значимую роль в регуляции концентрации атмосферного углерода и смягчении последствий современного антропогенного потепления (Crowther et al., 2016). C_{орг} признан мировым сообществом как ключевой показатель оценки качества и деградации почв в результате эрозии (Croft et al., 2012), а также для поддержания первичной продукции растений. Кроме того, наблю-

даемое сейчас в ряде хозяйственных регионов снижение содержания $C_{\text{орг}}$ признается одной из основных угроз продовольственной безопасности (Communication ..., 2006). Конвенция ООН по борьбе с опустыниванием (UNCCD) признала карту запасов $C_{\text{орг}}$ в качестве одного из ключевых показателей оценки площадей деградированных земель в контексте достижения цели нейтрализации процесса деградации земель к 2030 году (IUCN, 2015).

Тем не менее задача пространственно-временной оценки $C_{\text{орг}}$ отягощается широкой пространственной вариацией самих запасов углерода почвы, что определяется множеством исторических, природных и антропогенных факторов (Lamichhane et al., 2019), а также рутинными и дорогостоящими лабораторными анализами, что не позволяет применять их в широких масштабах (Conant et al., 2011). Главной альтернативой является применение современных методов дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ). За последнее десятилетие существенно снизилась сложность и повысилась точность дистанционного определения характеристик почвы, как с беспилотных летательных аппаратов (БПЛА) и самолетов, так и со спутников (Angelopoulou et al., 2019). Хотя едва ли в области мониторинга можно будет полностью обойтись без трудоемких наземных измерений и анализов, заменяющие их дистанционные методы уже позволяют без значительных затрат получать точные оценки пространственной или временной изменчивости ключевых показателей состояния почв (Croft et al., 2012; Lamichhane et al., 2019).

Принципиальная возможность применения данных ДЗЗ для оценки почвенных характеристик обеспечивается тем, что в ранних исследованиях было надежно показано, что с увеличением запасов $C_{\text{орг}}$ отражающая способность всех почв без исключения нелинейно снижается в видимом и ближнем инфракрасном диапазонах между 400 и 2500 нм (Baumgardner et al., 1970; Irons et al., 1989). Есть два хорошо известных дистанционных предиктора содержания углерода в верхнем слое почвы: крутизна склона и цвет почвы. Темный цвет почвы обычно связан с высоким содержанием органического вещества и естественным плодородием (Chen et al., 2000; Schulze et al., 1993). Негативное влияние крутизны поверхности на содержание органического вещества в почвах связано с действием силы тяжести и водной эрозией. Оба показателя связаны друг с другом и коррелируют с отражающей способностью поверхности почвы. Современный этап исследования этой количественной связи определяется широким применением гиперспектральных сенсоров в сочетании с геостатистическими методами и моделированием (Angelopoulou et al., 2019), а также с

увеличением масштабов съемки и расширением набора экосистем и типов землепользования в отдельном исследовании.

Тем не менее прямые спутниковые оценки по-прежнему сопряжены со значительными искажениями, связанными с углом съемки, характером поверхности и влиянием атмосферы (Angelopoulou et al., 2019), а также влиянием на спектральный ответ почвы корки, образующейся на ее поверхности в результате дождей и засух, фактором обработки, переменной влажностью и текстурой почвы, наличием растительности и пожнивных остатков. Компенсация недостаточного качества и количества данных ДЗЗ требует применения сложных интерполяционных статистических и геостатистических процедур (Gomez et al., 2008). Однако эти подходы не позволяют решить проблему надежного предсказания пространственного распределения $C_{\text{орг}}$ применительно ко всем новым случаям, что часто требует индивидуальной настройки существующих моделей, или создания новых (Croft et al., 2012; Ladoni et al., 2010). Наилучшие результаты ($r^2 = 0.62–0.97$) при этом достигаются в мелких и средних масштабах с охватом порядка десятков, сотен и тысяч км² (Mondal et al., 2017; Schillaci et al., 2017; Wang et al., 2021), а также при использовании БПЛА или самолетов [см. обзор (Angelopoulou et al., 2019)]. При использовании данных ДЗЗ для одного типа землепользования в масштабе одного–нескольких км² точность существенно снижается. Улучшению предсказательных возможностей моделей способствует также увеличение пространственной вариативности $C_{\text{орг}}$ в пределах рассматриваемой площади. Такое же влияние оказывает и увеличение количества почвенных проб для построения и верификации моделей (Croft et al., 2012; Gomez et al., 2008). Все это накладывает известные ограничения на использование спутниковой информации.

До 2006–2008 гг. собственно спутниковым данным придавалось по сути лишь вспомогательное значение: для оценки границ площадей биотопов и оценки рельефа при исследованиях больших территорий (Lu et al., 2004; Wei et al., 2008 и др.), что было связано с качеством снимков и их стоимостью. Но, начиная с этого периода, доступное научному сообществу разрешение спутниковых сенсоров достигает 0.6–30 м (Vrieling, 2006), и начинает активно применяться гиперспектральная съемка, что позволяет использовать отражательную способность поверхности почв для анализа их состава непосредственно по спутниковым сенсорам (Mondal et al., 2017; Schwanghart and Jarmer, 2011; Wang et al., 2021).

Число научных работ, посвященных аэрокосмической оценке распределения и динамики $C_{\text{орг}}$ в различных типах почв и экосистемах, резко уве-

линилось за последнее десятилетие и насчитывает уже более 300 публикаций в мировых периодических изданиях [см. обзоры (Angelopoulou et al., 2019; Lamichhane et al., 2019)]. Привлекательность именно спутниковой информации придает регулярность и частота ее поступления, а также значительная площадь охвата территории при достаточно высоком разрешении самих снимков. Тем не менее попыток использования для этой цели только спутниковых данных существенно меньше, что связано с перечисленными выше ограничениями. Если же говорить о черноземах, то посвященных им подобных исследований обнаруживаются единицы (Suleymanov et al., 2021; Takata et al., 2007); также черноземы иногда рассматриваются в составе почвенного покрова крупных регионов (Wei et al., 2008). Это соответствует их небольшой площадной представленности в мире, но не отвечает высокой хозяйственной значимости. Кроме того, в работах по дистанционному зондированию почв при пространственной оценке содержания углерода или степени эродированности почв крайне редко привлекаются другие, прочно связанные с этими факторами, почвенные характеристики, такие как микробная активность, базальное дыхание, эмиссия CO_2 , содержание азота, влаги и прочие.

Цель проведенной работы заключалась в оценке количественной связи между физико-химическими и биологическими характеристиками верхнего слоя старопашотных типичных черноземов ($\text{C}_{\text{орг}}$ в частности), определяемыми наземными методами, его спектральными характеристиками и так называемым LS-фактором (см. ниже), определяемыми с помощью данных ДЗЗ из космоса при среднем пространственном разрешении.

Несмотря на то, что данные более высокого пространственного разрешения в совокупности с результатами наземных измерений и применением БПЛА могут обеспечить более высокую точность предсказания этих характеристик, нами оценивалась применимость именно общедоступных данных ДЗЗ без привлечения дополнительных дорогостоящих источников информации и трудоемких наземных измерений.

Используемый в нашей работе LS-factor (Slope Length and Steepness factor — показатель топографического положения точки наблюдения, прямо пропорциональный длине и уклону склона) широко используется в специальной англоязычной литературе, однако в русскоязычных публикациях пока не появилось единого устоявшегося термина. Согласно анализу российской научной библиотеки eLIBRARY.RU, в качестве эквивалента в текстах статей и аннотациях чаще всего используется словосочетание “эрозионный потенциал рельефа” и его краткий эквивалент “LS-фактор”. Поэтому ради краткости нами в дальнейшем

используется именно этот термин. Этот показатель представляет собой удобный критерий определения эрозионного потенциала, учитывающий совокупное влияние длины и крутизны склона на перенос вещества. Значению LS-фактора прямо пропорциональна степень эрозионной опасности: более высокий показатель указывает на повышенный эрозионный потенциал рельефа. LS-фактор главным образом используется в моделях почвенной эрозии, таких как USLE¹. Однако эти модели требуют большого количества дополнительной информации из разных источников, как дистанционных, так и наземных. Поэтому привлекательным представляется использование LS-фактора как самостоятельного показателя уровня эрозионной опасности (Буряк, 2014).

В задачи исследования входило:

- выявить, могут ли LS-фактор и спектральные характеристики старопашотных черноземов, оцениваемые по спутниковым данным среднего пространственного разрешения, выступать в качестве самостоятельных, а не вспомогательных предикторов рассматриваемых почвенных характеристик в изучаемом типе ландшафта;

- проверить, позволяет ли рассчитанный на основе спутниковых данных ДЗЗ LS-фактор местности отразить в крупном пространственном масштабе процессы деградации, происходящие в черноземах при их многолетней эксплуатации в качестве пашен.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объекты и район исследований

Комплекс наземных полевых исследований был проведен в окрестностях Курской биосферной станции Института географии РАН (КБС ИГ РАН), расположенной в Медвенском районе Курской области. Участок сбора полевых данных расположен в лесостепном ландшафте с высокой аграрной освоенностью и представляет собой старопашотные (более 200 лет) земли с различными сельскохозяйственными культурами, общей площадью 350 га, ограниченные широколиственным лесным массивом, лесополосами вдоль автомобильных дорог, овражно-балочной сетью и сельским поселением (рис. 1). Пашни занимают 57% территории, леса 17%, луга 10%, участки лесостепи, балки и овраги 12%, селитебные территории и дороги 4%. Почвы на пашнях и на окружающих их степных и залежных участках в основном относятся к группе типичных черноземов (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)) (IUSS..., 2015). Климат в районе исследований умеренно-континентальный. По данным расположенной вблизи участка наблю-

¹ <https://www.ars.usda.gov/midwest-area/west-lafayette-in-national-soil-erosion-research/docs/usle-database/usle-history/>

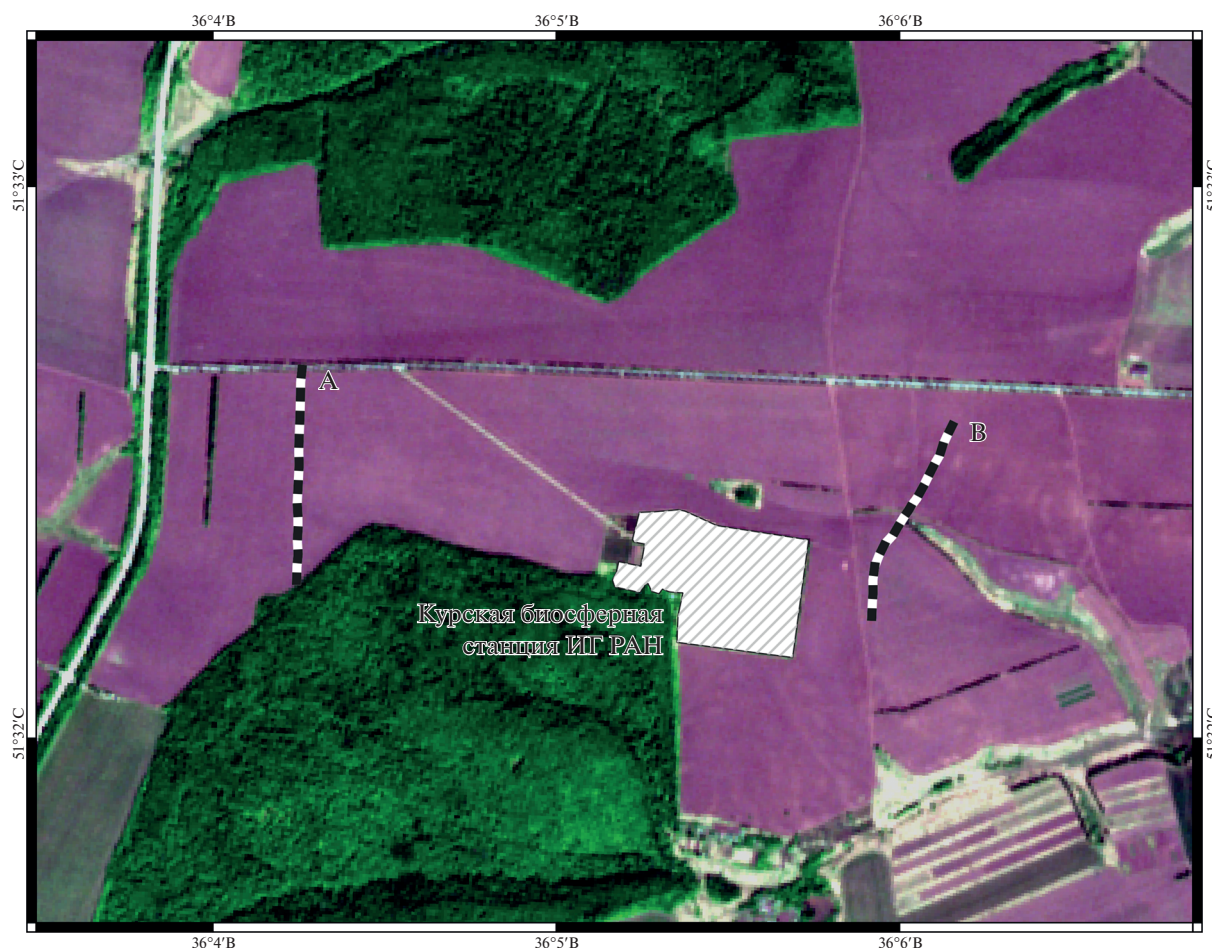


Рис. 1. Космический снимок Sentinel-2 (10 мая 2018 г., синтез в натуральных цветах), на основе которого производился расчет спектральных характеристик методом главных компонент. Косая штриховка — территория Курской биосферной станции ИГ РАН, пунктирные линии — трансекты А и В.

дений метеостанции Центрально-Черноземного заповедника им. В.В. Алехина, климатические нормы (за период 1991–2020 гг.) составляют для среднегодовой температуры воздуха $+7.1^{\circ}\text{C}$, для среднегодового количества осадков 637 мм; снежный покров мощностью до 50 см наблюдается с ноября по март. Значение среднемноголетнего гидротермического коэффициента (ГТК Селянинова) в сезон активной вегетации соответствует нормальным условиям увлажнения.

Для выполнения поставленных задач на основе оцененного по данным Д33 LS-фактора были заложены две контрастные по этому показателю трансекты (катены) (см. рис. 1 и 2).

Трансекта А ($36^{\circ}04'15.35''$ в.д., $51^{\circ}32'38.49''$ с.ш.; $36^{\circ}04'14.13''$ в.д., $51^{\circ}32'17.93''$ с.ш.) расположена к западу-северо-западу от КБС ИГ РАН, направлена линейно с севера на юг, находится в плакорной части с низкими углами наклона местности (максимальный угол наклона 2.8° , в среднем 0.8°). На момент исследований проходила через посевы сои

(фаза бутонизации, высота растений 20–25 см). Протяженность трансекты 1142 м, максимальный перепад высоты 6.1 м. Общее количество точек отбора проб составило 17, среднее расстояние между ними 67.2 м.

Трансекта В ($36^{\circ}06'01.62''$ в.д., $51^{\circ}32'13.17''$ с.ш.; $36^{\circ}06'09.18''$ в.д., $51^{\circ}32'33.99''$ с.ш.) была заложена вдоль наиболее выраженного местного рельефа (максимальный угол наклона 9° , средний 3.9°) и расположена к востоку и северо-востоку от КБС ИГ РАН. Проходит через поле подсолнечника (фаза бутонизации, высота растений 100–120 см), пересекает относительно крутой северный склон, на котором формируется выраженная сеть мелких канавок в результате дождевой эрозии, и спускается в днище ложбины. Протяженность трансекты 1144 м, максимальный перепад высоты 23.5 м. Общее количество точек отбора проб составило 21, среднее расстояние между ними 54.5 м.

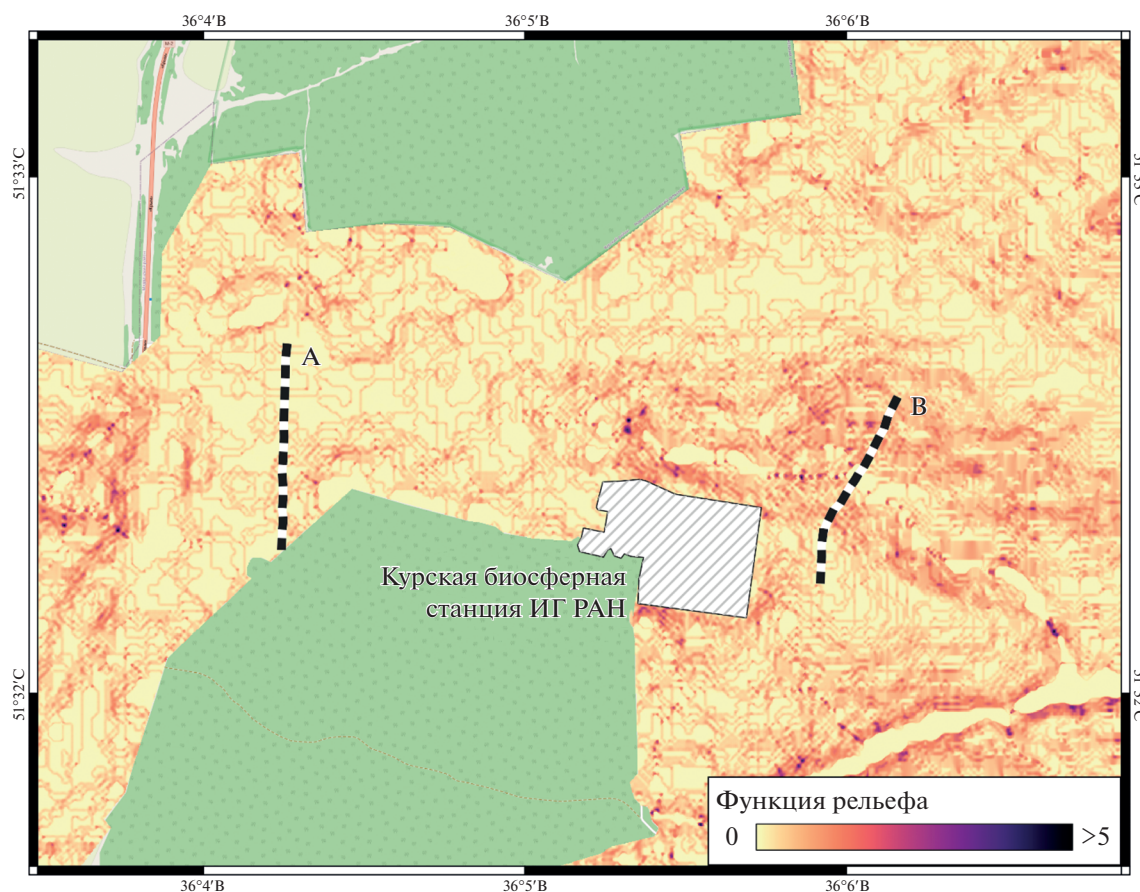


Рис. 2. Картограмма LS-фактора исследуемого участка. Большие значения соответствуют более высокой эрозионной опасности. В качестве картографической основы использованы карты OSM (© Участники OpenStreetMap). Обозначения: см. подпись к рис. 1.

Методы дистанционного зондирования

В качестве исходных данных для расчета LS-фактора исследуемой территории использовалась цифровая модель рельефа (ЦМР) на основе данных SRTM² с размером ячейки 30 м. Расчет производился в модуле SAGA GIS “Basic Terrain Analysis” по методу Moore et al. (1991)³:

$$LS = (n + 1) \left(\frac{A_s}{22.13} \right)^n \left(\frac{\sin \beta}{0.0896} \right)^m, \quad (1)$$

где $n = 0.4$, $m = 1.3$, A_s — площадь территории водосбора, β — угол склона.

Размер ячейки полученной картограммы LS-фактора соответствует исходной модели рельефа и составляет 30 м.

В качестве источника спектральных характеристик поверхности почвы использовался сни-

мок Sentinel-2B⁴ за 10.05.2018, характеризующийся визуальной однородностью полей заложения трансект в различных синтезах видимых (RGB), крайних красных (Red Edge) и ближнего инфракрасного (NIR) каналов. Характеристики каналов приведены в табл. 1. Для уменьшения размерности данных (переход от многоканального изображения к единственному спектральному показателю) применялся метод главных компонент (Principal Component Analysis, PCA). Расчеты проводились в модуле SAGA GIS “Principal Component Analysis”⁵.

Полевые и лабораторные методы

Полевая методика состояла в отборе проб (27–29 июня 2020 г.) ручным почвенным буром вдоль выбранных линейных трансект. Пробы отбирались в среднем через каждые 60 м из пахотного горизонта с глубины 0–12 см и из подпахотного го-

² <https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/> (дата обращения 14.06.2021).

³ http://www.saga-gis.org/saga_tool_doc/7.3.0/ta_compound_0.html (дата обращения 14.06.2021).

⁴ <https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser> (дата обращения 14.06.2021).

⁵ http://www.saga-gis.org/saga_tool_doc/7.3.0/statistics_grid_8.html (дата обращения 14.06.2021).

Таблица 1. Характеристики использованных спектральных каналов Sentinel-2

Номер	Категория	Центральная длина волны, нм	Ширина, нм	Пространственное разрешение, м
2	Blue	492.1	66	10
3	Green	559.0	36	10
4	Red	665.0	31	10
5	Vegetation red edge	703.8	16	20
6	Vegetation red edge	739.1	15	20
7	Vegetation red edge	779.7	20	20
8	NIR	833.0	106	10

ризонта с глубины 25–33 см. Всего на двух трансектах было отобрано 76 образцов с влажной массой 300–400 г. В каждой точке отбора почвенных образцов дополнительно определяли с помощью GPS географические координаты (с точностью до 3 м), ориентацию и угол склона в направлении трансекты, а также относительную влажность почвы (HH2 Moisture Meter с датчиком ThetaProbe ML2x; Delta-T Devices Ltd., Великобритания). Угол склона оценивался с помощью приложения Google Play “Пузырьковый уровень”, с точностью до 0.1°. Для этого компьютерный планшет помещался в центр ровной деревянной панели размером 40 на 200 см, плотно уложенной на поверхность почвы в точке отбора. Влажные образцы почвы взвешивали с точностью до 0.01 г, укладывали тонким слоем на крафтовой бумаге и сушили в комнатных условиях (22°C, относительная влажность воздуха 30%) до постоянной воздушно-сухой массы; затем вручную отбирали крупные камни и корни и просеивали почву через сито с размером ячеек 2 мм.

Лабораторный анализ и эксперименты с образцами проводились 1–15 августа 2020 г. Первоначально из хорошо перемешанных воздушно-сухих образцов отбирались навески, которые досушивали в термостате до постоянной массы при 110°C. Эти навески служили для определения исходного содержания влаги в образцах. Затем каждую абсолютно-сухую навеску делили на две части: в первой ее части в двукратной повторности определялось содержание C_{org} и общего N с помощью CNHS анализатора Elementar Vario EL, на базе химической лаборатории Института географии РАН. С помощью второй части навески, перед началом проведения экспериментов по оценке микробной активности почвы, определялась предельная полевая влагемкость (ППВ). Для этой цели использовали 50 мл пластиковые пробирки для центрифуги с перфорированным (отверстия 0.5 мм) коническим дном и герметичными крышками, в которые помещали ок. 30 г почвы. Затем каждую пробирку с навеской взвешивали с точностью до 0.01 г. В эти пробирки

пипеткой постепенно заливали дистиллированную воду до предельного влагонасыщения. После этого пробирки закрывали крышками и оставляли в штативе до полного стекания воды через нижние отверстия пробирок. После этого пробирки снова взвешивали. ППВ оценивали по максимальной массе влаги, удержанной пробой, в пересчете на грамм абсолютно-сухой почвы.

Перед началом измерений эмиссии CO_2 новые навески (ок. 40 г), взятые из исходных воздушно-сухих проб, помещали в стеклянные флаконы объемом 200 мл и взвешивали их с точностью до 0.01 г. Затем для всех воздушно-сухих навесок (76) проводили измерения начального уровня дыхания. В эти флаконы автоматическими пипетками добавляли расчетное количество дистиллированной воды (точность: 10 мкл) для доведения влажности навесок почвы до 90% от ППВ, за вычетом объема воды равного 1 мл/10 г абс. сух. почвы. Это количество позднее замещали 1 мл 10% раствора глюкозы при оценке субстрат-индуцированного микробного дыхания. В результате образцы перед предварительной культивацией получали 60–65% объемную влажность, что считается оптимальным для роста почвенных микробов. На этапе предварительной инкубации перед измерениями эмиссии CO_2 флаконы прикрывали тонкой полиэтиленовой пленкой и выдерживали в темноте 5–6 сут при 22°C и относительной влажности воздуха 30%.

Выраженность “эффекта Бирча”⁶ оценивали по соотношению начальной скорости эмиссии CO_2 в воздушно-сухих образцах и через 10 мин после доведения образцов до 60–65% объемной влажности. Сами измерения эффекта проводили в течение 5 мин. После периода предварительной инкубации флаконы герметично закрывали резиновыми пробками и проводили измерение ба-

⁶ “Эффект Бирча” — скачкообразное, но непродолжительное усиление эмиссии из почвы диоксида углерода в результате ее увлажнения после периода засухи. Используется как один из показателей общей микробной активности почвы (Karelin et al., 2017).

зального микробного дыхания в течение 10 мин. Измерение субстрат-индуцированного дыхания проводилось через 2 ч после добавления расчетного количества 10% раствора глюкозы в образцы и доведения их влажности до 90% от ППВ. Полученная концентрация, как найдено эмпирически, находится в пределах оптимума для максимального роста большинства почвенных микроорганизмов (Anderson and Domsch, 1978). Измерения эмиссии CO_2 из почвенных образцов проводили в 200 мл флаконах с помощью высокоточного (0.1 ppm) инфракрасного газоанализатора LiCor-850 (Небраска, США). Скорость эмиссии рассчитывали по уравнению Клапейрона–Менделеева по изменению концентрации диоксида углерода за время экспозиции для известного объема, температуры и давления с последующим пересчетом на массу образцов.

Уравнение для расчета потока углерода в составе базального V_{basal} (или субстрат-индуцированного, V_{sir}) микробного дыхания выглядит следующим образом:

$$V_{\text{basal}}(V_{\text{sir}}) \left(\frac{\text{мкг С}}{\text{г} \cdot \text{ч}} \right) = \frac{\Delta \cdot 12 \cdot V \cdot P}{0.0821(273 + t) T \cdot m}, \quad (2)$$

где Δ — изменение объемной концентрации в камере за время экспозиции (ppm), P — атмосферное давление (атм.), V — объем измерительной системы (л), t — температура ($^{\circ}\text{C}$), T — время экспозиции (ч), m — масса абс. сухой навески (г).

На основе полученных данных оценивали микробную биомассу согласно линейному регрессионному уравнению для температуры 22°C (Anderson, Domsch, 1978):

$$C_{\text{mic}} \left(\frac{\text{мг С}}{1 \text{ г почвы}} \right) = 40.04 V_{\text{sir}} + 0.37, \quad (3)$$

где V_{sir} выражен в $\text{мкл CO}_2 \text{ г}^{-1} \text{ ч}^{-1}$. Дополнительно рассчитывали метаболические коэффициенты: MET1 ($V_{\text{basal}}/V_{\text{sir}}$) и MET2 ($V_{\text{basal}}/C_{\text{mic}}$). Первый коэффициент отражает степень вовлечения микрофлоры в разложение органического вещества, а второй — доступность субстрата для микробного сообщества (Ивашенко, 2018; Ananyeva et al., 2008).

Статистический анализ

Для статистического анализа были использованы следующие наземные характеристики: пахотный/подпахотный горизонт; возделываемая сельскохозяйственная культура; содержание органического углерода (C, %); содержание общего азота (N, %); отношение C : N; исходная объемная влажность почвы (MOIST, %); угол склона (SLOPE, $^{\circ}$); микробная биомасса (C_{mic} , мкг С г^{-1} абс. сух. почвы), базальное дыхание микроорганизмов (V_{basal} , мкг С г^{-1} абс. сух. почвы в час), субстрат-инду-

цированное дыхание микроорганизмов (V_{sir} , мкг С г^{-1} абс. сух. почвы в час); степень усиления микробного дыхания в результате эффекта Бирча (V_{birch}) по сравнению с базальным (BIRCH), степень усиления субстрат-индуцированного дыхания по сравнению с базальным (SID); а также микробные метаболические коэффициенты $V_{\text{basal}}/V_{\text{sir}}$ (MET1), $V_{\text{basal}}/C_{\text{mic}}$ (MET2, $\text{мкг С/мг С}_{\text{mic}} \text{ ч}^{-1}$).

Для оценки связи спектральных характеристик почвы с крутизной склона и рассматриваемыми физико-химическими и биологическими характеристиками почвы для каждой полевой точки методом PCA были проведены расчеты для двух комбинаций каналов используемого снимка Sentinel-2:

- RGB и NIR;
- RGB, Red Edge и NIR.

С помощью метода PCA для всех исследуемых характеристик почвы были выделены группы связанных между собой переменных. PCA проводился на основе корреляционных матриц, пропущенные значения восстанавливались методом итерационного заполнения. Статистический анализ проводился в 4 вариантах:

- 1) по всем данным без учета глубины слоя почвы;
- 2) отдельно для пахотного слоя;
- 3) отдельно для подпахотного слоя;
- 4) по всем данным методом внутригрупповой нормализации.

PCA, корреляционный и регрессионный анализы проводили в статистическом пакете SPSS 27. Оценивали коэффициенты корреляции Пирсона (r_p). Коэффициент вариации (CV, %) рассчитывали, как отношение стандартного отклонения к среднему значению. Сравнение средних проводили на основе непараметрического критерия Манна–Уитни (Mann–Whitney U test) для $p = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сводка различий средних наблюдаемых наземных показателей между двумя сравниваемыми трансектами приведена в табл. 2. Как следует из приведенных значений, трансекта А является значимо более пологой. Средний угол склона составляет здесь 0.8° , что существенно меньше, чем для трансекты В ($4 > 0.8^{\circ}$, $p < 0.01$). Медианное значение рассчитанного LS-фактора составляет для трансекты А — 0.033, для трансекты В — 0.51. При этом почва трансекты А содержала значимо больше влаги ($10.4 > 6.4\%$, $p < 0.01$), больше углерода и азота, а также имела более выгодное для микробиоты соотношение C : N и в 1.5 раза

⁷ <https://www.ibm.com/ru-ru/analytics/spss-statistics-software> (дата обращения 14.06.2021).

Таблица 2. Сравнительные характеристики трансект на типичных черноземах

Трансекта	SLOPE, Град.	MOIST, %	MET1	MET2	C_{mic}	BIRCH	SID	V_{basal}	C, %	N, %	C : N
Данные по горизонтам объединены											
A	0.8	10.6	0.105	1.40	508.1	11.91	11.13	0.69	3.61	0.28	13.04
B	4	4.4	0.220	2.88	329.4	11.5	7.79	0.74	3.36	0.25	13.29
Пахотный горизонт											
A	0.8	9.52	0.10	1.34	551.5	12.13	11.08	0.70	3.71	0.29	12.92
B	4	4.4	0.194	2.55	339.8	12.57	8.61	0.69	3.42	0.26	13.32
Подпахотный горизонт											
A	0.8	8.8	0.115	1.44	464.6	12.21	10.75	0.67	3.58	0.28	13.07
B	4	4.4	0.24	3.18	319.4	10.54	7.04	0.80	3.31	0.25	13.25

Примечание. Приведены средние значения. Все значимые ($p < 0.05$) попарные различия между трансектами выделены полужирным шрифтом. Описание переменных и единиц измерения приведено в тексте. $n = 17$ для трансекты А, $n = 21$ для трансекты В, за исключением переменных C, N, C : N (с учетом повторностей для них $n = 34$ и 42 соответственно).

большую биомассу микроорганизмов ($508.1 > 329.4$ мкг С г⁻¹, $p < 0.01$).

В обоих горизонтах диапазон изменчивости содержания органического углерода составил 2.51–3.94% ($CV = 7.7\%$); общего азота 0.17–0.31% ($CV = 10.3\%$); соотношение C : N менялось от 12.06 до 14.99 ($CV = 4.6\%$). Таким образом, можно заключить, что вариабельность анализируемых химических показателей была относительно низкой. В то же время наземные оценки угла склона (0° – 8.2° , $CV = 85\%$), остаточной объемной влажности почвы (4.4–10.6%, $CV = 45\%$), равно как и экспериментально оцененные показатели микробной активности почвенных проб, варьировали намного заметнее. Это относится к базальному дыханию (0.13–1.95 мкг С г⁻¹ абс. сух. почвы ч⁻¹, $CV = 51.6\%$), субстрат-индуцированному дыханию (1.48–11.4 мкг С г⁻¹ абс. сух. почвы ч⁻¹, $CV = 39.4\%$) и усилению выделения CO₂ в результате эффекта Бирча ($CV = 41.7\%$).

В результате обработки полевых и лабораторных данных была построена общая корреляционная матрица (табл. 3), где в качестве зависимых переменных могут выступать перечисленные выше почвенные характеристики, а в качестве независимой переменной – крутизна склона. Как видно из полученных данных, содержание углерода обратно зависит от крутизны ($r_p = -0.49$, $p < 0.0001$), которая служит средним по силе предиктором; такая же связь показана и для азота ($r_p = -0.48$, $p < 0.0001$). Соотношение C : N смещалось в сторону преобладания углерода на участках с большим углом склона, что менее выгодно для роста растений и микробиоты. Связь между крутизной склона и содержанием углерода в пахотном горизонте выше, чем в подпахотном ($r_p = -0.54 > -0.47$).

Помимо угла склона значимые положительные связи содержания углерода были показаны с объемной влажностью почвы ($r_p = +0.36$, $p < 0.01$), содержанием общего азота ($+0.91$, $p < 0.01$), а также с V_{sir} ($+0.50$, $p < 0.01$), C_{mic} ($+0.54$, $p < 0.01$) и V_{birch} ($+0.40$, $p < 0.01$), что позволяет использовать содержание углерода в качестве предиктора для оценки связанных с ним характеристик почвы.

С увеличением крутизны склона достоверно падает содержание воды в почве ($r_p = -0.47$, $p < 0.01$), снижается присутствие микроорганизмов (-0.43 (C_{mic}), $p < 0.01$), а также снижается их реакция на внесение биогенных веществ (раствора глюкозы) (-0.42 (V_{sir}), $p < 0.01$). Таким образом, биомасса микробов оказалась в 1.5 раза выше в почве с лучшими физико-химическими характеристиками, и это микробное сообщество демонстрировало менее активный отклик на улучшение условий питания. Это показывает, что даже при относительно небольшой крутизне склона (медиана угла для обеих трансект составляет 2° , что соответствует уклону в 3.5%; обычно диапазон в подобных исследованиях находится в пределах 0–20% (Mondal et al., 2017)), и на таких гигроскопичных почвах с мощным гумусовым горизонтом, как типичные черноземы, характер мезорельефа может существенно влиять на их характеристики. Это влияние, вероятно, в большей степени реализуется через водную эрозию, так как для образцов почвы, отобранных на участках с большей крутизной склона, не отмечено значимого изменения скорости выделения CO₂ из верхнего горизонта почвы, а эоловое или механическое переотложение почвенных частиц слабо влияет на химический состав верхнего слоя почвы из-за наличия в местных черноземах мощного гумусового горизонта [55–80 см (Люри и др., 2010)]. О ведущем участии водной эрозии в дегра-

Таблица 3. Корреляционная матрица анализируемых наземных характеристик пахотных типичных черноземов

	SLOPE	MOIST	C	N	C : N	V_{basal}	V_{sir}	V_{birch}	C_{mic}	BIRCH	SID	MET1	MET2
SLOPE	1	-.470**	-.488**	-.475**	.257*	.299**	-.422**	-.213	-.434**	-.179	-.372**	.361**	.367**
MOIST		76	76	76	76	75	75	74	74	73	74	74	73
		1	.362**	.347**	-.154	-.271*	.562**	.097	.547**	.098	.521**	-.354**	-.355**
C			76	76	76	75	75	74	74	73	74	74	73
			1	.912**	-.435**	.007	.501**	.401**	.543**	.162	.234*	-.188	-.198
N				76	76	75	75	74	74	73	74	74	73
				1	-.748**	.096	.506**	.389**	.522**	.083	.174	-.111	-.112
C : N					76	75	75	74	74	73	74	74	73
					1	-.220	-.291*	-.202	-.267*	.082	.005	-.094	-.108
V_{basal}						75	75	74	74	73	74	74	73
						1	-.087	.080	-.084	-.595**	-.687**	.714**	.733**
V_{sid}							74	73	73	73	74	74	73
							1	.281*	1.000**	.032	.543**	-.561**	-.557**
V_{birch}									74	72	74	74	73
									.281*	.561**	.011	-.203	-.194
C_{mic}									73	73	72	72	72
									1	.032	.529**	-.560**	-.557**
BIRCH										72	73	73	73
										1	.560**	-.482**	-.490**
SID											72	72	72
											1	-.709**	-.719**
MET1												74	73
												1	.999**
MET2													73
													1

Примечание. Данные по пахотному и подпахотному горизонтам объединены. Обозначения переменных соответствуют табл. 2. Описание переменных приведено в тексте. * – корреляции значимые при $p = 0.05$, ** – при $p = 0.01$. В нижних строках, под коэффициентами корреляции, приведено количество значений.

дации почвы свидетельствуют и специальные исследования агрочерноземов (Плотникова, 2020; Suleymanov et al., 2021).

Полученные экспериментально значения микробного метаболического коэффициента V_{basal}/C_{mic} (MET2) также отражают ухудшение состояния почвы при увеличении крутизны склона. На трансекте В его величина значимо выше как для пахотного, так и подпахотного горизонтов (см. табл. 2), что говорит о более напряженном метаболизме микробиоты и менее благоприятных условиях питания (Ивашенко, 2017) с увеличением крутизны. Это отражает и положительный коэффициент корреляции этого показателя с крутизной склона ($r_p = +0.37$, $p < 0.05$; см. табл. 3). В то же время коэффициент V_{basal}/V_{sir} (MET1) продемонстрировал обратное различие: он оказался в пределах нижней границы нормы на трансекте В (0.220), но значимо более низким на более поло-

гой трансекте А (0.105), что, напротив, говорит в пользу несколько лучших условий микробного питания на склонах. Непосредственной причиной таких значений коэффициента MET1 является значимо не различающийся между трансектами уровень базального дыхания на фоне существенно более низкой биомассы микробов на наклонной трансекте. Такие результаты не находят однозначного объяснения. В частности, это может быть связано с влиянием разных посевных культур (соя и подсолнечник) и приемов их обработки на сравниваемых трансектах. Тем не менее для нашего исследования важно то, что различия по этому метаболическому коэффициенту между трансектами, заложенными на участках с разной крутизной склона, оказались значимы, как и для других показателей.

То же касается обнаруженной в нашем случае слабой, но положительной связи между крутиз-

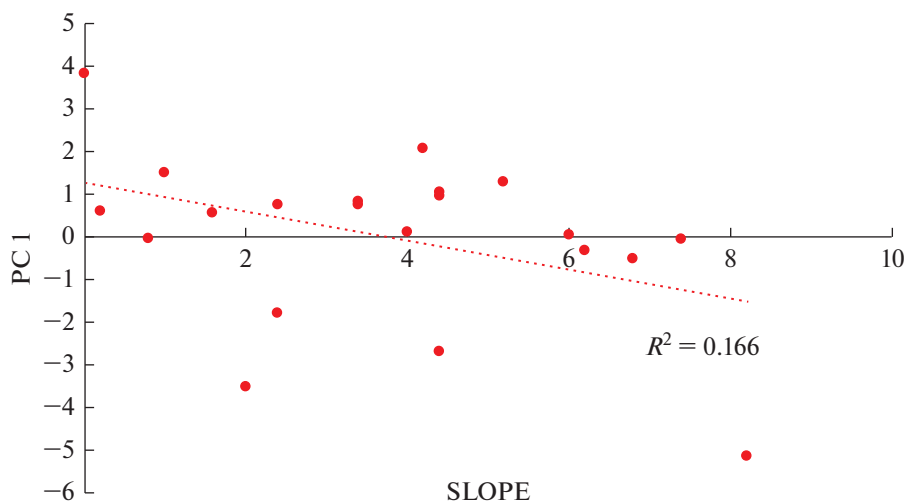


Рис. 3. Корреляция между главной компонентой PC 1 (см. табл. 4), отражающей состояние микробиоты почвы, и углом склона (SLOPE, °) для пахотного горизонта на основе наблюдений за различными по состоянию эрозии участками типичных черноземов (Курская обл., Медвенский район, июнь 2020).

ной склона и базальным дыханием ($r_p = +0.30$, $p < 0.01$). Как правило, более подверженные факторам деградации почвы, в частности черноземы, демонстрируют ослабленное дыхание (Плотникова, 2020; Сушко, 2019; Suleymanov et al., 2021). Однако в нашем случае этого не наблюдалось, что, вероятнее всего, связано с относительно невысокой степенью деградации почвы в пределах трансект. Гораздо лучше это отражают показатели C_{mic} и MET2, которые поэтому предпочитают в подобных исследованиях (Ивашенко, 2017).

Попытки связать крутизну склона и спектральные характеристики, полученные на основе данных ДЗЗ, показали, что наилучший результат во всех случаях достигается при использовании каналов RGB и NIR и метода “sums-of-squares-

and-cross-products matrix”. В этом сочетании положительная корреляция спектральных характеристик с углом склона местности составляет от +0.50 до +0.60 ($p < 0.01$). Корреляция спектральных характеристик с содержанием углерода и азота в почве оказалась существенно лучше для подпахотного горизонта при использовании каналов RBG, Red Edge и NIR: от –0.41 до –0.70 ($p < 0.01$). При этом различий между статистическими методами расчета не наблюдалось.

При группировке переменных, отражающих характеристики почвы, с помощью метода PCA были выделены три главных компоненты. Первая в основном описывает микробную составляющую (переменные V_{sir} , V_{birch} , C_{mic} , MET1 и MET2) и объясняет около половины дисперсии всех исходных данных (47.8%). Вторая компонента во всех вариантах, кроме четвертого (см. раздел “Статистический анализ”), включает общие характеристики почвы (C, N, базальное дыхание). Третья – включает разные наборы переменных и отвечает за существенно меньшую долю вариации. С углом склона местности (SLOPE) несильно, но достоверно коррелирует лишь первая компонента (рис. 3, табл. 4), при этом крутизна склона самостоятельно объясняет от 10% (в подпахотном слое) до 16% (в пахотном горизонте) ее изменчивости.

Дополнительно проведенный для наземных переменных множественный линейный пошаговый регрессионный анализ показал, что наилучшую объясняющую способность демонстрирует модель, где в качестве зависимой переменной используется V_{sir} , а в качестве независимых – оставшиеся количественные переменные (см. общий список в разделе “Материалы и методы”). В этом случае модель объясняет 42% дисперсии ($r^2 =$

Таблица 4. Результаты анализа почвенных характеристик методом главных компонент для пахотного горизонта типичных черноземов

Фактор	PC 1	PC 2	PC 3
C	0.179	0.567	–0.277
N	0.122	0.612	–0.201
V_{basal}	–0.197	0.220	0.680
V_{sid}	0.434	–0.002	0.411
V_{birch}	0.389	0.306	0.064
C_{mic}	0.434	–0.002	0.411
MET1	–0.440	0.283	0.190
MET2	–0.439	0.285	0.206
% объясненной вариации	47.8	27.3	18.6

Примечание. Полу жирным шрифтом выделены наиболее значительные факторные нагрузки.

$= 0.42$, $F = 26.2$, $p < 0.0001$, $\beta = 0.436$ (MOIST), 0.349 (N)). Такую же объясняющую способность имеет модель, где зависимой переменной является микробная биомасса C_{mic} ($r^2 = 0.42$, $F = 25.2$, $p < 0.0001$; $\beta = 0.388$ (C), 0.384 (MOIST)), что естественно, так как эта переменная рассчитывается на основе линейной зависимости (2) от V_{sir} .

В случае, когда независимой переменной служит содержание органического углерода в почве, практический интерес представляет оценка его зависимости от угла склона местности, а не предсказание с помощью других почвенных характеристик (например, содержания азота или скорости эмиссии CO_2), что, по сути, требует того же набора химических анализов или не менее сложных лабораторных газометрических процедур. Такие предикторы содержания углерода в почве, как угол склона местности, который был получен по наземным данным, и LS-фактор, оцениваемый на основе данных ДЗЗ, имеют одинаковый вклад в регрессионную модель и могут быть в ней взаимозаменяемы. В частности, регрессионная зависимость, построенная для оценки содержания углерода в пахотном горизонте (C, %) от среднего значения LS-фактора в пределах 10 м от точек отбора проб по обеим трансектам (LS), позволяет объяснить 30% наблюдаемой дисперсии:

$$C(\%) = 3.72 - 0.673LS, \quad (4)$$

$$r^2 = 0.3, \quad F = 15, \quad p < 0.001, \quad n = 38.$$

Относительно невысокая объясняющая способность регрессии ($r^2 = 0.30$) в основном связана с небольшим разбросом данных, использованных для построения уравнения, поскольку они получены только для двух пашен и одного варианта почвы. LS-фактор по двум трансектам варьировал существенно ($CV = 75.9\%$), однако содержание углерода в исследованных почвенных образцах пахотного горизонта менялось в диапазоне $2.97\text{--}3.91\%$ ($CV = 6.8\%$), что намного меньше по сравнению с обычно используемыми в моделировании на основе ДЗЗ диапазонами этого показателя ($0.03\text{--}3.2\%$, $CV = 30\%$; оценка выполнена по данным обзора (Lamichhane et al., 2019)). Тем не менее, полученная между этими величинами средняя по силе обратная связь ($r_p = -0.55$, $p = 0.01$) показывает, что даже в таком крупном пространственном масштабе последний фактор может оказывать значимое влияние. Кроме того, размер ячейки, использованной для расчетов цифровой модели рельефа, не позволяет более точно привязать на местности точки отбора проб к значениям LS-фактора.

Сопоставление полученных результатов с литературными данными. С опубликованными данными можно сравнить отдельные почвенные показатели по старопахотным типичным черноземам

(содержание углерода, состояние микробиоты) и точность моделей ДЗЗ, предсказывающих содержание $C_{орг}$ в сходном масштабе.

Содержание почвенного углерода определялось в районе исследований множеством авторов для различных целей (Ивашенко, 2017; Люри и др., 2010; Мамонтов и др., 2016; Плотникова, 2020; Сушко, 2019). Это связано с тем, что здесь расположен Центрально-Черноземный заповедник им. В.В. Алехина, обладающий уникальными участками эталонных лесостепных экосистем на типичных черноземах, в том числе с разным режимом использования, что позволяет проводить сравнения. В частности, в аналоговой серии залежей (Люри и др., 2010), описанной по единичным разрезам, для верхнего горизонта постоянных пашен приводится значение $C_{орг} = 3.19\%$; для сравнения, на 58-летней залежи в том же слое оно составляет 3.73% . Наблюдаемая по нашим данным пространственная вариация содержания $C_{орг}$ на отдельных пашнях охватывает весь диапазон изменчивости сукцессионного ряда, описываемого в цитируемой работе. Мамонтов с соавторами (2016) в том же районе изучали различные по размеру агрегаты агрочернозема типичного и пришли к выводу, что старопахотные почвы под беспрерывной озимой пшеницей содержат на $20\text{--}30\%$ меньше углерода по сравнению с целиной. При этом средневзвешенное содержание $C_{орг}$, рассчитанное по авторским данным, составляет 3.22% (диапазон: $3.07\text{--}4.12\%$). В нашей работе средний показатель оказался сходным (3.47%) при диапазоне $2.51\text{--}3.90\%$. Ивашенко (2017) также отмечает, что значения $C_{орг}$ были ниже на пашнях по сравнению с целинными аналогами (2.7% на пашнях против $4.2\text{--}4.5\%$ в целинной степи). В указанных исследованиях, за исключением Мамонтова с соавторами (2016), фактически не оценивалась пространственная вариация $C_{орг}$ на пашнях и в других экосистемах. Приведенные сравнения с нашими данными демонстрируют выраженную вариабельность $C_{орг}$ в зависимости от фактора склона, что в нашем случае проявляется даже на относительно небольшом по площади пахотном участке.

Известно, что микробная биомасса почвы и ее базальное дыхание служат интегральными показателями продуктивности и общего состояния экосистем и их почв (Singh and Gupta, 2018 и др.), а оценки запасов микробной биомассы достаточно постоянны в разных экосистемах в ходе вегетационного сезона (Сушко, 2019), поэтому их удобно использовать в качестве биологического индикатора состояния почв. Оценки микробной активности различных экосистем на типичных черноземах, полученные другими исследователями в том же районе аналогичными лабораторными методами, предоставляют хороший материал

для сравнения с нашими результатами. В частности, в работе Иващенко (2017) на пашне (ячмень) базальное дыхание менялось в пределах 0.4–0.62 мкг С г⁻¹ ч⁻¹ (максимальная величина отмечена для заповедных целинных степей 0.73–1.56, минимальная — для урбаноземов), а микробная биомасса — от 221 до 473 мкг С г⁻¹ (максимальные значения были получены для некосимой степи: 1954 мкг С г⁻¹). В том же исследовании показатель микробного метаболизма $V_{\text{basal}}/C_{\text{mic}}$ менялся в среднем от 0.57 (некосимые степи) до 6.83 (урбаноземы г. Курска), составляя для пашен 1.26–1.90 мкг С/мг C_{mic} ч⁻¹. Наши данные демонстрируют широкие пространственные вариации запасов микробиоты (114.1–854.5 мкг С г⁻¹) и уровня ее метаболизма (0.49–13.20 мкг С/мг C_{mic} ч⁻¹) в верхнем слое старых пашен, хотя средние по всем данным показатели (406.4 (C_{mic}) и 2.21 (MET2)) хорошо согласуются с опубликованными данными. При этом меньшие запасы и большая потенциальная микробная активность наблюдаются на более крутых склонах. Такие показатели говорят о малоблагоприятных условиях питания микроорганизмов и их повышенных затратах на жизнедеятельность, а также о более высокой скорости отмирания микробных клеток (Иващенко, 2017). Последнее подтверждает и высокая степень усиления базального дыхания пахотного слоя в результате “эффекта Бирча” (по нашим оценкам в 12.3 раза). Это существенно выше аналогичного показателя для заповедных экосистем в том же районе (6.1) и приближается к аналогичному показателю каштаново-солонцовых комплексов сухих степей — 15.2 (Karelin et al., 2017).

Модели, объясняющие пространственное распределение $C_{\text{орг}}$ с помощью данных ДЗЗ, нередки, однако лишь немногие из них относятся к крупному масштабу порядка одного–нескольких км², что подходит для сравнения с нашим случаем. Эти исследования, выполненные на разных типах почв, характеризуются средним или даже низким коэффициентом детерминации: $r^2 = 0.51$ (Gomez et al., 2008); 0.58 (Suleymanov et al., 2021); 0.66 (Hamzehpour et al., 2019); 0.63–0.69 (Schillaci et al., 2017); 0.23–0.67 [обзор (Angelopoulou et al., 2019)]. О причинах этого уже говорилось во введении. Наши значения коэффициента детерминации при использовании LS-фактора и спектральных характеристик почвы для предсказания $C_{\text{орг}}$ находятся в диапазоне 0.25–0.49, что укладывается в эти пределы, даже несмотря на то, что нами не привлекались гиперспектральные данные и использовались простые однофакторные модели.

Возможно, единственным полностью сопоставимым исследованием является работа Suleymanov et al. (2021), посвященная эродированным старопашотным типичным черноземам Башки-

рии, на участке 14 км² с крутизной склонов от 0° до 8°, где оценивали распределение $C_{\text{орг}}$ по 15-ти спектральным индексам, рассчитанным на основе спутниковых данных с разрешением от 10 до 60 м. Наилучшим результатом оказалась средняя по силе связь ($r^2 = 0.58$) одного из индексов с распределением $C_{\text{орг}}$. Среднее содержание $C_{\text{орг}}$ в этом исследовании совпадает с нашим, однако вариация этого показателя существенно выше ($CV = 23.7 > 6.8\%$), что, вероятнее всего, связано с большей крутизной склонов (4°, в среднем, против 2°, в нашем случае) и большей площадью наблюдений при доказанном ведущем участии водной эрозии. Более низкие уровни базального дыхания были зафиксированы в этой работе на эродированных участках, которые хорошо оценивались визуально по разрывам почвенно-растительного покрова. В нашем случае маркерами водной эрозии были только следы ручейков на поверхности склона (трансекта В), при этом базальное дыхание слабо зависело от угла склона, хотя более надежные микробные показатели это успешно показали.

Связь используемых показателей с эрозией почв. Как уже упоминалось во введении, в наши задачи входило выяснить, возможно ли, используя только данные ДЗЗ из космоса среднего пространственного разрешения, оценить, как меняются основные почвенные характеристики (прежде всего содержание $C_{\text{орг}}$ и микробное дыхание) старопашотных типичных черноземов в зависимости от длины и крутизны склона местности. Последние показатели оценивались, с одной стороны, наземными методами, а с другой — с помощью спутниковых данных. LS-фактор выступал как независимый предиктор почвенных характеристик опосредованно, будучи индикатором потенциала эрозионных процессов в точке наблюдения.

Нельзя отрицать, что эрозия — это сложный процесс, зависящий не только от рельефа, но от многих других факторов, которые учитываются специальными моделями (режим осадков, ветра, способы и режимы обработки почвы, тип почвы, характер растительности и др.). В нашей работе был использован лишь один фактор эрозии (правда, относящийся к ведущим) — рельеф. В данном случае задачей было проверить, можно ли установить значимую количественную связь между относительно простым независимым показателем (мезорельеф), который оценивается с помощью доступной дистанционной информации, и зависимыми от него почвенными характеристиками. Кроме того, изначально было неясно, удастся ли выявить такие связи для старопашотных типичных черноземов при крупном масштабе наблюдений. Поскольку связь эту установить в нашем исследовании удалось почти по всем исследованным почвенным показателям, можно

считать, что для достижения конкретной цели оказалось достаточно простой модели и в этом случае нет необходимости привлекать более сложные. Кроме того, эродированность почвы косвенно оценивалась нами не только через LS-фактор, но и через почвенные характеристики, отражающие степень деградации почвы.

Оценка применимости полученных результатов.

Нижняя граница пространственного масштаба в нашем исследовании определяется используемым интервалом при отборе наземных проб (60 м) и общей протяженностью трансект (1800 м), а также выраженностью обследованного мезорельефа (угол склона между отдельными пунктами отбора проб на трансектах менялся от 0° до 9°). Из семи известных групп пространственных факторов, определяющих содержание $C_{орг}$ в данной точке: влияние организмов, климата, рельефа, местоположения, физико-химических свойств почвы, истории ее формирования и материнских пород (Lamichhane et al., 2019), в нашем случае представлены (меняются) только физико-химические свойства почвы и мезорельеф, а воздействие биоты представлено лишь разными растительными культурами на сравниваемых трансектах в год проведения наблюдений.

Границы использованного в работе пространственного масштаба определяют область применения полученных результатов: это старопахотные поля произвольного размера на типичных черноземах, имеющие угол склона в пределах 0°–9°. Поскольку, по-видимому, подавляющее большинство современных пашен находится в указанных пределах (Мамонтов и др., 2016), можно говорить о применимости результатов ко всем старопахотным участкам на типичных черноземах в пределах Европейской территории России. Нижний предел экстраполяции на местности определяется максимальным пространственным разрешением использованных космических снимков (ЦМР: 30 м).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате сопоставления наземных, экспериментальных и дистанционных данных в крупном пространственном масштабе обнаруживаются средние по силе связи между рядом почвенных характеристик и показателями морфологии рельефа, что выражается в снижении содержания ведущих биогенных элементов и соединений (углерод, азот и вода), а также в снижении биомассы микробных сообществ пахотных и подпахотных горизонтов типичных черноземов, длительно находящихся в аграрном использовании, с ростом крутизны склона и LS-фактора (эрозионного потенциала рельефа). Можно говорить о самостоятельной применимости рассчитанного по спутниковым данным LS-фактора для оценки степе-

ни деградации пахотных черноземов через прогноз содержания углерода, азота, воды и связанных с ними биогенных показателей. Применение для этих целей спектральных характеристик, полученных на основе данных ДЗЗ из космоса, менее желательно, так как требует точного соблюдения равенства условий на поверхности почвы, на что оказывают влияние приемы обработки почвы, растительный покров, а также ограничения, накладываемые недостаточным разрешением снимков из космоса.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Анализ данных и лабораторные исследования проводились в рамках госзадания № 0148-2019-0006 Института географии РАН. Полевые работы 2020 г. были поддержаны грантом РФФИ № 19-29-05025.

БЛАГОДАРНОСТИ

Авторы выражают глубокую благодарность м. н. с. Центра по Проблемам экологии и продуктивности лесов РАН А.С. Куманяеву за участие в проведении лабораторных экспериментов, а также с. н. с., к. г. н. ИГ РАН О.Э. Суховеевой, начальнику КБС ИГ РАН к. г. н. В.Н. Лунину и магистранту Курского госуниверситета А.Н. Золотухину за неоценимую помощь в сборе полевых данных.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors kindly appreciate the junior researcher of the Center for Forest Ecology and Productivity RAS, A.S. Kumanaev for his participation in laboratory experiments, as well as senior researcher Ph.D. O.E. Sukhoveeva, the head of the Kursk Biosphere Station of the Institute of Geography RAS, Ph.D. V.N. Lunin, and undergraduate of the Kursk State University A.N. Zolotukhin for the invaluable assistance in collecting field data.

FUNDING

The analysis and laboratory experiments were carried out under the state-ordered research theme of the Institute of Geography RAS no. 0148-2019-0006. The fieldwork in 2020 was supported by the grant of RFBR no. 19-29-05025.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бурак Ж.А. Совершенствование подходов к оценке эрозионной опасности агроландшафтов с использованием ГИС-технологий // Научн. ведомости БелГУ. Серия: Естественные науки. 2014. Т. 23 (194). С. 140–146.
- Иващенко К.В. Обилие и дыхательная активность микробного сообщества почвы при антропогенном преобразовании наземных экосистем // Дис. ... канд. биол. наук. Пушино, 2017. 205 с.

- Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 412 с.
- Мамонтов В.Г., Козут Б.М., Родионова Л.П., Рыжков О.В. Влияние сельскохозяйственного использования чернозема типичного на его структурное состояние и содержание органического углерода в агрегатах разного размера // Изв. ТСХА. 2016. Вып. 6. С. 22–31.
- Плотникова О.О. Роль транспортирующей способности водных потоков в изменении некоторых свойств поверхностных горизонтов эродированных черноземов типичных (на примере Курской области) // Дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 2020. 224 с.
- Сушко С.В. Эмиссия двуокси углерода и микробное дыхание почв разных экосистем подтайги и лесостепи (Московская и Курская области) // Дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 2019. 137 с.
- Ananyeva N.D., Susyan E.A., Chernova O.V., Wirth S. Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia // European J. Soil Biol. 2008. № 44 (2). P. 147–157.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.05.002>
- Anderson J., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. Vol. 10. P. 215–221.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
- Angelopoulou T., Tziolas N., Balafoutis A., Zalidis G., Bochtis D. Remote Sensing Techniques for Soil Organic Carbon Estimation: A Review // Remote Sens. 2019. Vol. 11. P. 676.
<https://doi.org/10.3390/rs11060676>
- Baumgardner M.F., Kristof S., Johannsen C.J., Zachary A. Effects of organic matter on the multispectral properties of soils // Indiana Acad. Sci. 1970. Vol. 79. P. 413–422.
- Chen F., Kissel D.E., West L.T., Adkins W. Field-Scale Mapping of Surface Soil Organic Carbon Using Remotely Sensed Imagery // Soil Sci. Soc. Am. J. 2000. Vol. 64. P. 746–753.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642746x>
- Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection / Commission of the European Communities, Brussels. 2006. COM 2006/231.
- Conant R.T., Ogle S.M., Paul E.A., Paustian K. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation // Front. Ecol. Environ. 2011. Vol. 9. P. 169–173.
<https://doi.org/10.1890/090153>
- Croft H., Kuhn N.J., Anderson K. On the use of remote sensing techniques for monitoring spatio-temporal soil organic carbon dynamics in agricultural systems // Catena. 2012. Vol. 94. P. 64–74.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.01.001>
- Crowther T., Todd-Brown K., Rowe C., et al. Quantifying global soil carbon losses in response to warming // Nature. 2016. Vol. 540. P. 104–108.
<https://doi.org/10.1038/nature20150>
- Friedlingstein P., O'Sullivan M., Jones M.W. et al. Global Carbon Budget 2020 // Earth System Sci. Data. 2020. № 12 (4). P. 3269–3340.
<https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>
- Gomez C., Viscarra Rossel R.A., McBratney A.B. Soil organic carbon prediction by hyperspectral remote sensing and field vis-NIR spectroscopy: an Australian case study // Geoderma. 2008. Vol. 146. № 3–4. P. 403–411.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.06.011>
- Hamzehpour N., Hossein Shafizadeh-Moghadam, Roozbeh Valavi. Exploring the driving forces and digital mapping of soil organic carbon using remote sensing and soil texture // Catena. 2019. Vol. 182. № 104141.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104141>
- Irons J.R., Weismiller R.A., Petersen G.W. Soil Reflectance // Theory and Applications of Optical Remote Sens. / G. Asrar (Ed.). USA, N.Y.: John Wiley and Sons, 1989. P. 66–106.
- IUCN 2015. Land Degradation Neutrality: implications and opportunities for conservation, Technical Brief. 2nd Ed. Nairobi: IUCN, 2015. 19 p.
- IUSS Working Group WRB (2015). World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resources Reports № 106. Rome: FAO.
- Karelin D.V., Goryachkin S.V., Kudikov A.V., Lopes de Gerenu V.O., Lunin V.N., Dolgikh A.V., Lyuri D.I. Changes in Carbon Pool and CO₂ Emission in the Course of Postagrogenic Succession on Gray Soils (Luvic Phaeozems) in European Russia // Eurasian Soil Sci. 2017. Vol. 50. № 5. P. 559–572.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317050076>
- Ladoni M., Bahrami H.A., Alavipanah S.K. Estimating soil organic carbon from soil reflectance: a review // Precision Agriculture. 2010. Vol. 11. P. 82–99.
<https://doi.org/10.1007/s11119-009-9123-3>
- Lamichhane S., Kumar L., Wilson B. Digital soil mapping algorithms and covariates for soil organic carbon mapping and their implications: A review // Geoderma. 2019. Vol. 352. P. 395–413.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.031>
- Lu D., Li G., Valladares G.S., Batistella M. Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS // Land Degradation and Develop. 2004. Vol. 15. P. 499–512.
<https://doi.org/10.1002/ldr.634>
- Mondal A., Khare D., Kundu S., Mondal S., Mukherjee S., Mukhopadhyay A. Spatial soil organic carbon (SOC) prediction by regression kriging using remote sensing data // The Egyptian J. Remote Sens. and Space Sci. 2017. Vol. 20. P. 61–70.
<https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.06.004>
- Moore I.D., Grayson R.B., Ladson A.R. Digital terrain modelling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications // Hydrol. Processes. 1991. № 5. P. 3–30.
<https://doi.org/10.1002/HYP.3360050103>

- Scharlemann J.P.W., Tanner E.V.J., Hiederer R., Kapos V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool // *Carbon management*. 2014. Vol. 5. Iss. 1. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schillaci C., Acutis M., Lombardo L., Lipani A., Fantappiè M., Märker M., Saia S. Spatio-temporal topsoil organic carbon mapping of a semi-arid Mediterranean region: The role of land use, soil texture, topographic indices and the influence of remote sensing data to modelling // *Sci. of the Total Environ.* 2017. Vol. 601–602. P. 821–832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.239>
- Schulze D.G., Nagel J.L., Van Scoyoc G.E., Henderson T.L., Baumgardner M.F., Scott D.E. Significance of Organic Matter in Determining Soil Colors – SSSA Special Publication (Soil Sci. Society of America). 1993. P. 71–90. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub31.c5>
- Schwanghart W., Jarmer T. Linking spatial patterns of soil organic carbon to topography – A case study from south-eastern Spain // *Geomorphology*. 2011. Vol. 126. P. 252–263. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.11.008>
- Singh J.S., Gupta V.K. Soil microbial biomass: A key soil driver in management of ecosystem functioning // *Sci. of the Total Environ.* 2018. Vol. 634. P. 497–500.
- Suleymanov A., Gabbasova I., Suleymanov R., Abakumov E., Polyakov V., Liebelt P. Mapping soil organic carbon under erosion processes using remote sensing // *Hungarian Geogr. Bul.* 2021. Vol. 70. № 1. P. 49–64. <https://doi.org/10.15201/hungeobull.70.1.4>
- Vrieling A. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review // *Catena*. 2006. Vol. 65. P. 2–18. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.10.005>
- Wang K., Qi Y., Guo W., Zhang J., Chang Q. Retrieval and Mapping of Soil Organic Carbon Using Sentinel-2A Spectral Images from Bare Cropland in Autumn // *Remote Sens.* 2021. Vol. 13. P. 1072. <https://doi.org/10.3390/rs13061072>
- Wei Jb., Xiao Dn., Zhang Xy., Li Xy. Topography and land use effects on the spatial variation of soil organic carbon: A case study in a typical small watershed of the black soil region in northeast China // *Eurasian Soil Sci.* 2008. Vol. 41. P. 39–47. <https://doi.org/10.1134/S1064229308010055>
- Takata Y., Funakawa S., Akshalov K., Ishida N., Kosaki T. Spatial prediction of soil organic matter in northern Kazakhstan based on topographic and vegetation information // *Soil Sci. and Plant Nutrition*. 2007. Vol. 53. P. 289–299. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00142.x>

Soil Microbial Activity and Chemical Properties in Relation to the Topographic Position of Chernozem Arable Lands

D. V. Karelin¹ and P. R. Tsymbarovich^{1, *}

¹*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

*e-mail: petr@tsymbarovich.ru

The need to automate and simplify the spatial and temporal monitoring of economically important soil characteristics, in particular the carbon content of intensively used lands, dictates the continued search for relatively simple ways of their remote evaluation. We discovered medium-strength significant relations of LS-factor (Slope Length and Steepness factor; erosion potential of the relief), and soil characteristics as a result of a statistical analysis of field observations, laboratory experiments, and digital elevation models obtained from space remote sensing data. Surface data were obtained from model transects located in different relief positions of long-term arable chernozems (Kursk Oblast, Russia). These relationships are expressed in decreased content of the key nutrients and compounds (SOC, nitrogen, and water), as well as in reduced presence and altered activity of soil microbiota. We assume that the main reason for this is water erosion and less water availability on steeper slopes. Based on our results, we believe that LS-factor calculated on the basis of satellite remote sensing data is applicable for evaluation of erosion hazard, as well as for prediction of carbon content and other related significant physical, chemical, and biological indicators of the state of perennial arable haplic chernozems for a large spatial scale. At the same time, we found that the spectral characteristics of the soil surface obtained from remote sensing data are less applicable for these purposes. This is due to the dependence of the obtained satellite data on the survey conditions (weather, soil tillage techniques, vegetation cover characteristics) and the limitations imposed by the insufficient resolution of the available satellite images.

Keywords: haplic chernozems, LS-factor, soil carbon content, microbial biomass, basal and substrate induced respiration, Earth remote sensing, slope steepness, digital terrain model, Russia

REFERENCES

- Ananyeva N.D., Susyan E.A., Chernova O.V., Wirth S. Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia. *Eur. J. Soil Biol.*, 2008, vol. 44, no. 2, pp. 147–157. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.05.002>
- Anderson J., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 1978, vol. 10, pp. 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
- Angelopoulou T., Tziolas N., Balafoutis A., Zalidis G., Bochtis D. Remote sensing techniques for soil organic carbon estimation: A review. *Remote Sens.*, 2019,

- vol. 11, 676.
<https://doi.org/0.3390/rs11060676>
- Baumgardner M.F., Kristof S., Johannsen C.J., Zachary A. Effects of organic matter on the multispectral properties of soils. *Indiana Acad. Sci.*, 1970, vol. 79, pp. 413–422.
- Buryak Zh.A. Improving approaches to assessing the erosion hazard of agricultural landscapes using GIS technologies. *Nauchn. Vedomosti BelGU. Ser.: Estestvennye Nauki*, 2014, vol. 23 (194), pp. 140–146. (In Russ.).
- Chen F., Kissel D.E., West L.T., Adkins W. Field-scale mapping of surface soil organic carbon using remotely sensed imagery. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2000, vol. 64, pp. 746–753.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642746x>
- COM 2006/231. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection. Brussels: Commission of the European Communities, 2006.
- Conant R.T., Ogle S.M., Paul E.A., Paustian K. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Front. Ecol. Environ.*, 2011, vol. 9, pp. 169–173.
<https://doi.org/10.1890/090153>
- Croft H., Kuhn N.J., Anderson K. On the use of remote sensing techniques for monitoring spatio-temporal soil organic carbon dynamics in agricultural systems. *Catena*, 2012, vol. 94, pp. 64–74.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.01.001>
- Crowther T., Todd-Brown K., Rowe C. et al. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 2016, vol. 540, pp. 104–108.
<https://doi.org/10.1038/nature20150>
- Friedlingstein P., O'Sullivan M., Jones M.W. et al. Global carbon budget 2020. *Earth Syst. Sci. Data*, 2020, vol. 12, no. 4, pp. 3269–3340.
<https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>
- Gomez C., Viscarra Rossel R.A., McBratney A.B. Soil organic carbon prediction by hyperspectral remote sensing and field vis-NIR spectroscopy: An Australian case study. *Geoderma*, 2008, vol. 146, nos. 3–4, pp. 403–411.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.06.011>
- Hamzehpour N., Shafizadeh-Moghadam H., Valavi R. Exploring the driving forces and digital mapping of soil organic carbon using remote sensing and soil texture. *Catena*, 2019, vol. 182, 104141.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104141>
- Irons J.R., Weismiller R.A., Petersen G.W. Soil reflectance. In *Theory and Applications of Optical Remote Sensing*. Asrar G., Ed. N.Y.: J. Wiley & Sons, Inc., 1989, pp. 66–106.
- IUSS Working Group WRB. *World Reference Base for Soil Resources 2014. Update 2015. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps*. World Soil Resources Reports, no. 106. Rome: FAO, 2015. 192 p.
- Ivashchenko K.V. Abundance and respiratory activity of the soil microbial community during anthropogenic transformation of terrestrial ecosystems. *Cand. Sci. (Biol.) Dissertation*. Pushchino, 2017. 205 p.
- Karelin D.V., Goryachkin S.V., Kudikov A.V., Lopes de Gerenu V.O., Lunin V.N., Dolgikh A.V., Lyuri D.I. Changes in carbon pool and CO₂ emission in the course of postagrogenic succession on gray soils (Luvic Phaeozems) in European Russia. *Eurasian Soil Sci.*, 2017, vol. 50, no. 5, pp. 559–572.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317050076>
- Ladoni M., Bahrami H.A., Alavipanah S.K., Norouzi A.A. Estimating soil organic carbon from soil reflectance: A review. *Precis. Agric.*, 2010, vol. 11, pp. 82–99.
<https://doi.org/10.1007/s11119-009-9123-3>
- Lamichhane S., Kumar L., Wilson B. Digital soil mapping algorithms and covariates for soil organic carbon mapping and their implications: A review. *Geoderma*, 2019, vol. 352, pp. 395–413.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.031>
- Land Degradation Neutrality: Implications and Opportunities for Conservation. Technical Brief*. Nairobi: IUCN, 2015, 2nd ed. 19 p.
- Lu D., Li G., Valladares G.S., Batistella M. Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degrad. Dev.*, 2004, vol. 15, pp. 499–512.
<https://doi.org/10.1002/ldr.634>
- Lyuri D.I., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Denisenko E.A., Nefedova T.G. *Dinamika sel'skokhozyaistvennykh zemel' Rossii v XX veke i postagrogennoe vosstanovlenie rastitel'nosti i pochv* [Dynamics of Agricultural Lands in Russia in the Twentieth Century and Postagrogenic Restoration of Vegetation and Soils]. Moscow: GEOS Publ., 2010. 412 p.
- Mamontov V.G., Kogut B.M., Rodionova L.P., Rzhkov O.V. Influence of agricultural using on the structural condition of typical Chernozem and content of organic carbon in aggregates of different sizes and quality. *Izv. Timiryazev. S-Kh. Akad.*, 2016, vol. 6, pp. 22–31. (In Russ.).
- Mondal A., Khare D., Kundu S., Mondal S., Mukherjee S., Mukhopadhyay A. Spatial soil organic carbon (SOC) prediction by regression kriging using remote sensing data. *Egypt. J. Remote Sens. Space Sci.* 2017, vol. 20, pp. 61–70.
<https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2016.06.004>
- Moore I.D., Grayson R.B., Ladson A.R. Digital terrain modeling: A review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrol. Process.*, 1991, vol. 5, pp. 3–30.
<https://doi.org/10.1002/HYP.3360050103>
- Plotnikova O.O. The role of shallow-water flow transport capacity in transformation of some properties of surface horizons of the eroded typical Chernozem (Kursk region). *Cand. Sci. (Biol.) Dissertation*. Moscow: Moscow State Univ., 2020. 224 p.
- Scharlemann J.P.W., Tanner E.V.J., Hiederer R., Kapos V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag.*, 2014, vol. 5, no. 1, pp. 81–91.
<https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schillaci C., Acutis M., Lombardo L., Lipani A., Fantapiè M., Märker M., Saia S. Spatio-temporal topsoil organic carbon mapping of a semi-arid Mediterranean region: The role of land use, soil texture, topographic indices and the influence of remote sensing data to

- modelling. *Sci. Total Environ.*, 2017, vols. 601–602, pp. 821–832.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.239>
- Schulze D.G., Nagel J.L., Van Scoyoc G.E., Henderson T.L., Baumgardner M.F., Scott D.E. Significance of organic matter in determining soil colors. In *Soil Color*. Bigham J.M., Ciolkosz E.J., Eds. The Soil Science Society of America, 1993, pp. 71–90.
<https://doi.org/10.2136/sssaspecpub31.c5>
- Schwanghart W., Jarmer T. Linking spatial patterns of soil organic carbon to topography – A case study from south-eastern Spain. *Geomorphology*, 2011, vol. 126, nos. 1–2, pp. 252–263.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.11.008>
- Singh J.S., Gupta V.K. Soil microbial biomass: A key soil driver in management of ecosystem functioning. *Sci. Total Environ.*, 2018, vol. 634, pp. 497–500.
- Suleymanov A., Gabbasova I., Suleymanov R., Abakumov E., Polyakov V., Liebelt P. Mapping soil organic carbon under erosion processes using remote sensing. *Hungarian Geogr. Bull.*, 2021, vol. 70, no. 1, pp. 49–64.
<https://doi.org/10.15201/hungeobull.70.1.4>
- Sushko S.V. Carbon dioxide emission and microbial respiration of soils of different ecosystems of the subtaiga and forest-steppe (Moscow and Kursk regions). *Cand. Sci. (Biol.) Dissertation*. Moscow: Moscow State Univ., 2019. 137 p.
- Takata Y., Funakawa S., Akshalov K., Ishida N., Kosaki T. Spatial prediction of soil organic matter in northern Kazakhstan based on topographic and vegetation information. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 2007, vol. 53, pp. 289–299.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2007.00142.x>
- Vrieling A. Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. *Catena*, 2006, vol. 65, pp. 2–18.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.10.005>
- Wang K., Qi Y., Guo W., Zhang J., Chang Q. Retrieval and mapping of soil organic carbon using Sentinel-2A spectral images from bare cropland in autumn. *Remote Sens.*, 2021, vol. 13, 1072.
<https://doi.org/10.3390/rs13061072>
- Wei Jb., Xiao Dn., Zhang Xy., Li Xy. Topography and land use effects on the spatial variation of soil organic carbon: A case study in a typical small watershed of the black soil region in northeast China. *Eurasian Soil Sci.*, 2008, vol. 41, pp. 39–47.
<https://doi.org/10.1134/S1064229308010055>