



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

125 лет журналу

Журнал основан в январе 1899 г. На его страницах публикуются оригинальные статьи, обзоры; отражаются различные аспекты теоретических и экспериментальных исследований генезиса, географии, физики, химии, биологии, плодородия почв; освещаются результаты теоретических и экологических исследований в глобальном и региональном планах.



НАУКА

— 1727 —

Российская академия наук

ПОЧВОВЕДЕНИЕ

№ 9 2024 Сентябрь

Основан в январе 1899 г.
Выходит 12 раз в год
ISSN: 0032-180X

*Журнал издается под руководством
Отделения биологических наук РАН*

Главный редактор
П.В. Красильников

Редакционная коллегия:

М.И. Герасимова (*ответственный секретарь*),
А.Н. Геннадиев (*заместитель главного редактора*),
Н.Б. Хитров (*заместитель главного редактора*),
А.О. Алексеев, Б.Ф. Апарин, Р.У. Арнольд (США),
В.Е.Х. Блюм (Австрия), А.Г. Болотов,
К.Б. Гонгальский, С.В. Горячкин, Г. Жан (Китай),
А.Л. Иванов, Э. Костантини (Италия),
В.Н. Кудяров, А. МакБратни (Австралия), О.В. Меняйло,
А. Мермут (Турция), Т.М. Минкина, И.Ю. Савин,
А.Л. Степанов, А. Хартеминк (США),
С.Н. Чуков, Е.В. Шеин, К. Штар (Германия),
С.А. Шоба, А.С. Яковлев

Зав. редакцией Е.В. Манахова

E-mail: esoils@yandex.ru

Адрес редакции: 119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12

Москва
ФГБУ «Издательство «Наука»

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 9, 2024

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Эрозионно-аккумулятивная структура почвенного покрова
сухостепного агроландшафта, Ростовская область

Н. Б. Хитров, Е. И. Кравченко, Д. И. Рухович, П. В. Королева 1147

ХИМИЯ ПОЧВ

Влияние различных факторов на оценку общей щелочности почв
на карбонатных породах

Е. В. Ванчикова, Е. В. Шамрикова, Е. В. Кызьюрова, Е. В. Жангуров 1174

ФИЗИКА ПОЧВ

Физически обоснованная термодинамическая модель основной
гидрофизической характеристики почв для всего диапазона влажности

А. В. Смагин 1191

МИНЕРАЛОГИЯ И МИКРОМОРФОЛОГИЯ ПОЧВ

Соединения железа в степных почвах Восточно-Европейской равнины,
связь с почвенными процессами и палеоклиматические аспекты

В. В. Малышев, А. О. Алексеев 1207

ЭРОЗИЯ ПОЧВ

Компонентный состав органического вещества и биологические показатели почв
разной степени смытости и намытости на малом водосборе в центральной лесостепи
Среднерусской возвышенности

*Ю. Р. Фарходов, Д. А. Никитин, Н. В. Ярославцева,
С. В. Максимович, А. Р. Зиганишина, И. В. Данилин,
В. А. Холодов, М. В. Семенов, А. П. Жидкин* 1222

Противоэрозионные мероприятия на сельскохозяйственных угодьях в России (обзор)

*А. П. Жидкин, А. В. Хирк, В. Н. Щепотьев,
Д. В. Фомичева, Д. В. Жуйков* 1237

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Оценка изменений чернобыльского загрязнения и темпов смыва пахотных почв
путем повторного обследования

*М. М. Иванов, Н. Н. Иванова, В. Н. Голосов,
А. А. Усачева, Г. А. Смолина, Д. В. Фомичева* 1251

Оценка загрязнения городской почвенно-растительной системы
с применением интегральных показателей

А. П. Хаустов, М. М. Редина 1263

Керосиновое топливо как источник загрязнения почвы (обзор)

Т. В. Королева, И. Н. Семенов, С. А. Леднев, О. С. Солдатова 1275

Contents

No 9, 2024

GENESIS AND GEOGRAPHY OF SOILS

Erosion-Accumulative Soil Cover Pattern of Dry-Steppe Agricultural Landscape,
Rostov Region

N. B. Khitrov, E. I. Kravchenko, D. I. Rukhovich, and P. V. Koroleva 1147

SOIL CHEMISTRY

Influence of Various Factors on the Assessment of the Total Alkalinity
of Soils on Carbonate Rocks

E. V. Vanchikova, E. V. Shamrikova, E. V. Kyzurova, and E. V. Zhangurov 1174

SOIL PHYSICS

Physically Based Thermodynamic Model of Soil Water Retention Curve
for the Entire Moisture Range

A. V. Smagin 1191

SOIL MINERALOGY AND MICROMORPHOLOGY

Iron Compounds in Steppe Soils of the East European Plain, Connection
with Soil Processes and Paleoclimatic Aspects

V. V. Malyshev, and A. O. Alekseev 1207

SOIL EROSION

Composition of Organic Matter and Biological Properties of Eroded Soils
and Sediments in a Small Catchment in the Central Forest-Steppe Zone
of the Central Russian Upland

*Yu. R. Farkhodov, D. A. Nikitin, N. V. Yaroslavtseva,
S. V. Maksimovich, A. R. Ziganshina, I. V. Danilin,
V. A. Kholodov, M. V. Semenov, and A. P. Zhidkin* 1222

Erosion Control Measures on Agricultural Land in Russia (Review)

*A. P. Zhidkin, A. V. Khirk, V. N. Shepotiev,
D. V. Fomicheva, and D. V. Zhuikov* 1237

DEGRADATION, REHABILITATION, AND CONSERVATION OF SOILS

Assessment of Changes in Chernobyl Contamination and Erosion Rates
Within Cultivated Slopes Using Soil Re-Sampling Method

*M. M. Ivanov, N. N. Ivanova, V. N. Golosov,
A. A. Usacheva, G. A. Smolina, and D. V. Fomicheva* 1251

Assessment of the Transport Load on the Soil-Plant System Based
on Integrated Indicators of Pollution of Natural Environments

A. P. Khaustov, and M. M. Redina 1263

Jet-fuel as a Source of Soil Pollution (Review)

T. V. Koroleva, I. N. Semenov, S. A. Lednev, and O. S. Soldatova 1275

ЭРОЗИОННО-АККУМУЛЯТИВНАЯ СТРУКТУРА ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА СУХОСТЕПНОГО АГРОЛАНДШАФТА, РОСТОВСКАЯ ОБЛАСТЬ

© 2024 г. Н. Б. Хитров^{а, *} (<https://orcid.org/0000-0001-5151-5109>),
Е. И. Кравченко^а (<https://orcid.org/0000-0003-4609-5650>),
Д. И. Рухович^а (<https://orcid.org/0000-0002-8002-0698>),
П. В. Королева^а (<https://orcid.org/0009-0000-0689-4621>)

^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия
^{*}*e-mail*: khitrovn@gmail.com

Поступила в редакцию 14.02.2024 г.

После доработки 18.03.2024 г.

Принята к публикации 10.04.2024 г.

Представлены результаты наземного исследования эрозионно-аккумулятивной структуры почвенного покрова ключевого участка и проведена оценка информативности мультिवременных данных дистанционного зондирования открытой поверхности почв для ее выявления и картографирования в зоне распространения темно-каштановых почв. Участок расположен на Миллерово-Морозовской наклонной равнине в пределах Доно-Донецкой холмисто-грядовой равнины, Обливский район Ростовской области. Почвенный покров ключевого участка представлен сочетанием разных вариаций малоконтрастных почв на выпуклых и вогнутых поверхностях в пределах вытянутой гряды и ее склонов, включающих агротемно-каштановые солонцеватые и не-солонцеватые почвы, агроземы (смытые почвы, потерявшие ксерометаморфический горизонт), стратоземы (сильнонамытые почвы). Формирование структуры почвенного покрова обусловлено сочетанием форм мезорельефа и двух видов почвообразующих пород. Карта коэффициента *S* мультिवременной линии почв выявляет неоднородность почвенного покрова, обусловленную проявлением эрозионно-аккумулятивных процессов. На исследуемом ключевом участке существенно отличаются три контрастные почвенные комбинации в виде разных вариаций и сочетания-вариаций, образующие своеобразный каркас структуры почвенного покрова. Почвенные комбинации смытых и намытых почв, расположенные между указанными выше тремя группами почвенных комбинаций, значительно отличаются от соседей, но их интерпретация имеет повышенную неопределенность.

Ключевые слова: темно-каштановые почвы, стратоземы, смытые почвы, слитизированные почвы, *Narlic Kastanozems*, открытая поверхность почв, спектральная окрестность линии почв, мультिवременная линия почв

DOI: 10.31857/S0032180X24090018, **EDN:** WMEEWL

ВВЕДЕНИЕ

Развитие цифровой картографии привело за последние десятилетия к детектированию пространственной неоднородности почвенного покрова на основе новых материалов и методов их обработки [35]. В составлении карт видов деградации почв удастся применить методы обработки больших данных дистанционного зондирования и нейронные сети [92]. Критерием качества новых методов остается анализ наземных

характеристик, получаемых при полевых изысканиях [93].

Существуют различные методы распознавания причин неоднородности почвенного покрова, которые можно сгруппировать по основным принципам исследования: традиционные наземные [26, 44], моделирование [72, 74, 80, 82, 99] на основе обработки цифровых моделей рельефа [4, 19, 23, 46, 97, 98] и климатических данных [89, 94], обработка данных дистанционного зондирования (ДДЗ). При обработке ДДЗ могут использоваться

отдельные снимки [66, 85, 99, 100], внутригодовые ряды [58, 60, 90], мультитременные ряды [65, 66, 76, 78]. При индикации разных почв и их пространственной неоднородности используют как вегетационные индексы, отражающие чаще всего растительный покров [76, 78, 87, 90, 91, 101], так и открытую поверхность почвы [13, 14, 17, 18, 36–38].

Наземные методы трудоемки [26, 44]. Методы моделирования дают потенциальную, а не реальную деградацию почвенного покрова [17]. Вегетационные индексы при детектировании различий почв следует относить к косвенным методам. В связи с трудоемкостью наземных методов, недостатками методов моделирования и косвенных методов, интерес представляют методы обработки ДДЗ по спектральным характеристикам открытой поверхности почвы. Выделение открытой поверхности почвы возможно на ДДЗ в парадигме спектральной окрестности линии почвы (СОЛП). Теория СОЛП изложена в серии работ 2016–2018 гг. [13, 14, 18, 36–38]. Она предполагает возможность выявления пространственной неоднородности почвенного покрова на основе больших спутниковых данных [68, 73], но без использования индикационной ботаники.

Картографирование потенциальной эрозии почв обычно выполняют на основе разных моделей, учитывающих влияние тех или иных факторов на интенсивность смыва, для которых имеются пространственно-распределенные данные. Используют цифровые модели рельефа [15, 22, 64], их изменение во времени [67, 81, 86], а также сопряженные данные разных индексов спектральных характеристик ДДЗ и цифровой модели рельефа [16, 34, 39–41, 53, 99]. В основу многих работ положена модель RUSLE [88], оценивая ее параметры на основе различных наземных и дистанционных материалов [8, 12, 55, 61, 63, 69, 71, 84, 96, 102, 103]. Часто применяют модель WATEM/SEDEM [8, 12, 42, 48, 56, 57, 70, 102, 103], реже – локальные модели гидрологического цикла, оценивающие потери почвы во время ливней и снеготаяния [8, 102, 103]. В ряде работ используют особые подходы к оценке эрозионных процессов: модель комплексной оценки экосистемных сервисов и компромиссов (integrated valuation of ecosystem services and trade-offs (InVEST) model) [79], содержание органического углерода и водоустойчивых агрегатов в почве [59], статистические модели связи климатических индексов засухи и показателей эрозии почв [83], распределенную модель накопления твердых осадков (Sediment Delivery Distributed model – SEDD) в крупном бассейне с учетом источников сноса материала [62]. В специальном обзоре обсуждаются элементы связности и меры по смягчению последствий в 14 моделях эрозии национального, регионального, бассейнового и локального масштабов, используемых в европейских

государствах, а также обращают внимание на необходимость верификации моделей на основе полевых данных [95]. В ряде работ производят калибровку или верификацию моделей, основываясь на оценке скорости почвенной эрозии по измерению содержания ^{137}Cs [57, 70, 102, 103], или методом магнитного трассера [2, 3].

Общие закономерности проявления эрозионно-аккумулятивных процессов в почвенном покрове изложены в работах Соболева, Заславского, Сурмача, Швебса, Каштанова [9, 24, 43, 45, 54]. География современного развития эрозии и дефляции на территории России представлена в работах [20, 21].

Пространственную неоднородность почвенного покрова исследуют на основе теории структуры почвенного покрова (СПП) [5, 25, 49].

Сотрудниками Омского государственного аграрного университета под руководством Я.Р. Рейнгарда выполнена серия работ по исследованию СПП Омской области, где использованы 14 ключевых участков с почвенным картографированием в масштабе 1 : 25 000 [1, 6, 29–32]. В южно-таежной зоне с подзолистыми, глеево-подзолистыми, серыми лесными глеевыми, луговыми, болотными и антропогенно-измененными почвами процессы эрозии и дефляции способствовали увеличению максимального индекса дробности и коэффициента контрастности почвенных комбинаций, уменьшению количества монолитных элементарных почвенных ареалов, увеличению линейных ареалов [1, 30]. Для степной зоны отмечается преимущественное развитие эрозии и/или дефляции в черноземах на гривах с суммарной долей подверженных этим процессам почв, превышающей 50% в изученных СПП [6, 31]. Сравнение показателей СПП участков природных почв с участками, на которых проявляется эрозия, показало уменьшение средних и максимальных размеров ЭПА, увеличение степени дробности СПП, доли вытянутых ЭПА, коэффициента контрастности ЭПА под влиянием эрозии во всех зонах, особенно сильно на полого-волнистых равнинах степи [29, 32].

В Башкортостане ведущим фактором в формировании микроструктур почвенного покрова являются эрозионно-аккумулятивные и суффозионные процессы, интенсивность которых в пространстве оценивали по мощности гумусовых горизонтов и глубине вскипания [7].

На Курской сельскохозяйственной станции установлено сложное топографо-флювиальное водно-эрозионное сочетание черноземов типичных, выщелоченных, перерывных, разной степени эродированности и гумусированности на выпуклых и ровных склонах и лугово-черноземных намывных почвах в ложбинах [47]. Автором в пределах межбалочного водораздела выделено

5 генетических типов микрокомбинаций почвенного покрова в виде комплексов и пятнистостей, два из которых непосредственно обусловлены эрозионно-аккумулятивными процессами [47].

Для территории Прохоровского района Белгородской области были составлены отдельно цифровые карты почвенных комбинаций¹ и карты степени эродированности почв на основе двух независимых моделей и 639 почвенных профилей (в среднем 1 разрез на 110 га) полевого обследования 2016–2017 гг. [8]. Совмещение информации о почвенных комбинациях и степени эродированности почв получено на основе генерализации карты почвенных комбинаций до показа только доминантной почвы в контуре. При этом авторы отмечают высокую информативность полученных цифровых карт эродированности почв. В другой работе сделан сравнительный анализ цифровых способов построения почвенных карт этого района, отражающих участие эродированных почв [42].

На основе детальных исследований латеральной миграции твердофазного вещества почв методом магнитного трассера и крупномасштабного почвенного картографирования малого водосбора в бассейне р. Локна (Тульская область) выделено 7 зон рассеяния и 9 зон аккумуляции твердофазного вещества в почвенном покрове [3]. Зоны рассеяния расположены на водоразделе, длинных пологих, выпуклых или крутых склонах и представлены черноземами глинисто-иллювиальными оподзоленными и их смытыми вариантами, диагностируемыми как разные агрозоны темные. Зоны аккумуляции помимо днища балки со стратоземами и вогнутых поверхностей со стратифицированными почвами встречаются на склонах, образуя волнообразную структуру смены зон аккумуляции и рассеяния [3].

Цель работы – представить результаты наземного исследования эрозионно-аккумулятивной СПП ключевого участка и провести оценку информативности мультिवременных ДДЗ для ее выявления и картографирования в зоне распространения темно-каштановых почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Ключевой участок расположен на территории ООО “Красная Звезда” Обливского района Ростовской области в 5 км на юго-запад от хутора Сиволобов (рис. 1).

Территория входит в Миллерово-Морозовскую наклонную равнину в пределах Доно-Донецкой холмисто-грядовой равнины [28]. Равнина пред-

ставляет собой увалисто-волнистую равнину с отметками 100–180 м, расчлененную балками, оврагами, на водоразделах слабодренированную, местами бессточную, с глубоким залеганием грунтовых вод – более 10 м. Равнина покрыта мощной толщей желто-бурых лёссовидных суглинков, на востоке – красно-бурых суглинков и глин. Локально породы засолены с 1.5–2 м. С запада на восток в почвенном покрове происходит смена южных черноземов на темно-каштановые почвы. Последние являются доминирующими почвами на исследуемом ключевом участке.

Поле размером 2 × 2 км, в пределах которого был выбран ключевой участок, пересекает гряда, возвышающаяся на 23 м с южной и на 10 м с северной стороны. Гряда простирается с востока на запад. Водораздельное пространство слабовыпуклое шириной около 100 м. Южный склон гряды более крутой с общим средним уклоном 0.036 (2.06°). В наиболее крутой части со средним уклоном 0.08 (4.57°) и шириной около 200 м он осложнен серией эрозионных ложбин, расположенных вдоль склона перпендикулярно относительно линии водораздела и параллельно между собой. Северный склон имеет общий средний уклон 0.019 (1.09°). Он рассечен древовидными ложбинами, верховья которых закладываются на узком относительно крутом участке склона (уклон до 0.06 или 3.43°). Сами ложбины расположены ниже, преимущественно на пологой части с уклоном около 0.01 (0.57°). Ключевой участок имеет площадь 51 га. Уклоны поверхности получены на основе нивелирного хода, пересекающего гряду с севера на юг.

При обследовании в июле 2022 г. было сделано 39 точек опробования, в виде почвенных разрезов с дополнительным бурением до глубины 2–3 м. Положение почвенных разрезов планировалось в камеральных условиях до начала полевых работ на основе трех типов дистанционных материалов: (1) рельефа по SRTM; (2) космического снимка высокого разрешения, на котором ясно отражена сеть ложбин; (3) карты коэффициента *S* мультिवременной линии почв. Выход в поле на точку сделан с помощью приемника GPS по географическим координатам, полученным в ГИС в камеральный период. Разрезы заложили на 9 гипсометрических уровнях в виде трансект поперек общего склона, характеризуя ареалы ложбин и территории между ними по снимку высокого разрешения и пикселям с разными значениями коэффициента *S* мультिवременной линии почв. Уровни 1–4 расположены на склоне северной экспозиции, уровень 5 – водораздел гряды, уровни 6–9 находятся на склоне южной экспозиции.

Расчет коэффициента *S* мультिवременной линии почвы базируется на теории спектральной окрестности линии почв (СОЛП – spectral neighborhood of the soil line (SNSL)) [37, 38].

¹ Авторы [8] предпочли термин “почвенные ассоциации” вместо привычного термина “почвенные комбинации”, предложенного Фридландом [49] и широко используемого в России при исследовании структуры почвенного покрова.

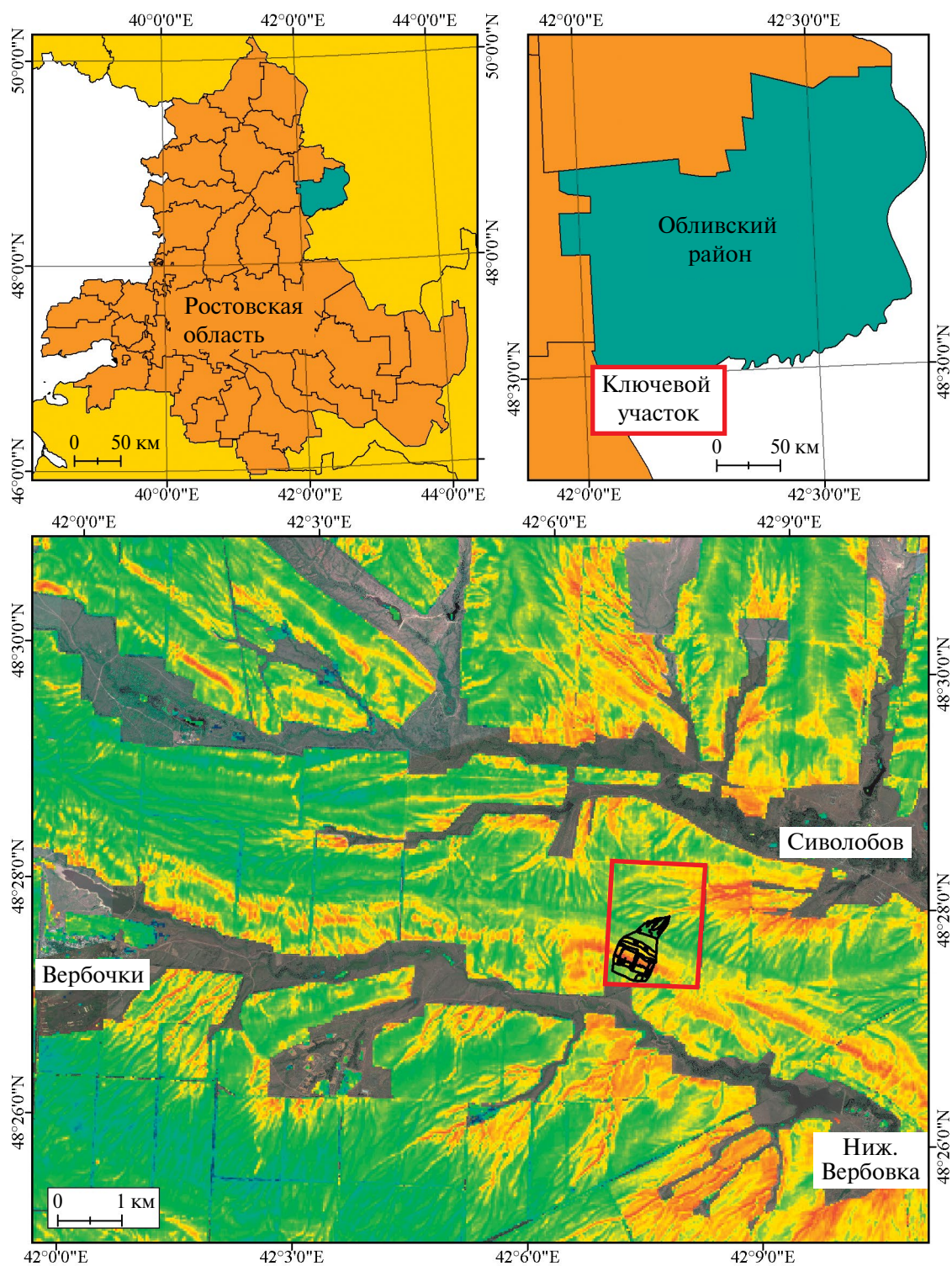


Рис. 1. Фактическое расположение ключевого участка в Обливском районе Ростовской области. Внизу карта коэффициента *C* мультитременной линии почвы.

Характеристики открытой поверхности почвы (ОПП) группируются в спектральном пространстве RED-NIR в особую эллиптическую область, которую нельзя выделить с использованием теории и практики вегетационных индексов [13]. При выделении характеристик ОПП в СОЛП на всех пригодных для решения этой задачи снимках Landsat 4, 5, 7, 8, 9 появляется возможность построения в спектральной плоскости для каждого пикселя Landsat (30×30 м) области распределения значений RED-NIR во временном интервале с 1984 г. по настоящее время. Для этого используют десятки возможных значений на сотнях кадров ДДЗ за 37 лет для каждого пикселя. Область распределения во всем временном интервале описывается эллипсом так же, как ОПП отдельного снимка [92, 93]. Большая ось эллипса является мультिवременной линией почвы, а точнее отрезком в спектральной мультिवременной плоскости. Центр эллипса (середина отрезка мультिवременной линии почвы) хорошо отражает взаиморасположение эллипсов мультिवременных значений ОПП различных почв [14]. В данной работе использована одна из характеристик эллипса мультिवременных значений ОПП — удаленность центра эллипса от начала координат спектральной плоскости RED-NIR. Удаленность центра эллипса введена как коэффициент *C* мультिवременной линии почвы. На рис. 1 приведена карта значений коэффициента *C* на территории Морозовского и Обливского районов Ростовской области.

Образцы из 15 разрезов отбирали по всему профилю почв и пород (около 200 шт.) для анализа солевых характеристик. Дополнительно в 16 разрезах образцы брали только из пахотных горизонтов 0–20 см для агрохимической характеристики.

Диагностику почв выполняли по трем классификациям: СССР (далее К-1977) [10], России (далее РК-2004(22)) [11, 27, 50, 51], международной (далее WRB-2015) [75].

Содержание гумуса определяли методом Тюрина, карбонатов — методикой Козловского [33] в Испытательном лабораторном центре Федерального исследовательского центра “Почвенный институт им. В.В. Докучаева”.

Для оценки засоленности почвы был использован потенциометрический метод. Измерение иономером Экотест-2000, ионоселективными электродами ЭКОМ-Na, ЭКОМ-Sa, ЭКОМ-Si в паре с вспомогательным в почвенных пастах с влажностью 45–50% [33]. Степень засоления оценивали по активности Na по следующей шкале: <15–20 ммоль/л (в зависимости от химизма) — незасоленный горизонт, 15(20)–50 ммоль/л — слабая степень, 50–150 ммоль/л — средняя степень, 150–300 — сильная степень, >300 ммоль/л — очень сильная степень засоления [24].

Почвенные карты участка с отражением структуры почвенного покрова строили в ручном варианте в QGIS на основе информации о почвах в 39 разрезах, изображения общедоступного космического снимка высокого разрешения и рельефа (рис. 2, табл.1). Растровый слой значений коэффициента *C* мультिवременной линии почв для этого не использовали, чтобы была возможность оценить его информативность для картографирования почв.

Статистическую обработку данных выполняли в MS Excel.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Структура почвенного покрова участка. На ключевом участке фоновыми являются темно-каштановые пахотные тяжелосуглинистые и глинистые почвы (агротемно-каштановые по РК-2004(22) или Haplic Kastanozems (Aric, Loamic) по WRB). На наиболее крутой части южного склона развиты средне- и сильноосмытые почвы — агроземы аккумулятивно-карбонатные. В шлейфовом поясе южного склона встречаются очень сильно намытые почвы — стратоземы темногомусированные. Разнообразие компонентов почвенного покрова определяется комбинацией следующих диагностических признаков: (1) солонцеватость (квалификаторы WRB — Luvisc, Protosodic); (2) темная языковатость, обусловленная засыпкой материала темногомусового горизонта в периодически открывающиеся трещины (Tonguic); (3) слитизированность (Vertic); (4) разный карбонатный профиль по глубине вскипания от HCl (в WRB нет соответствующих квалификаторов); (5) квазиглееватость в нижней части профиля; (6) наличие гипсовых новообразований — гипсодержащие; (7) наличие карбонатно-гумусированного намытого материала — стратифицированность (Novic); (8) глинистая иллювирированность, обусловленная процессами выщелачивания, — признак глинисто-иллювирированный (i) и горизонт глинисто-иллювиальный BI (Luvisc); (9) засоленность в нижней части профиля — глубокосолончаковатые (Bathyprotosalic). Обратим внимание, что до сих пор в зоне распространения темно-каштановых почв слитизированные подпиты не были выявлены [52].

Структура почвенного покрова представлена сочетанием разных вариаций малококонтрастных почв на выпуклых и вогнутых поверхностях в пределах более крупной формы рельефа, а также однородных в классификационном отношении элементарных почвенных ареалов. Расположение контуров почвенной карты обусловлено мезорельефом и почвообразующими породами. Вытянутая в субширотном направлении гряда делит ключевой участок на три сильно отличающиеся части: (1) узкое водораздельное пространство посередине участка, (2) южный (общий средний уклон 0.036° или 2.06°)

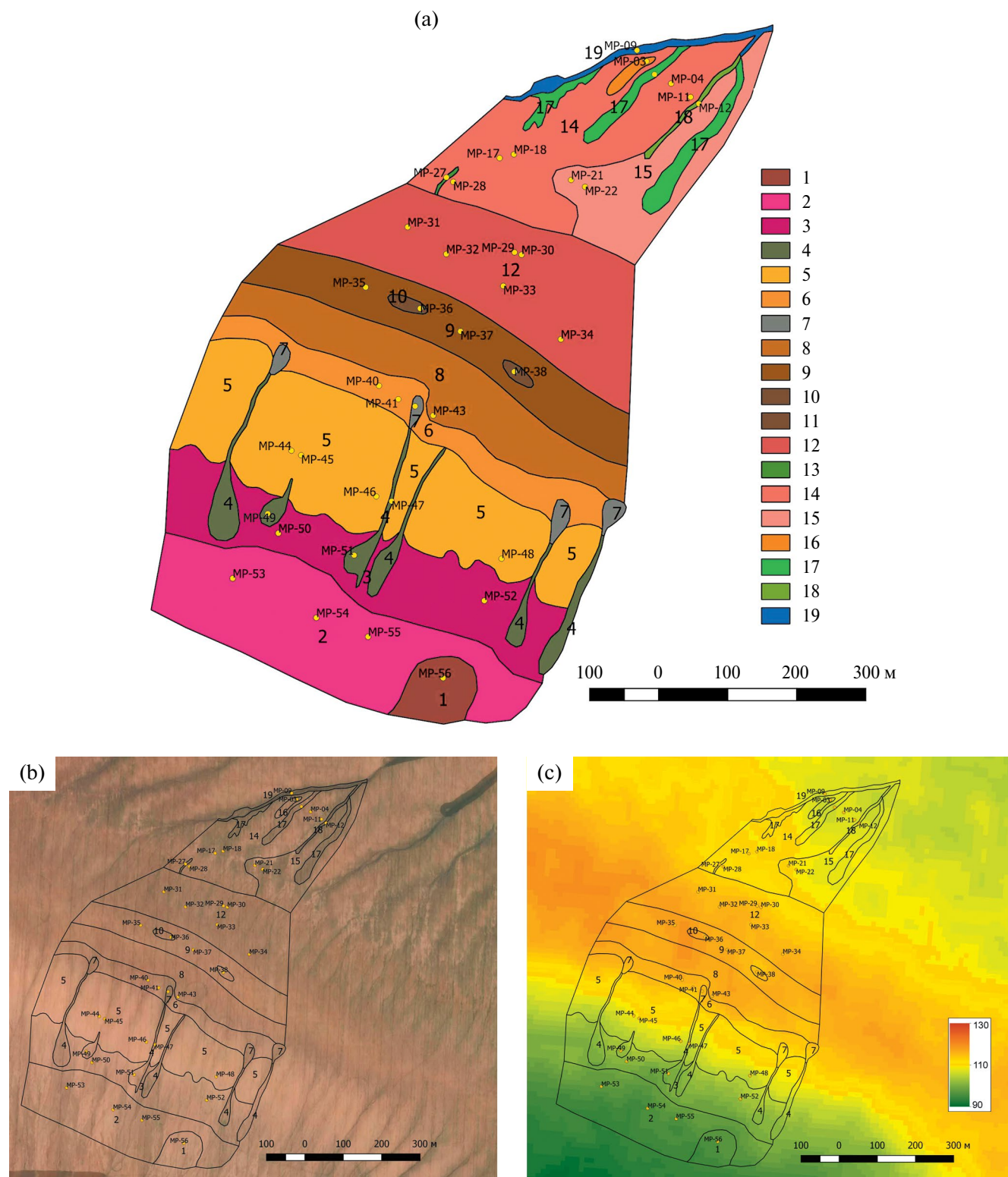


Рис. 2. Эрозионно-аккумулятивная структура почвенного покрова ключевого участка возле хутора Сиволобов: (а) – почвенная карта; (б) – контурная часть почвенной карты на фоне космического снимка высокого разрешения из открытых источников; (с) – на фоне рельефа. Цифры 1–19 – номера почвенных комбинаций (см. табл. 1); точки с подписями MP-03...MP-56 – почвенные разрезы.

Таблица 1. Легенда почвенной карты ключевого участка с эрозионно-аккумулятивной структурой почвенного покрова, юго-западнее хутора Си-волобов, Обливский район, Ростовская область

№ на карте	Почвы	Гранулометрический состав	Породы	Геоморфологическое положение	Вариант профиля почв	Площадь	
						га	%
1	Агротемно-каштановые темноязыковатые сегрегационные глинисто-иллювирированные высоко-вскипающие глубокогогиссодержающие глубококват-зиглееватые тяжелосуглинистые почвы	Тяжелосуглинистые	Желто-бурые суглинки	Пологий склон ниже шлейфа южного склона	PU–AB(ca)–BMKca,yu–BCAnc,yu–BCAnc,i–BCca,i–Cca,cs,q	0.89	1.7
2	Вариация агротемно-каштановых карбонатно-гумусово-стратифицированных темноязыковатых тяжелосуглинистых почв, отличающихся карбонатным профилем: (а) профильно-карбонатных со вскипанием во всех горизонтах, (б) с сохранившимися горизонтами АВ и ВМКуч, не имеющими вскипания от НС1, между пахотным горизонтом, содержащим намытый карбонатно-гумусовый материал, и исходными природными карбонатными горизонтами средней и нижней частей профиля	Тяжелосуглинистые	Желто-бурые суглинки	Пологий склон ниже шлейфа южного склона	(а) PU1ca,rh–PU2ca,rh–PU3(ca)–AB(ca)–BMKca,yu–BCAnc; (б) PU1ca,rh–PU2ca,rh–AB–BMKyu–BMKca,yu–BCAnc,yu–BCAnc	6.56	12.8
3	Вариация агротемно-каштановых карбонатно-гумусово-стратифицированных тяжелосуглинистых почв, имеющих не вскипающий гор. АУ ниже карбонатного пахотного и отличающихся горизонтами средней части профиля, на шлейфовом поясе южного склона: (а) фоновые почвы на ровных и выпуклых в поперечном направлении элементах рельефа с наличием гор. ВМК; (б) почвы в ложбинах с отсутствием гор. ВМК	Тяжелосуглинистые	Желто-бурые суглинки	Шлейфовый пояс южного склона	(а) PU1ca,rh–PU2ca,rh–PU3ca,rh–AUpa–ABca–BMKca–BCAnc–BCca–BCca,cs; (б) PU1ca,rh–PU2ca,rh–AU–ABca–Vca,yu–BCAnc–BCca	5.04	9.9
4	Вариация агростратоземов карбонатно-темногумусированных на погребенных почвах с разным профилем	Тяжелосуглинистые	Желто-бурые суглинки	Ложбины крутой части и шлейфового пояса южного склона	(а) PU1ca,rh–PU2ca,rh–RAu,ca–RAu,ca,nc–BCAnc; (б) PU1ca,rh–PU2ca,rh–RAu,ca–RAu,ca,nc–ABca–BCAnc–BCca,q–Cca,q; (в) PU1ca,rh–PU2ca,rh–RAu,ca–ABca–BCAnc	1.5	2.9
5	Вариация агроземов аккумулятивно-карбонатных (силыносмытых почв) с разными профилями: (а) поверхностно-вскипающих солонцеватых гипс-содержащих глубокогогиссоначковатых на выпуклых частях склона; (б) поверхностно-вскипающих темноязыковатых на слабовыпуклых и ровных частях склона; (в) высоковскипающих глубокогогис-содержащих в днищах слабовыраженных ложбин	Тяжелосуглинистые	Желто-бурые суглинки	Крутая часть южного склона, включающая разные элементы: (а) выпуклые; (б) слабовыпуклые и ровные; (в) днища слабовыраженных ложбин	(а) Pca–BCAnc,sn–BCca,sn–Cca,cs; (б) P1ca–P2ca–Vca,yu–BCAnc; (в) P1–P2–P3–BCAnc–BCca–Cca,cs	9.15	17.9

Продолжение табл. 1

№ на карте	Почвы	Гранулометрический состав	Породы	Геоморфологическое положение	Вариант профиля почв	Площадь
6	Вариация агроземов темных аккумулятивно-сегрегационно-карбонатных профильно-вскипаяющих глубокогипсодержащих глубокосолончаковых с варьирующей мощностью гор. ВСАnc и глубиной верхней границы появления гипса	Глинистые	Бурые глины	Верхняя часть крутого южного склона	PU1ca—PU2ca—BCAnc—BCca—Cca,cs	2.56 5
7	Агрогемногумусовые карбонатно-гумусово-стратифицированные слитизированные сегрегационно-карбонатные поверхностно-вскипаяющие почвы	Глинистые	Бурые глины	Вогнутые расширения верховий (амфи-театры) ложбин южного склона	PUca,rh—AU—AUv—ABca,v—ABca,nc,v—BCAnc—BCca—Cca,mc	0.37 0.7
8	Вариация агрогемно-каштановых солонцеватых сегрегационных профильно-вскипаяющих глубоко ипсодержащих почв разного гранулометрического состава	Тяжелосуглинистые и глинистые	Желто-бурые суглинки и бурые глины	Приводораздельная пологая часть южного склона	PUca—BMKca,sn—BCAnc,sn—BCAnc—BCca—Cca,cs—Cca	4.2 8.2
9	Вариация агрогемно-каштановых солонцеватых темнотычиловатых сегрегационных профильно-вскипаяющих глубокогипсодержащих глубококвализирующих глинистых почв с отсутствием и наличием недиагностического горизонта Vca,sn,yu	Глинистые	Бурые глины различной мощности, подстилаемые с 100—180 см тяжелыми суглинками	Узкое водораздельное пространство вытянутой гряды	(a) PUca—BMKca,sn,yu—BCAnc,sn,yu—BCca,q—2Cca—2Cca,cs; (б) PUca—BMKca,sn,yu—Vca,sn,yu—BCAnc,yu—BCca—Cca,q—Cca,q,cs	4.11 8
10	Агрогемно-каштановые солонцеватые темнотычиловатые сегрегационные высоко-вскипаяющие глубокогипсодержащие глубококвализирующие глубокосолончаковые почвы	Глинистые	Бурые глины, подстилаемые с 120 см тяжелыми суглинками	Узкое водораздельное пространство вытянутой гряды	PU1—PU2(ca),pb—BMKca,sn,yu—BCAca,sn,yu—BCca,sn—BCca—2Cca—2Cca,cs—2Cca,q	0.1 0.2
11	Агрогемно-каштановые солонцеватые темнотычиловатые квализирующие сегрегационные высоко-вскипаяющие глубокогипсодержащие глубокосолончаковые почвы	Глинистые	Бурые глины, подстилаемые с 180 см тяжелыми суглинками	Узкое водораздельное пространство вытянутой гряды	PU—BMKca,sn,yu—BCAnc,sn,yu—BCca,sn,q—BCca,q—Cca,q,cs—2Cca,q—2Cca,q,cs	0.09 0.2
12	Вариация агрогемно-каштановых темнотычиловатых сегрегационных поверхностно-вскипаяющих глубокогипсодержащих глубокосолончаковых почв выпуклых частей склона с квализирующими и/или слитизированными подтипами в слабовыраженных широких ложбинах	Глинистые	Бурые глины	Приводораздельная пологая и покатая части северного склона, расчлененная слабовыраженными широкими мелкими ложбинами	(a) PUca—BMKca,yu—BCAnc,yu—BCAnc—BCca—Cca,cs; (б) PUca—BMKca,yu—BCAnc—BCca—BCca,q—Cca,q—Cca,q,cs; (в) PU1ca—PU2ca,pb—BMKca,yu—BCAnc,yu—BCAnc,yu,v—BCca—BCca,q—Cca,q—2Cca,q—2Cca,q—2Cca,q,cs	7.01 13.7

Окончание табл. 1

№ на карте	Почвы	Гранулометрический состав	Породы	Геоморфологическое положение	Вариант профиля почв	Площадь	
13	Агротемно-каштановые карбонатно-гумусово-стратифицированные солонцеватые сегрегационные поверхностно-вскипающие почвы	Глинистые	Бурые глины	Днище мелкой узкой ложбины в средней части северного склона	PU1ca, rh – PU2 – BMKsn – BMKsn, ca – BCanc, sn	0.03	0.1
14	Вариация агротемно-каштановых солонцеватых сегрегационных почв с варьированием глубины вскипания на вогнутых и выпуклых участках, наличием или отсутствием темных кутан и признаков квазиглееватости глубже 100 см	Глинистые	Бурые глины	Пологая нижняя часть северного склона, расчлененная дендровидной сетью ложбин	(а) PU1el – PU2 – BMKsn – BMKsn, ca – BCanc – BCca – CSca; (б) PU – BMKsn – BMKsn, ca – Bca, sn – BCanc – BCanc, q – BCca, q; (в) PU – BMKsn, iu – BMKca, sn, iu – BMKsn, ca – BCanc – BCca; (г) PU – BMKsn, iu – BCanc	5.12	10
15	Агротемно-каштановые солонцеватые темноязыковатые сегрегационные срединно-вскипающие почвы	Тяжелосуглинистые	Желто-бурые суглинки	Пологая нижняя часть северного склона, расчлененная дендровидной сетью ложбин	PU – BMKsn, yu – BMKsn, yu, ca – BCanc, yu, sn – BCanc – BCca – CSca – CSca, cs	2.72	5.3
16	Агроземы темные аккумулятивно-сегрегационно-карбонатные квазиглееватые высоковскипающие	Глинистые	Бурые глины	Выпуклая поверхность на пологой нижней части северного склона между ложбинами	PU1 – PU2 – PU3pb, (ca) – Bca – BCanc – BCca – BCca, q	0.12	0.2
17	Вариация агротемно-каштановых глинисто-иллювирированных сегрегационных высоковскипающих почв разного гранулометрического состава	Глинистые и тяжело-суглинистые	Бурые глины и желто-бурые суглинки	Днища широких мелких ложбин на пологой низкой части северного склона	PU1 – PU2 – PU3pb – BMK – Bca, i – BCanc, i – BCanc – BCca	0.96	1.9
18	Агротемно-каштановые темноязыковатые сегрегационные срединно-вскипающие почвы	Глинистые	Бурые глины, подстилаемые со 100 см тяжелыми суглинками	Днище узкой ложбины на пологой низкой части северного склона	PU – BMK – Bca, yu – BCanc, yu – BCanc – 2BCanc – 2BCca	0.13	0.3
19	Агротемно-каштановые глинисто-иллювиальные мицелярно-сегрегационно-карбонатные срединно-вскипающие почвы	Глинистые	Бурые глины	Днище глубокой узкой ложбины на пологой низкой части северного склона	PU1 – PU2 – PU3pb – BMKi – BI – Bca, i – BCanc, mc – BCanc – BCca	0.42	0.8
ВСЕГО						51.08	99.8

и (3) северный (общий средний уклон 0.019° или 1.09°) склоны (рис. 2с). Исследуемая СПП по классификации, предложенной Фридландом [49], входит в семейство почвенного покрова, образованное сочетаниями-вариациями автоморфных, преимущественно нейтральных почв.

Водораздельное пространство на ключевом участке, прилегающая к нему приводораздельная пологая часть южного склона и большая часть северного склона представлены плащом лёссовидных бурых набухающих глин мощностью от 1.0 до 2.5–3.0 м. Бурые глины подстилаются мощной толщей желто-бурых лёссовидных тяжелых суглинков, которые выходят на поверхность и служат почвообразующей породой почти на всем южном склоне и в северо-восточной части ключевого участка на северном склоне. Исходя из высоты контакта бурых глин и желто-бурых суглинков, следует допустить исходное наклонное залегание этих пород в направлении с юго-востока на северо-запад. В результате почвы, входящие в контуры 6–14, 16–19, являются глинистыми, а остальные — тяжелосуглинистыми.

Различие в почвообразующих породах предопределило формирование мезорельефа и особенности проявления эрозионных процессов.

На узком водораздельном пространстве сформировались агротемно-каштановые солонцеватые темнотычковые глубокогипсодержащие квазиглееватые и глубококвазиглееватые глубокосолончаковатые глинистые почвы с разной глубиной вскипания от НС1 (контуры 9–11, рис. 2, табл. 1). На общем фоне профильно-вскипающих почв, содержащих карбонаты по всему профилю (контур 9), сохранились небольшие ареалы высоко-вскипающих почв, в которых пахотный горизонт PU не имеет вскипания совсем, или встречается локальное вскипание в его нижней части по припаханным фрагментам нижележащих карбонатных горизонтов (контуры 10, 11). Такое соотношение почв позволяет утверждать, что большая часть водораздельного пространства подверглась комплексному удалению материала с поверхности за счет водной эрозии, дефляции и механического перемещения плугом вниз по склону.

В результате эрозии исходные гумусовые горизонты, не содержащие карбонатов, частично удалены, а к их оставшейся части припаханы нижележащие карбонатные горизонты. После многократного перемешивания пахотного горизонта произошла его гомогенизация и возникновение сплошного вскипания от НС1. Некоторые ареалы были затронуты эрозионными процессами существенно в меньшей степени, что способствовало сохранению в них пахотного невоскипающего горизонта. При этом в пределах водораздельного пространства исходный гумусовый профиль, включавший

темногумусовый AU и переходный AB горизонты, полностью преобразован в агротемногумусовый (пахотный) горизонт PU мощностью 20–28 см, что в 1.5–2 раза меньше мощности гумусового профиля темно-каштановых почв, не подверженных эрозии. По этой причине часто используемая система определения степени эродированности по изменению мощности гумусового профиля на склоне, по сравнению с таковой на водоразделе [8, 29, 42, 45], не применима к данному ключевому участку.

На южном склоне гряды образовались эрозионно-аккумулятивная структура почвенного покрова в виде сложного сочетания-вариации, включающего несколько гипсометрических ярусов смытых и намытых почв, расчлененных в поперечном направлении узкими ложбинами.

Самый верхний ярус представлен пологим приводораздельным склоном (уклон 0.006 – 0.010 или 0.34° – 0.57°) с вариацией агротемно-каштановых солонцеватых сегрегационных поверхностно-вскипающих глубоко гипсодержащих глубокосолончаковатых тяжелосуглинистых и глинистых почв. От фоновых почв водораздельного пространства они отличаются отсутствием темных языков засыпанного в трещины материала (контур 8, рис. 2). В узкой полосе с увеличивающимся уклоном от 0.010 (0.57°) до 0.030 (1.72°) перед крутой частью южного склона закладываются верховья ложбин, образуя поперечную слабую волнистость поверхности. На выпуклых и слабоогнутых позициях в пределах этого яруса развиты глубокосолончаковатые почвы без ксерометаморфического горизонта ВМК — карбонатный пахотный горизонт граничит непосредственно с аккумулятивно-карбонатным горизонтом с белоглазкой ВСАпс (контур 6, рис. 2, 3). Эти почвы можно считать среднесмытыми, а по строению почвенного профиля они относятся к другому типу — агроземам аккумулятивно-карбонатным, которые содержат карбонаты по всему профилю, начиная с дневной поверхности.

Верховья наиболее крупных ложбин представляют собой вогнутые расширения в виде амфитеатра, сужающиеся к днищам ложбин в области заметного перегиба от приводораздельной пологой к средней крутой части общего южного склона. В таких вогнутых расширениях верховий ложбин расположены агротемногумусовые карбонатно-гумусово-стратифицированные слитизированные сегрегационно-карбонатные сложно-вскипающие глинистые незасоленные почвы (луговато-каштановые выщелоченные слитые намытые пахотные по K-1977 или Vertic Kastanozems (Aric, Loamic, Loaminovic) по WRB) (контуры 7, рис. 2). Мощность вскипающего с поверхности пахотного горизонта PUca, rh, содержащего поступивший карбонатно-гумусированный материал, составляет 17 см. Под ним сохранился уплотненный темногумусовый горизонт AU, не содержащий карбонатов.

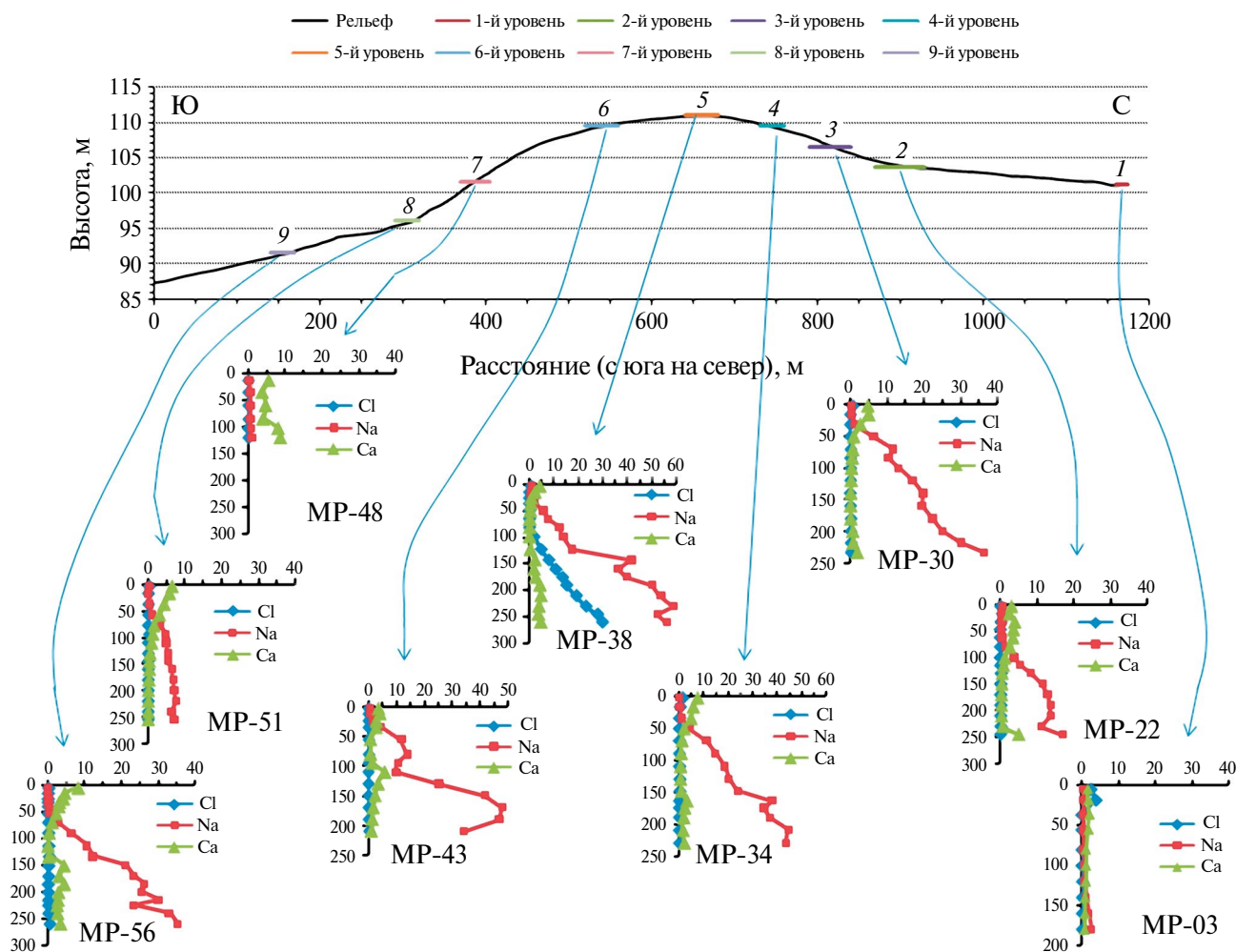


Рис. 3. Распределение солей в почвах и породах вдоль транsekты, пересекающей гряды в поперечном направлении. Верхний график – гипсометрический профиль транsekты: 1–9 – нумерация гипсометрических уровней заложения почвенных разрезов. Нижние графики – профили активностей ионов Na^+ , Ca^{2+} , Cl^- , измеренные в пастах с влажностью 50% мас.

Вторая граница вскипания от HCl появляется с 82 см. Это означает, что до начала развития эрозийных процессов почва имела пониженное вскипание за счет сосредоточения поверхностного стока в амфитеатре и промывания верхней части почвенного профиля до глубины около 65 см, глубже формировался природный карбонатный профиль с аккумуляциями в виде белоглазки. Поступление карбонатного материала на поверхность в амфитеатре, очевидно, после распашки территории привело к образованию синтетического карбонатного профиля с невскипающими горизонтами внутри. В нижней части АУ и в переходном горизонте АВса на глубине от 35 до 130 см развиты поверхности скольжения (сликенсаиды) размером 3–15 см, разной азимутальной ориентации и углом наклона от 10° до 30° к горизонтالي, а также редкие клиновидные агрегаты на глубине 70–120 см.

Они диагностируют признак v – слитизированный в РК-2004(22) и квалификатор Vertic в WRB. Полученные сведения расширяют и дополняют представления о распространении слитоземов и слитизированных почв на территории России [52].

На наиболее крутой части южного склона (уклон от 0.050 (2.86°) до 0.092 (5.26°), в среднем 0.080 (4.57°)) сформировалось несколько ареалов вариации агроземов аккумулятивно-карбонатных (сильносмывных почв) с разным строением профиля (контуры 5, рис. 2): (а) профильно-вскипаяющих солонцеватых гипсодержащих почв $\text{Pca-BCAnc,sn-BCsa,sn-Csa,cs}$ на выпуклых в поперечном направлении участках склона; (б) профильно-вскипаяющих темнотыковых почв $\text{Pca-Vsa,yu-BCAnc-BCsa-Csa,cs}$ на слабовыпуклых и ровных в поперечном направлении участках склона; (в) высоковскипаяющих (с глубины около 30 см)

глубокогипсодержащих почв в днищах слабовыраженных ложбин, пересекающих внутреннюю часть ареалов вариации субпараллельно с интервалом от 37 до 75 м и глубиной вреза не более 0.4–0.6 м. Указанные вариации агроземов расположены на склоне между относительно более сильно врезанными (до 1 м) ложбинами, в которых к настоящему моменту накопился намытый материал мощностью более 40 см, что соответствует идентификации агростратоземов карбонатно-темногумусированных. Расположение сильно смытых почв на крутых склонах хорошо известно в литературе [1–3, 5–9, 15, 16, 19–24, 29, 42–46].

Ниже крутой части южный склон приобретает меньший уклон от 0.033 (1.89°) до 0.014 (0.80°), в среднем 0.028 (1.60°), образуя своеобразную наклонную ступень. Эту часть склона назвали “шлейфовым поясом”. Она отличается чередованием двух типов ареалов намытых почв: (1) агростратоземов карбонатно-темногумусированных профильно-вскипающих на погребенных, в разной степени смытых почвах (контур 4, рис. 2); и (2) вариации агротемно-каштановых карбонатно-гумусово-стратифицированных сложновскипающих тяжелосуглинистых почв с сохранившимся горизонтом AU без вскипания под намытым материалом (контур 3, рис. 2, табл. 1).

Агростратоземы имеют карбонаты в намытой и погребенной частях по всему профилю. Их ареалы, похожие на каплю с длинным хвостиком, начинающимся на крутой части склона, расположены в днищах крупных ложбин и прилегающих к ним позициям шлейфового пояса (контур 4, рис. 2). Поскольку весь склон является пашней, верхняя часть намытого материала подвергается вспашке, образуя агротемногумусовый вскипающий с поверхности горизонт PUca,rh, а нижняя часть превращается в стратифицированный гумусовый горизонт RAu,ca. Намытый материал накопился на погребенных почвах: сильно смытых до аккумулятивно-карбонатного горизонта BCanc или среднесмытых до гор. ABca бывших темно-каштановых почв. В результате агростратоземы карбонатно-темногумусированные имеют профиль PUca,rh—RAu,ca—RAu,ca,nc—[профиль погребенной почвы].

Большая часть шлейфового пояса представлена вариациями намытых почв (карбонатно-гумусово-стратифицированных по РК-2004(22)). Фоновыми погребенными почвами являются темно-каштановые с полным набором горизонтов PUca,rh—AUra—ABca—BMKca—BCanc—BCsa,cs. Они приурочены к выпуклым и ровным в поперечном направлении участкам склона. Второй компонент вариации — погребенные темногумусовые аккумулятивно-карбонатные темноязыковатые (луговато-каштановые по К-1977) почвы, которые не имеют ксерометаморфического гор. BMK в

профиле: PUca,rh—AU—ABca—Bca,yu—BCanc—BCsa. Эти почвы расположены в слабовыраженных ложбинах.

Наличие невоскипающего гор. AU мощностью 15–30 см ниже распахаемого карбонатно-гумусированного намытого материала свидетельствует об очень быстром, почти залповом отложении поступавшего наноса. Если бы поступление было постепенным, то сравнительно небольшие порции намытого карбонатного материала перемешивались с горизонтом AU во время вспашки, образуя агротемногумусовый горизонт PU, вобрав в себя весь горизонт AU. В профиле могла бы сохраниться только нижняя часть гумусового слоя — переходный горизонт AB.

Такой элемент эрозионно-аккумулятивных структур почвенного покрова, как шлейфовый пояс в средней части общего склона, не выделяли [2, 3, 5, 8, 9, 12, 16, 20, 22, 29, 42, 44, 45, 49, 103]. Его аналогом на уровне микрорельефа можно считать локальное отложение переносимого материала на сложном склоне [2, 3, 7, 103].

Пологое подножие южного склона со средним уклоном 0.026 (1.48°) занято двумя ареалами, один из которых представлен вариацией агротемно-каштановых карбонатно-гумусово-стратифицированных темноязыковатых тяжелосуглинистых почв с разным карбонатным профилем (контур 2, рис. 2), а другой — почвами без намытого материала — агротемно-каштановыми темноязыковатыми сегрегационными глинисто-иллювирированными высоко-вскипающими глубоко гипсодержащими глубококвазиглееватыми тяжелосуглинистыми (контур 1, рис. 2, табл. 1). Намыв карбонатного гумусированного материала в ареале 2 сравнительно небольшой, но он обеспечил сплошное вскипание всего пахотного горизонта PUca,rh. Темногумусовый гор. AU в обоих ареалах полностью вовлечен в пахотный горизонт PU, при этом в профиле сохранился переходный гумусированный горизонт AB и ниже него — ксерометаморфический горизонт BMK.

На местности на этом пологом подножии южного склона ложбины почти незаметны в рельефе, но на космическом снимке они представлены более темными полосками, пересекающими склон в продольном направлении. В результате вариации почв обусловлены разным карбонатным профилем. В наиболее выпуклых частях склона между мало заметными ложбинами весь профиль почвы имеет сплошное вскипание от HCl, а в ложбинах под PUca,rh с намытым карбонатно-гумусированным материалом сохранились часть переходного гор. AB и ксерометаморфический горизонт BMKyu, не имеющие карбонатов.

Северный склон вытянутой гряды в целом имеет меньший общий уклон 0.019 (перепад высот около

10 м на расстоянии 525 м). По космическому снимку на склоне выделено четыре гипсометрических уровня с разным проявлением древовидной сети ложбин: недифференцированный в поперечном направлении пологий приводораздельный склон (уклон от 0.01 (0.57°) до 0.03 (1.72°)); поверхность с наибольшим уклоном 0.040–0.078 (2.29°–4.46°), в пределах которой закладываются слабовыраженные верховья широких мелких ложбин; выполаживающаяся часть склона (уклон 0.01–0.03 или 0.57°–1.72°) с сетью мелких ложбин; очень слабо наклонная поверхность (уклон 0.004–0.014 или 0.23°–0.80°) с древовидным рисунком ложбин разного порядка, собирающихся в наиболее крупные и более широкие ложбины (рис. 2b).

Структура почвенного покрова северного склона представлена сочетанием нескольких вариаций агротемно-каштановых почв на двух объединенных гипсометрических уровнях (контуры 12, 14, 15, рис. 2), рассекаемых вытянутыми разветвленными ареалами разных почв в днищах ложбин (контуры 13, 17–19, рис. 2) и сильноосмытых почв на выпуклых поверхностях (контур 16, рис. 2).

Приводораздельный пологий склон, переходящий в поверхность с наибольшим уклоном, занят вариацией агротемно-каштановых темнаязыковатых сегрегационных профильно-вскипающих глубокогипсодержащих глубокосолончаковатых глинистых почв на выпуклых частях склона с квазиглееватыми и/или слитизированными подтипами в верховьях слабовыраженных широких мелких ложбин (контур 12, рис. 2). Все почвы этой вариации имеют карбонаты по всему профилю, хорошо выраженный ксерометаморфический горизонт ВМК, рассекаемый вертикальными темными языками засыпанного в трещины гумусированного материала верхнего горизонта (признак уи), аккумулятивно-карбонатный горизонт с белоглазкой ВСAnc, наличие гипсовых новообразований и слабого засоления, начинающихся с глубины от 101 до 200 см. На вогнутых поверхностях сформировались слитизированные почвы со сликенсайдами в горизонте ВСAnc,yu,v.

На двух самых нижних объединенных гипсометрических уровнях северного склона наблюдается смена почвообразующих пород в поперечном направлении. Восточная часть представлена желто-бурыми суглинками, а западная — бурыми глинами. Восточная часть склона занята обширным ареалом агротемно-каштановых солонцеватых темнаязыковатых сегрегационных срединно вскипающих (с глубины 39–40 см) тяжелосуглинистых почв, содержащих новообразования мелкокристаллического гипса и слабое засоление в почвообразующей породе на глубине более 240 см (контур 15, рис. 2). Этот ареал расчленен вытянутым ареалом агротемно-каштановых глинисто-иллювирированных сегрегационных высоковскипающих

тяжелосуглинистых незасоленных почв в днище слабо выраженной широкой ложбины (восточный контур 17, рис. 2). Профиль почвы: PU–ВМКi–Vca,i–ВСAnc,i–ВСAnc–ВССa. Ареал 15 тяжелосуглинистых почв частично отделяется от вариации с глинистыми почвами (контур 14) мелкой узкой ложбиной с агротемно-каштановыми темнаязыковатыми сегрегационными срединно вскипающими (глубина 50–60 см) глинистыми незасоленными почвами (контур 18, рис. 2).

В западной части самых нижних гипсометрических уровней северного склона на бурых глинах сформировалась вариация агротемно-каштановых солонцеватых сегрегационных глинистых почв с варьированием глубины вскипания, наличием или отсутствием темных кутан (признак iu) и квазиглееватости глубже 100 см (контур 14, рис. 2). На вытянутых участках за счет водной эрозии возникли агроземы темные аккумулятивно-карбонатные сегрегационные высоковскипающие квазиглееватые глинистые, в которых бывший ксерометаморфический гор. ВМК полностью ассимилирован пахотным горизонтом (контур 16, рис. 2). Их профиль частично редуцирован: PU–PUpb,(ca)–Vca–ВСAnc–ВССa–ВССa,q.

В некоторых ложбинах произошел намыв карбонатно-гумусированного материала (контур 13, рис. 2), что приводит к усложнению карбонатного профиля: PUca,rh–PU2–ВМКsn–ВМКsn,ca–ВСAnc,sn. В широких мелких ложбинах в профиле агротемно-каштановых почв появляются глинистые кутаны на боковых гранях призматических отдельностей в верхней части аккумулятивно-карбонатного горизонта ВСAnc,i (контуры 17, рис. 2), а в относительно глубоких (около 25 см) ложбинах, в которые впадают более мелкие ложбины, в днище сформировался полноценный глинисто-иллювиальный горизонт В1 мощностью 21 см. Он расположен ниже ксерометаморфического горизонта ВМКi с редкими глинистыми кутанами (контур 19, рис. 2). Для этой почвы характерна самая большая глубина вскипания от НС1 в пределах северного склона, составляющая 66 см. Аккумулятивно-карбонатный горизонт в верхней части включает два вида карбонатных новообразований: прожилки мицелия и белоглазку, глубже только белоглазку при общей мощности горизонта 96 см. В результате профиль агротемно-каштановых глинисто-иллювиальных мицелиарно-сегрегационно-карбонатных срединно вскипающих глинистых незасоленных почв имеет формулу: PU–PUpb–ВМКi–В1–Vca,i–ВСAnc,mc–ВСAnc–ВССa.

Таким образом, на северном и южном склонах вытянутой гряды сформировались разные эрозионно-аккумулятивные почвенные комбинации, представленные на обоих склонах сочетаниями разных вариаций почв и вытянутых элементарных почвенных ареалов.

Гумусовые горизонты и содержание в них гумуса (табл. 2). Мощность пахотного горизонта (Р или РU) варьирует в интервале от 17 до 37 см, составляя в 94% случаев 20–32 см. В 75% случаев весь гумусовый слой представлен только этим горизонтом. В ряде почв в ложбинах и в области шлейфового пояса на южном склоне общая мощность гумусового слоя больше пахотного горизонта. Здесь гумусовый слой помимо пахотного горизонта включает темногумусовый АU, переходный горизонт АВ и/или намытый (стратифицированный) горизонт RA, содержащий гумусированный материал. В результате мощность гумусового слоя в таких позициях возрастает до 40–130 см.

Статистическое распределение содержания гумуса (выборка из 30 разрезов) в пахотном горизонте (0–20 см), согласно критерию Уилка–Шапиро, может быть аппроксимировано нормальным законом (табл. 3). Среднее значение содержания гумуса составляет 2.52%, наибольшее значение по участку – 3.4%, наименьшее – 1.4%. Наибольшее на участке значение соответствует существующему представлению о содержании гумуса в глинистых, тяжелосуглинистых и среднесуглинистых темно-каштановых почвах, основной диапазон значений содержания гумуса на участке совпадает с представлениями о таковом в каштановых почвах, минимальное значение оказалось даже ниже диапазона для светло-каштановых почв [10].

Таблица 2. Статистическая характеристика морфометрических свойств почв

Показатель	Статистический показатель										
	<i>n</i>	min	<i>Q</i> 1	med	<i>Q</i> 3	max	<i>M</i>	<i>sd</i>	<i>A</i>	<i>E</i>	<i>V</i> , %
Deff1, см	39	0	0	0	31	66	15	20	0.99	–0.3	133
Deff1d, см	7	7	20	27	27	29	23	8	–1.59	1.96	35
Deff2, см	7	37	41	43	52	82	50	16	1.71	2.6	32
P_down, см	39	17	25	27	28	37	26	4	–0.4	1.89	15
rh_down, см	10	7	21	27	27	29	23	7	–1.76	2.92	30
RA_down, см	3	60	Н.о.	83	Н.о.	100	81	20	Н.о.	Н.о.	25
AB_down, см	9	33	37	53	100	130	70	38	0.61	–1.47	54
M_hum, см	39	17	26	28	32	130	38	27	2.42	5.09	71
yu_down, см	19	48	68	70	74	90	70	10	–0.18	1.18	14
BMK_down, см	27	30	41	47	55	67	48	9	0.10	–0.66	19
M_BMK, см	27	5	13	17	23	33	18	7	0.32	–0.4	40
sn_down, см	14	42	60	70	72	95	68	13	0.29	1.06	19
M_sn, см	39	0	0	0	34	69	15	22	1.08	–0.17	147
M_Bca, см	39	0	4	11	16	63	11	11	2.71	12.67	100
BCA_up, см	39	21	40	48	59	130	54	25	1.30	1.66	46
M_BCA, см	39	16	35	43	50	100	46	18	1.24	1.84	39
D_up, см	9	28	100	100	160	190	118	51	–0.11	–0.25	43
Gyps_up, см	20	95	105	130	156	240	138	41	1.28	1.13	30

Примечание. Показатели свойств почв: Deff1 – глубина вскипания от HCl, первая от поверхности; Deff1d – нижняя граница первого от поверхности слоя, имеющего вскипание от HCl; Deff2 – верхняя граница второго от поверхности слоя, имеющего вскипание от HCl, после слоя, не имеющего вскипания и лежащего между двумя карбонатными слоями; P_down, RA_down, AB_down, BMK_down, rh_down, yu_down, sn_down – глубина нижней границы горизонтов Р (или РU, агрогумусового или агротемногумусового), RA (стратифицированного гумусового), АВ (переходного), BMK (ксерометаморфического), и признаков rh (гумусово-стратифицированного), yu (темноязыковатого), sn (солонцеватого) соответственно; M_hum, M_BMK, M_Bca, M_BCA – мощность гумусового слоя (hum), горизонтов BMK, Bca, BCA соответственно; BCA_up, D_up, Gyps_up – глубина верхней границы горизонта BCA, подстилающей породы (D), проявления гипсовых новообразований (Gyps) соответственно. Статистические показатели: *n* – объем выборки; min, max – минимальное и максимальное значение; *Q*1, *Q*3 – нижний и верхний квартили; med – медиана; *M* – среднее; *sd* – среднеквадратическое отклонение; *A* – асимметрия; *E* – эксцесс; *V* – коэффициент вариации. Н.о. – не определяли.

Таблица 3. Статистические характеристики содержания гумуса и карбонатов кальция (эквивалент CaCO_3) в пахотном слое 0–20 см

Статистический показатель	Гумус, %	CaCO_3 , %
Объем выборки	30	30
Минимум	1.40	0.32
10% персентиль	2.04	0.47
Нижний квартиль	2.22	1.2
Медиана	2.49	2.08
Верхний квартиль	2.80	3.01
90% персентиль	3.01	4.37
Максимум	3.40	6.65
Среднее значение	2.52	2.36
Стандартное отклонение	0.45	1.65
Асимметрия	–0.16	1.04
Экссесс	0.23	0.88
$W_{\text{факт}}$	0.981	0.902
$W_{0.05\text{ n}}$	0.927	0.927
Распределение	Нормальное	Другое

В Донской и Заволжской почвенных провинциях [10] в середине прошлого века мощность гумусового слоя А + АВ обычно составляла до 40–50 см. Сравнивая эти значения с мощностью пахотного горизонта, который преимущественно представляет весь гумусовый слой на исследуемом участке, и учитывая соотношение содержания гумуса в пахотном слое на участке с преимущественными пределами изменчивости этого показателя в разных подтипах каштановых почв, согласно классификации почв СССР, можно допустить заметное проявление эрозионных процессов в изученной структуре почвенного покрова.

Содержание карбонатов в пахотном горизонте и характер вскипания от 10%-ной HCl . Статистическое распределение глубины вскипания (Deffl) отличается от нормального. Это связано с тем, что больше половины обследованных почвенных разрезов (24 из 39) имеют вскипание от HCl с дневной поверхности. Среди карбонатных с поверхности почв выделяются три группы по карбонатному профилю: (1) агротемно-каштановые (9 разрезов) и агроземы аккумулятивно-карбонатные (5 разрезов) профильно-вскипающие, в которых карбонаты в пахотном горизонте появились в результате припашки нижележащих карбонатных горизонтов ВМКса, Вса, ВСАпс после частичного эрозионного смыва гумусового горизонта; (2) сложно-вскипающие разные почвы (7 разрезов), в которых

пахотный горизонт включает карбонатно-гумусированный намытый материал с вышележащих позиций рельефа; объемы поступившего намытого материала сравнительно небольшие, что способствовало сохранению под карбонатным пахотным горизонтом невоскипающих горизонтов АУ, АВ или ВМК; (3) агростратоземы (3 разреза), имеющие карбонаты по всему профилю как в намытых горизонтах РУса, rh, RAu, са, так и в погребенных частично смытых почвах под ними.

В остальных 15 разрезах глубина вскипания меняется от 20 до 66 см. Наибольшие значения (>55 см) характерны для почв в ложбинах. В почвах северного склона на ровных или слабовыпуклых позициях глубина вскипания составляет 30–42 см. Наименьшие значения глубины вскипания характерны для почв водораздела и южного склона исследуемой гривы.

Содержание CaCO_3 в пахотном горизонте почв не подчиняется нормальному статистическому распределению как для всей выборки ($n = 30$), так и для ее части, включающей вскипающие с поверхности почвы ($n = 24$). В почвах с отсутствием вскипания от HCl с поверхности содержание CaCO_3 варьирует в пределах 0.3–1.0%, в почвах с карбонатным пахотным горизонтом – от 0.75 до 6.65%. Наибольшие значения встречаются в агроземно-каштановых профильно-вскипающих почвах диапазон варьирования содержания CaCO_3 от 0.75 до 4.13%, в агротемно-каштановых карбонатно-гумусово-стратифицированных – от 1.65 до 2.35%, в агростратоземах – от 2.9 до 3.2%. Иными словами, основным источником карбонатов в пахотном слое являются природные карбонатные горизонты почв, которые вовлекаются в пахотный слой по мере эрозионного сноса части материала верхних горизонтов. Чем сильнее смыт почвенный профиль, тем больше карбонатов оказывается в пахотном горизонте. Аккумулируемый карбонатный материал в процессе переноса частично разбавляется материалом, не содержащим карбонаты.

Между содержанием гумуса и CaCO_3 в пахотных горизонтах существует слабая обратно пропорциональная связь ($R^2 = 0.35$), обусловленная неоднозначным сочетанием исходного пространственного распределения содержания гумуса в поверхностных горизонтах разных почв до проявления эрозии с последующими эрозионно-аккумулятивными процессами удаления, переноса, перемешивания и отложения материала в условиях использования отвальной вспашки.

Все агротемно-каштановые почвы имеют *ксерометаморфический горизонт ВМК* между поверхностными гумусовыми (АУ, РУ, АВ) и срединным аккумулятивно-карбонатным ВСАпс горизонтами. Он имеет бурый, рыжевато- или

коричневато-бурый цвет (каштановый), ореховато-призматическую или призматическую структуру первого порядка с матовыми гранями без кутан и мелкими крупитчатыми агрегатами второго порядка. На исследуемом участке горизонт ВМК диагностирован в 27 разрезах (из 39). Глубина его нижней границы варьирует от 30 до 67 см с медианой 47 см, мощность горизонта — от 5 до 33 см с медианой 17 см. В половине разрезов (14 из 27) признаки солонцеватости отсутствуют, в другой половине (13 из 27) в горизонте ВМК_{sp} — серые гумусовые кутаны на боковых гранях призматических агрегатов, отражающие наличие солонцеватости. На водоразделе и прилегающих склонах гряды до абсолютной высоты 105 м большая часть агротемно-каштановых почв имеет карбонатный ксерометаморфический горизонт ВМК_{са}, который дополнительно рассечен вертикальными трещинами с темными засыпками гумусированного материала верхнего горизонта (признак уи — темная языковатость).

Аккумулятивно-карбонатный горизонт ВСА встречается во всех почвах участка. Глубина верхней его границы варьирует от 21 до 130 см с медианой 48 см, мощность ВСА — от 16 до 100 см с медианой 43 см. В большинстве почвенных разрезов карбонатные новообразования представлены белоглазкой, только в одном разрезе в днище ложбины отмечен карбонатный мицелий в виде прожилок.

По сравнению с агрокаштановыми почвами опытной станции “Орошаемая” [77], расположенными на юге Приволжской возвышенности приблизительно в 100 км восточнее, на исследуемом участке в агротемно-каштановых почвах мощность ксерометаморфического горизонта ВМК больше на 7 см по медиане и на 12 см по максимуму, а мощность ВСА_{nc} приблизительно одинаковая как по медиане (40 и 43 см), так и по другим непараметрическим показателям.

Засоленность почв (рис. 3) проявляется глубже 100 см в основном на верхней части вытянутой гряды, включая приводораздельные пологие склоны по обе стороны, на наиболее крутой части северного склона, а также на пологой части южного склона ниже шлейфового пояса. Распространенные на участке агротемно-каштановые глинистые почвы относятся к виду глубокосолончаковатых и глубокозасоленных (верхняя граница засоленного горизонта в интервалах 100–150 и 150–200 см соответственно). Слабое засоление приурочено к горизонтам с новообразованиями мелкокристаллического гипса в виде прожилок.

Непосредственно на водораздельном пространстве (уровень 5, разрез МР-38) химизм засоления хлоридно-сульфатный с гипсом, преимущественно натриевый, возможно встречается магниевонатриевый. На обоих склонах гряды хлориды вымыты полностью до глубины 2–3 м — активность Cl⁻ в пастах

с влажностью 50% не превышает 1 ммоль/л (менее 0.05 смоль(экв)/кг в пересчете на массу почвы) по всему профилю. Это проявляется даже на приводораздельных склонах (уровни 4 и 6, рис. 3). Увеличение активности ионов Na⁺ вниз по профилю обусловлено присутствием сульфатов натрия в почвенном растворе. Следовательно, химизм засоления по анионам меняется с хлоридно-сульфатного с гипсом на водоразделе на сульфатный с гипсом на склонах.

На пологой части северного склона с сетью дровидных ложбин все почвы промыты от солей до глубины 240 см и более. Почвы наиболее крутой части и шлейфового пояса южного склона также не имеют засоления до 2 м.

Связь ареалов почвенной карты с мультимедийными спектральными характеристиками открытой поверхности почв. Контуры почвенной карты ключевого участка совмещены в ГИС с растровым слоем значений коэффициента *С* мультимедийной линии почв (рис. 4). Для каждого контура почвенной карты получена статистика значений коэффициента *С*: объем выборки, минимум, максимум, среднее арифметическое, среднеквадратическое отклонение (табл. 4). На этой основе получена матрица значимости различия средних значений коэффициента *С* отдельных 33 ареалов почвенных комбинаций (ПК) при парном их сравнении (рис. 5а).

Ее анализ показывает, что нет ни одного контура почвенной карты, который бы значительно отличался от всех остальных контуров (в пределах любой строки или любого столбца рис. 5а встречаются оба знака “+” и “-”). Вместе с тем некоторые контуры имеют значимые отличия с большим числом других ареалов, другие — с меньшим. Следовательно, необходима группировка почвенных контуров по почвенным или спектральным характеристикам.

Прежде всего, на почвенной карте четыре ПК (номера 4, 5, 7, 17 в табл. 1) представлены несколькими (от 3 до 6) индивидуальными ареалами, которые не отличаются друг от друга по почвенной номенклатуре. На рис. 5а они выделены квадратными рамками. Из них только вариация агроземов на крутой части южного склона гряды (ПК 5) имеет сравнительно крупные ареалы, две других (ПК 4 и 17) — сильновытянутые ареалы, приуроченные к ложбинам, и одна (ПК 7) — сравнительно мелкие ареалы каплевидной формы в верховьях ложбин южного склона. Индивидуальные ареалы ПК 4 и ПК 7 не значительно отличаются друг от друга (знаки “-” на пересечениях ареалов 4.1–4.6 и 7.1–7, рис. 5а) как среди своей ПК, так и от ареалов другой ПК. В ПК 5 и ПК 17 отмечается некоторая неоднородность значимости между ареалами по коэффициенту *С* мультимедийной линии почв — в пределах прямоугольников на рис. 5а, ограничивающих ареалы одной ПК, имеются оба знака оценки значимости.

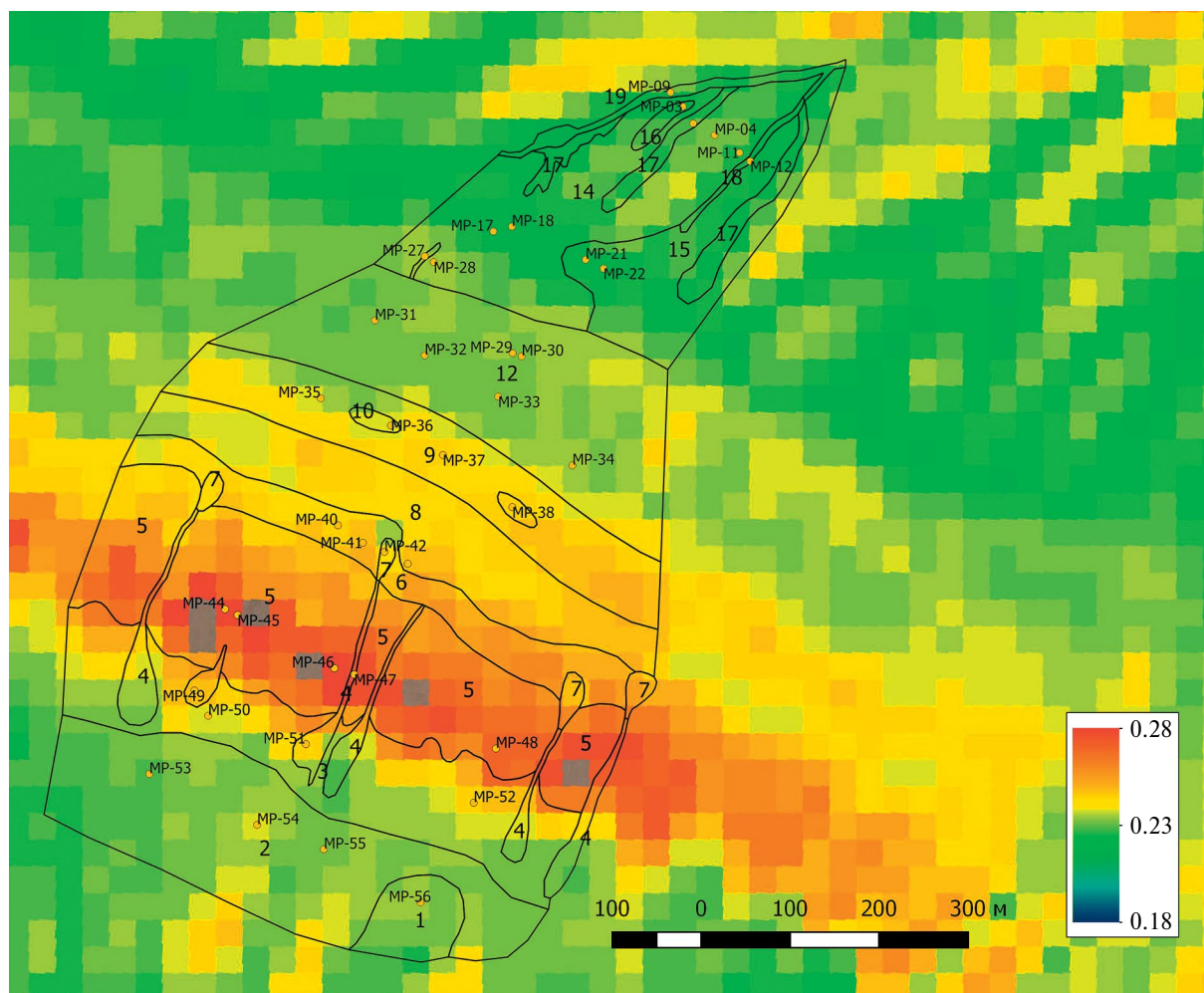


Рис. 4. Эрозионно-аккумулятивная структура почвенного покрова на фоне значений коэффициента C мультिवременной линии почвы, ключевой участок возле хутора Сиволобов. Цифры 1–19 – номера почвенных комбинаций (см. табл. 1); точки с подписями MP-03...MP-56 – почвенные разрезы.

На втором этапе анализа индивидуальные ареалы каждой из четырех указанных ПК были объединены в группы, для которых получили обобщенные статистические характеристики коэффициента C мультिवременной линии почв с учетом числа пикселей. Таким образом получены характеристики 19 почвенных комбинаций, обозначенных в легенде, по которым составили матрицу сравнения (рис. 5b).

При такой группировке ареалов почвенной карты комбинации 5 и 9 значительно отличаются друг от друга и всех иных почвенных комбинаций. В строках и столбцах с номерами 5 и 9 на рис. 5b все пересечения имеют знак “+” на зеленом поле, исключая голубые ячейки центральной диагонали. Напомним, что ПК 5 представлена сильноосмытыми почвами (агроземами карбонатными) на крутой части южной склона, а ПК 9 – агротемно-каштановыми слабосмытыми или дефлированными почвами с карбонатными пахотными горизонтами на

водораздельном пространстве гряды. Из граничащих друг с другом ПК нет значимых различий между ПК 1 и 2 на нижней пологой части южного склона, между ПК 3 и 4 на шлейфовой части южного склона, между ПК 6 и 7 выше крутой части южного склона, между ПК 12 и 13 на более крутой части северного склона, между многими (но попарно не всеми) ПК (14–19) на нижней пологой части северного склона. Вместе с тем неразличимые комбинации объединяются спектрально вполне осмысленно. Так, комбинации 3 и 4 не различимы между собой и с комбинациями 6–8 и 11. Действительно эти 6 разных комбинаций находятся в близких позициях по рельефу по отношению к сильноэродированным почвам (ПК 5), но с разных сторон. Более интересным представляется анализ после объединения почвенных комбинаций, граничащих друг с другом и не имеющих значимых различий между собой (рис. 5с).

Таблица 4. Статистические характеристики коэффициента *C* мультिवременной линии почв ареалов почвенной карты ключевого участка

Номер ареала*	Площадь, га	<i>N</i>	<i>N</i> /36	Коэффициент <i>C</i> мультивременной линии почв			
				min	max	<i>M</i>	STD
Индивидуальные ареалы почвенной карты							
1	0.89	356	9.86	0.22588	0.23589	0.23308	0.00153
2	6.565	2626	72.93	0.22413	0.24507	0.23283	0.00269
3	5.03	2012	55.97	0.22927	0.28048	0.24502	0.01108
4.1	0.4	160	4.46	0.23254	0.26907	0.24206	0.00948
4.2	0.128	51	1.41	0.24754	0.269	0.25445	0.00595
4.3	0.26	104	2.91	0.23546	0.27685	0.25466	0.01162
4.4	0.26	104	2.85	0.22927	0.27633	0.24542	0.01445
4.5	0.165	66	1.84	0.23144	0.27668	0.24622	0.01343
4.6	0.292	117	3.2	0.22974	0.27593	0.24903	0.01745
5.1	1.538	615	17.17	0.23757	0.27341	0.25329	0.01104
5.2	4.038	1615	44.83	0.23959	0.28516	0.26191	0.01239
5.3	0.488	195	5.39	0.2418	0.27685	0.26234	0.00992
5.4	2.37	948	26.25	0.24903	0.2833	0.26456	0.0072
5.5	0.722	289	8	0.24883	0.28094	0.269	0.00791
6	2.56	1024	28.43	0.23395	0.26083	0.24644	0.00637
7.1	0.08	32	0.9	0.23721	0.24324	0.24129	0.00149
7.2	0.07	26	0.67	0.23631	0.2418	0.23905	0.00275
7.3	0.112	45	1.32	0.24883	0.26116	0.25042	0.00343
7.4	0.11	44	1.22	0.24312	0.2527	0.24854	0.00389
8	4.205	1682	46.71	0.23475	0.25088	0.24295	0.00343
9	4.105	1642	45.65	0.23099	0.25031	0.24046	0.00485
10	0.1	40	1.07	0.23331	0.23868	0.23506	0.00219
11	0.088	35	0.96	0.24163	0.24485	0.24368	0.00135
12	7.012	2805	77.92	0.2287	0.24286	0.23345	0.00257
13	0.028	11	0.28	0.23138	0.23448	0.2326	0.00138
14	5.128	2051	56.87	0.21621	0.23897	0.22667	0.00529
15	2.715	1086	30.16	0.21788	0.23654	0.22508	0.00407
16	0.108	43	1.34	0.22275	0.23073	0.22517	0.00254
17.1	0.19	76	2.07	0.21621	0.22614	0.21932	0.00307
17.2	0.282	113	3.22	0.22373	0.23145	0.22679	0.00221
17.3	0.482	193	5.4	0.21788	0.23168	0.22325	0.00288
18	0.138	55	1.41	0.21959	0.22965	0.22426	0.00217
19	0.415	166	4.68	0.21621	0.23929	0.22576	0.00648
Обобщенные характеристики почвенных комбинаций с несколькими ареалами							
4	1.505	602	16.72	0.22927	0.27685	0.24768	0.01285
5	9.156	3662	101.72	0.23757	0.28516	0.26173	0.01057
7	0.372	147	4.08	0.23631	0.26116	0.24586	0.00315
17	0.954	382	10.61	0.21621	0.23168	0.22352	0.00274
Характеристики объединенных почвенных комбинаций							
1...2	7.455	2982	82.83	0.22413	0.24507	0.23286	0.00258
3...4	5.43	2614	72.61	0.22927	0.28048	0.24563	0.01151
6...7	1.171	1171	32.53	0.23395	0.26116	0.24637	0.00606
13...19	9.486	3794	105.39	0.21621	0.23929	0.22582	0.00475

Примечание. Обозначения номеров индивидуальных ареалов, отдельных почвенных комбинаций и объединенных почвенных комбинаций см. на рис. 5. *N* – число пикселей 5×5 м², *N*/36 – число пикселей 30 × 30 м², min, max – минимальное и максимальное значение; *M* – среднее арифметическое; STD – среднеквадратическое отклонение.

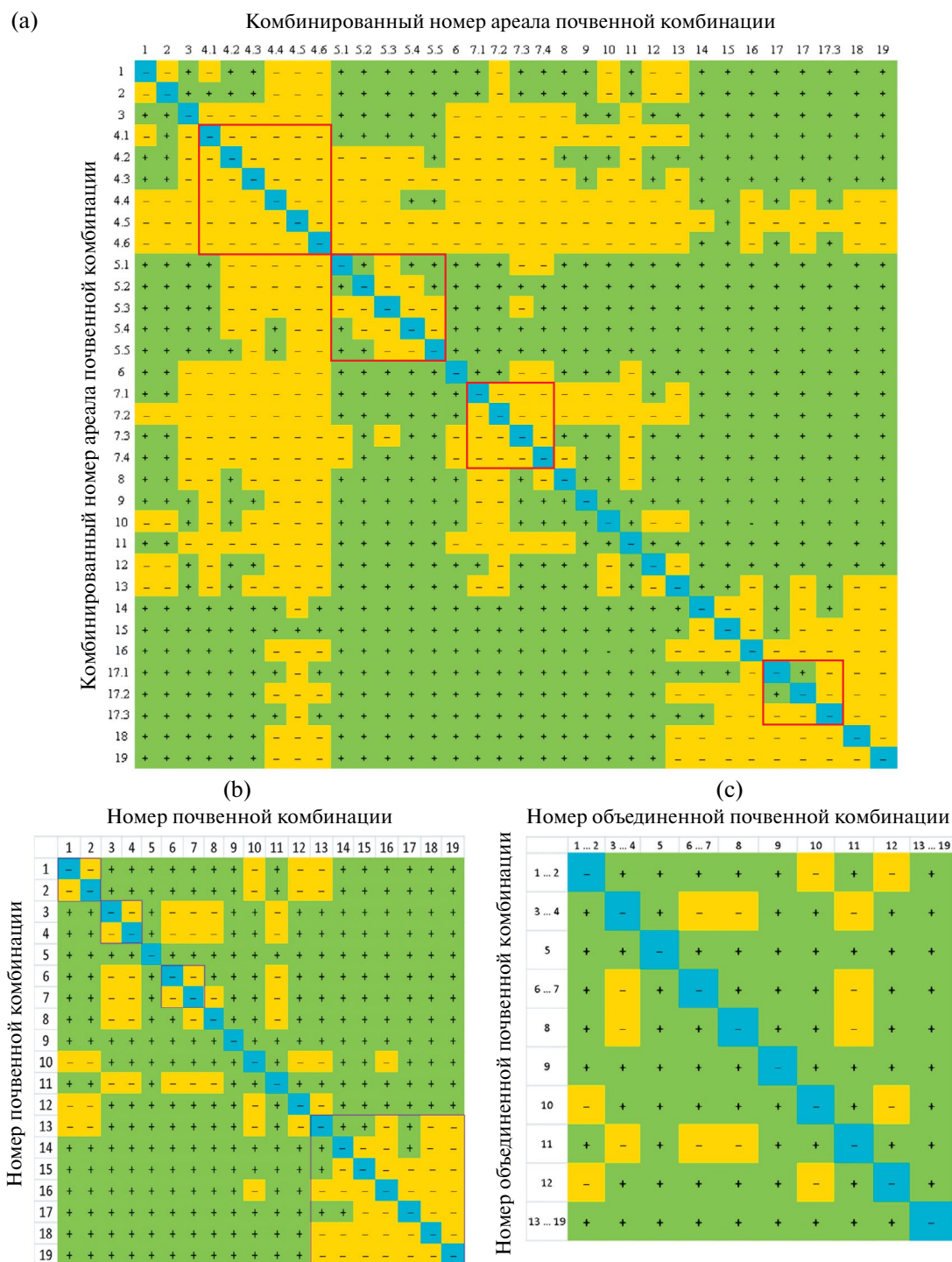


Рис. 5. Матрица значимости различия средних значений коэффициента C мультिवременной линии почв на исследуемом ключевом участке при парном сравнении: (а) — отдельных ареалов почвенных комбинаций; комбинированный номер ареала почвенной комбинации получен добавлением к номеру почвенной комбинации (табл. 1) после точки порядкового номера ареала той же почвенной комбинации; прямоугольной рамкой выделены все индивидуальные ареалы одной почвенной комбинации; (б) — почвенных комбинаций после обобщения статистических характеристик индивидуальных ареалов одной и той же почвенной комбинации; нумерацию см. табл. 1; прямоугольной рамкой выделены почвенные комбинации, которые объединены на следующем этапе анализа в связи с их соседством и отсутствием значимых различий между собой; (с) — отдельных и объединенных почвенных комбинаций; объединение почвенных комбинаций обозначено знаком "...". Знак "+" — различия значимы, знак "—" — различия не значимы при доверительной вероятности 0.95.

Результат объединения (рис. 5с) показал, что между всеми парами объединенных ПК и/или отдельных ПК, имеющих общие границы, получены значимые различия коэффициента C мультिवременной линии почв (прилегающие к центральной диагонали ячейки на рис. 5с все имеют знак “+” на зеленом поле). ПК 5, 9 и объединенные ПК 13–19 значимо отличаются друг от друга и всех остальных объединенных и отдельных ПК (соответствующие строки и столбцы на рис. 5с только со знаками “+”).

На этом фоне на участке имеются разные ПК, не граничащие друг с другом и не имеющие значимых различий средних значений коэффициента C между ними (рис. 5с). Такими парами являются следующие:

(1) Объединенная ПК 1–2 в нижней части южного склона с агротемно-каштановыми карбонатно-гумусово-стратифицированными (намытыми) почвами и индивидуальная ПК 12 на крутой части северного склона с агротемно-каштановыми профильно-вскипающими почвами; обе группы почв вскипают с дневной поверхности и имеют в профиле засыпки гумусированного материала в вертикальные трещины (признак u_1 – темная языковатая), однако в ПК 2 почвы намытые, а в ПК 12, наоборот, смытые.

(2) Объединенная ПК 3–4 на шлейфовом поясе южного склона с агротемно-каштановыми карбонатно-гумусово-стратифицированными почвами и агростратоземами карбонатно-темногумусовыми и объединенная ПК 6–7, и индивидуальная ПК 8 в верхней части этого склона; общим свойством почв всех ПК данных пар является вскипание от НС1 с дневной поверхности, но в ПК 3, ПК 4, ПК 7 почвы намытые, а в ПК 6 и ПК 8 – смытые.

Таким образом, с помощью коэффициента C мультिवременной линии почв на исследуемом ключевом участке уверенно отличаются, во-первых, водораздельная поверхность с агротемно-каштановыми профильно-вскипающими почвами (ПК 9), имеющими карбонаты с поверхности и укороченный гумусовый профиль в результате слабой эрозии; во-вторых, крутая часть южного склона с сильно смытыми почвами (агроземы карбонатные, ПК 5); в-третьих, группа вариаций агротемно-каштановых почв разных подтипов и родов на нижней пологой части северного склона с древоидной сетью ложбин. Почвенные комбинации смытых и намытых почв, расположенные между указанными выше тремя группами ПК, значимо отличаются от соседей, но их интерпретация имеет повышенную неопределенность, поскольку вариации намытых почв на одном склоне по спектральным характеристикам мультिवременной линии почв не отличаются от смытых почв в других частях склона. Для их распознавания, очевидно,

потребуется информация о сопряжении ареалов почв на разных элементах рельефа.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящем исследовании обосновано, что важным новым инструментом изучения структуры почвенного покрова является карта коэффициента C мультиспектральной линии почв. Она представляет собой особую генерализацию вариации во времени спектральных характеристик открытой поверхности почв в конкретной точке (пикселе ДДЗ) и создание модели ее устойчивой пространственной неоднородности. Эту карту строят на основе анализа больших данных дистанционного зондирования без калибровок по наземным изысканиям [13, 14, 37, 38, 92, 93]. Технология ее построения автоматизирована.

Преимуществом нового инструмента является целостное представление об устойчивой пространственной неоднородности мультिवременных спектральных характеристик открытой дневной поверхности на большие территории, что невозможно получить на основе отдельных космических снимков. На отдельных кадрах ДДЗ фиксируется разное состояние полей в один срок съемки: разные культуры в разные периоды их вегетации или уборки, открытая поверхность почвы с разной влажностью и др. Карта коэффициента C мультिवременной линии почв особым образом объединяет усредненные во времени характеристики открытой поверхности почвы, исключая ситуации покрытия поверхности растениями или пожнивными остатками.

В настоящем исследовании карта коэффициента C мультिवременной линии почв послужила главным информационным материалом, свидетельствующим о закономерном пространственном распределении ареалов в эрозионно-аккумулятивных структурах почвенного покрова территорий Морозовского и Обливского районов Ростовской области. Хотя о влиянии эрозионных процессов на почвенный покров этой территории известно давно по результатам крупномасштабного почвенного картографирования и их обобщения [49], именно на основе карты коэффициента C мультिवременной линии почв стал возможен выбор представительного ключевого участка и составление плана наземного опробования почв.

Исследованная структура почвенного покрова ключевого участка в Обливском районе Ростовской области представлена сочетанием разных вариаций малококонтрастных почв на выпуклых и вогнутых поверхностях в пределах вытянутой гряды и ее склонов с доминированием агротемно-каштановых солонцеватых и несолонцеватых почв. Ее формирование обусловлено сочетанием форм мезорельефа и двух видов почвообразующих пород.

На узком водораздельном пространстве сформировалась вариация агроотемно-каштановых солонцеватых темнойязыковых глубокогипсодержащих квазиглееватых и глубококвазиглееватых глубокосолончаковых глинистых почв с разной глубиной вскипания от НС1, пониженной мощностью гумусового слоя, ограниченного только пахотным горизонтом, и пониженным содержанием гумуса в результате эрозии.

На более крутом южном склоне гряды структура почвенного покрова представлена сложным сочетанием на нескольких гипсометрических ярусах разных сочетаний-вариаций смытых и намытых почв, расчлененных в поперечном направлении узкими ложбинами. На верхних ярусах преимущественно происходит эрозионное удаление материала с максимумом на наиболее крутой части склона, приводя к формированию разных типов агроземов с карбонатами в пахотном слое. Ниже расположен шлейфовый пояс с максимальным намывом карбонатно-гумусированного материала, где образовались стратоземы и стратифицированные почвы. Еще ниже шлейфовый пояс переходит в более пологий склон с менее выраженным намывом карбонатно-гумусированного материала на агроотемно-каштановые почвы. В ложбинах строение профилей почв демонстрирует чередование периодов эрозии поверхностных горизонтов и накопления материала.

Структура почвенного покрова менее крутого северного склона представлена сочетанием нескольких вариаций агроотемно-каштановых почв на четырех гипсометрических уровнях, рассекаемых вытянутыми разветвленными ареалами разных почв в днищах ложбин и вытянутыми ареалами сильно смытых почв на выпуклых поверхностях.

Набухающие глины, являющиеся почвообразующими породами в верхней части вытянутой гряды, способствовали развитию на вогнутых поверхностях слитизированных почв, а также появлению темной языковатости во многих почвах гряды за счет засыпки гумусированного материала верхних горизонтов в периодически открывающиеся трещины.

Карта коэффициента *C* мультिवременной линии почв выявляет неоднородность почвенного покрова, обусловленную проявлением эрозионно-аккумулятивных процессов. На исследуемом ключевом участке уверенно отличаются три контрастные почвенные комбинации в виде разных вариаций и сочетания-вариации, образующие своеобразный каркас структуры почвенного покрова. Хорошо выделяются по мультिवременным спектральным характеристикам открытой поверхности почв, во-первых, водораздельная поверхность с агроотемно-каштановыми профильно-вскипающими почвами (ПК 9), имеющими карбонаты с

поверхности и укороченный гумусовый профиль в результате слабой эрозии; во-вторых, крутая часть южного склона с сильно смытыми почвами (агроземы карбонатные, ПК 5); в-третьих, группа вариаций агроотемно-каштановых почв разных подтипов и родов на нижней пологой части северного склона с древовидной сетью ложбин. Почвенные комбинации смытых и намытых почв, расположенные между указанными выше тремя группами ПК, значимо отличаются от соседей, но их интерпретация имеет повышенную неопределенность, поскольку вариации намытых почв на одном склоне по спектральным характеристикам мультимедийной линии почв не отличаются от смытых почв в других частях склона. Для их распознавания, очевидно, потребуется информация о сопряжении ареалов почв на разных элементах рельефа. В целом, карта коэффициента *C* мультимедийной линии почв показала высокую эффективность в выборе ключевого участка, области возможной экстраполяции наземных изысканий и планировании полевых работ.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят сотрудников Испытательного лабораторного центра Федерального исследовательского центра "Почвенный институт имени В.В. Докучаева" за выполнение химических анализов определения содержания гумуса и карбонатов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках НИР № FGUR-2022-0009.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аникин А.С. Формирование структуры почвенного покрова в связи с развитием процессов эрозии и дефляции в южно-таёжной зоне Западной Сибири // Известия Оренбургского гос. аграрного ун-та. 2009. Т. 4. № 24-1. С. 16–18.
2. Геннадиев А.Н., Жидкин А.П., Олсон К.Р., Качинский В.Л. Эрозия и потери органического углерода почв при распашке склонов // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2010. № 6. С. 32–38. <https://cyberleninka.ru/article/n/>

- eroziya-i-poteri-organicheskogo-ugleroda-pochv-pri-raspashke-sklonov
3. Геннадиев А.Н., Кошовский Т.С., Жидкин А.П., Ковач Р.Г. Латеральная миграция твердофазного вещества почв в пределах ландшафтно-геохимической арены (метод магнитного трассера) // Почвоведение. 2013. № 10. С. 1–12. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13100043>
 4. Глазунов Г.П., Гендугов В.М. Модель крупномасштабного явления ветровой эрозии почв и ее верификация // Почвоведение. 2003. № 2. С. 228–239.
 5. Годельман Я.М. Неоднородность почвенного покрова и использование земель. М.: Наука, 1981. 200 с.
 6. Долгова Д.А., Рейнгард Я.Р., Аникин А.С., Долженко С.В. Структура почвенного покрова территорий с грядными формами рельефа в степной зоне Омской области при развитии процессов деградации почв // Вестник Бурятской гос. с./х. академии им. В.Р. Филиппова. 2010. № 3 (20). С. 15–18. https://elibrary.ru/download/elibrary_15240696_36927163.pdf
 7. Жидкин А.П., Комиссаров М.А. Эрозионно-аккумулятивные микроструктуры почвенного покрова в лесостепной зоне Предуралья Республики Башкортостан // Вестник Башкирского гос. аграрного ун-та. 2020. № 1(53). С. 12–20. <https://doi.org/10.31563/1684-7628-2020-53-1-12-20>
 8. Жидкин А.П., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Лукин С.В., Заздравных Е.А., Лозбенев Н.И. Цифровое моделирование строения и степени эродированности почвенного покрова (Прохоровский район Белгородской области) // Почвоведение. 2021. № 1. С. 17–30. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21010159>
 9. Заславский М.Н. Эрозиоведение. М.: Высшая школа, 1983. 320 с.
 10. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 247 с.
 11. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
 12. Козлов Д.Н., Жидкин А.П., Лозбенев Н.И. Цифровое картографирование эрозионных структур почвенного покрова на основе имитационной модели смыва (северная лесостепь Среднерусской возвышенности) // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2019. Вып. 100. С. 5–35. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-100-5-35>
 13. Королева П.В., Рухович Д.И., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Куляница А.Л., Трубников А.В., Калинина Н.В., Симакова М.С. Местоположение открытой поверхности почвы и линии почвы в спектральном пространстве RED–NIR // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1435–1446. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17100045>
 14. Королева П.В., Рухович Д.И., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Куляница А.Л., Трубников А.В., Калинина Н.В., Симакова М.С. Характеристика почвенных типов и подтипов в N-мерном пространстве коэффициентов мультимедийной (эмпирической) линии почв // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1085–1098. <https://doi.org/10.1134/S0032180X1809006X>
 15. Кошелев А.В. Картографирование почвенного покрова эрозионных агроландшафтов Волгоградской области на основе цифровой модели рельефа // Приоритетные направления развития современной науки молодых ученых аграриев. Материалы V-й междунар. науч.-пр. конф. молодых ученых, посвященные 25-летию ФГБНУ “Прикаспийский НИИ аридного земледелия”. Соленое Займище. 2016. С. 161–164.
 16. Кулик К.Н., Рулев А.С., Юферев В.Г. Геоинформационное моделирование структуры и динамики агролесоландшафтов // Экосистемы: экология и динамика. 2017. Т. 1. № 2. С. 5–20.
 17. Куляница А.Л., Рухович Д.И., Королева П.В., Вильчевская Е.В., Калинина Н.В. Анализ информативности методов обработки больших спутниковых данных систем точного земледелия при коррекции крупномасштабных почвенных карт // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1460–1477. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110088>
 18. Куляница А.Л., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Королева П.В., Рухович Д.И., Симакова М.С. Применение кусочно-линейной аппроксимации спектральной окрестности линии почв для анализа качества нормализации материалов дистанционного зондирования // Почвоведение. 2017. № 4. С. 401–410. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17040049>
 19. Ларионов Г.А., Добровольская Т.Г., Краснов С.Ф., Лиу Б.И. Новое уравнение для оценки фактора рельефа для эмпирической модели эрозии почв // Почвоведение. 2003. № 10. С. 863–871.
 20. Литвин Л.Ф. География эрозии почв сельскохозяйственных земель России. М.: РФФИ, 2002. 254 с. https://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o_36421
 21. Литвин Л.Ф., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Добровольская Н.Г., Горобец А.В. География динамики земледельческой эрозии почв Сибири и Дальнего Востока // Почвоведение. 2021. № 1. С. 136–148. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2101007X>
 22. Мальцев К.А., Голосов В.Н., Гафуров А.М. Цифровые модели рельефа и их использование в расчетах темпов смыва почв на пахотных землях // Ученые записки Казанского ун-та. Сер. Естественные науки. 2018. Т. 160. Кн. 3. С. 514–530. <https://cyberleninka.ru/article/n/tsifrovye-modeli-reliefa-i-ih-ispolzovanie-v-raschyotah-tempov-smывa-pochv-na-pahotnyh-zemlyah>
 23. Мальцев К.А., Ермолаев О.П. Потенциальные эрозионные потери почвы на пахотных землях европейской части России // Почвоведение. 2019. № 12. С. 1502–1512. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19120104>

24. Научные основы предотвращения деградации почв (земель) сельскохозяйственных угодий России и формирования систем воспроизводства их плодородия в адаптивно-ландшафтном земледелии: Т. 1. Теоретические и методические основы предотвращения деградации почв (земель) сельскохозяйственных угодий. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, 2013. 756 с.
25. *Неуструев С.С.* К вопросу о “нормальных” почвах и зональности комплекса сухих степей // Почвоведение. 1910. № 2. С. 177–190.
26. Общесоюзная инструкция по почвенным обследованиям и составлению крупномасштабных почвенных карт землепользования / Под ред. Ищенко Т.А. М.: Колос, 1973. 95 с.
27. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
28. *Потапов И.И., Сафронов И.Н.* Рельеф, геологическое строение и полезные ископаемые Северо-Кавказского экономического района. Ростов-на-Дону: Рост. ун-т, 1985. 156 с.
29. *Рейнгард Я.Р.* Деградация почв экосистем юга Западной Сибири. Лодзь, 2009. 636 с.
30. *Рейнгард Я.Р., Долгова Д.А., Аникин А.С., Долженко С.В.* Изменение структуры почвенного покрова в связи с развитием процессов эрозии и дефляции в южно-таёжной зоне Западной Сибири (на примере Омской области) // Омский научный вестник. 2012. № 2. С. 258–261. https://elibrary.ru/download/elibrary_18387776_65814340.pdf
31. *Рейнгард Я.Р., Долгова Д.А.* Формирование структуры почвенного покрова на территориях с грядными формами рельефа в лесостепной и степной зонах Омской области при развитии процессов эрозии и дефляции // Вестник Бурятской гос. с/х. академии им. В.Р. Филиппова. 2009. № 3. С. 55–59. https://elibrary.ru/download/elibrary_13013636_78414285.pdf
32. *Рейнгард Я.Р., Долженко С.В.* Формирование структуры почвенного покрова на Прииртышском увале Западной Сибири при развитии процессов эрозии и дефляции. Омск: ОмГАУ, 2006. 135 с.
33. Руководство по лабораторным методам исследования ионно-солевого состава нейтральных и щелочных минеральных почв / Под ред. Хитрова Н.Б., Понизовского А.А. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1990. 236 с.
34. *Рулев А.С., Юферев В.Г., Юферев М.В.* Геоинформационные исследования эрозионной деградации в агроландшафтах // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса. 2013. № 2. С. 1–4. <https://cyberleninka.ru/article/n/geoinformatsionnye-issledovaniya-erozionnoy-degradatsii-v-agrolandshaftah>
35. *Рухович Д.И., Королева П.В., Вильчевская Е.В., Калинина Н.В.* Цифровая тематическая картография как смена доступных первоисточников и способов их использования // Цифровая почвенная картография: теоретические и экспериментальные исследования. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2012. С. 58–86.
36. *Рухович Д.И., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Сулейман Г.И., Черноусенко Г.И.* Детектирование деградированных участков пашни на основе анализа больших спутниковых данных // Почвоведение. 2021. № 2. С. 151–167. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21020131>
37. *Рухович Д.И., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Симакowa М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В.* Информативность коэффициентов а и б линии почв для анализа материалов дистанционного зондирования // Почвоведение. 2016. № 8. С. 903–917. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16080128>
38. *Рухович Д.И., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Симакowa М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В.* Построение карт усредненных спектральных отклонений от линии почв и их сравнение с традиционными почвенными картами // Почвоведение. 2016. № 7. С. 794–812. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1607008X>
39. *Силова В.А.* Анализ геоморфологических особенностей агроландшафтов Среднего Дона. Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: Наука и высшее профессиональное образование. 2021. 1(61). 203–210. <https://doi.org/10.32786/2071-9485-2021-01-20>
40. *Синельникова К.П.* Геоинформационный анализ современного состояния агроландшафта Донской гряды // Научно-агрономический журнал. 2020. № 3. С. 9–16. <https://doi.org/10.34736/FNC.2020.110.3.002.9-16>
41. *Синельникова К.П.* Оценка состояния агроландшафтов Донской гряды с использованием ГИС-технологий и космоснимков // Успехи современного естествознания. 2022. № 6. С. 21–26. https://s.natural-sciences.ru/pdf/2022/2022_6.pdf
42. *Смирнова М.А., Жидкин А.П., Лозбенев Н.И., Заздравных Е.А., Козлов Д.Н.* Цифровое картографирование степени эродированности почв с использованием моделей фактор-свойство и фактор-процесс-свойство (юг Среднерусской возвышенности) // Бюл. Почв. ин-та. 2020. Вып. 104. С. 158–198. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-104-158-198>
43. *Соболев С.С.* Развитие эрозионных процессов на территории европейской части СССР и борьба с ними. М.—Л.: Изд-во АН СССР, 1948. Т. 1. 305 с. Т. 2. 1960. 248 с.
44. *Сорокина Н.П.* Методология составления крупномасштабных агроэкологически ориентированных почвенных карт. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2006. 159 с.

45. Сурмач Г.П. Рельефообразование, формирование лесостепи, современная эрозия и противоэрозийные мероприятия. Волгоград: ВНИАЛМИ, 1992. 174 с.
46. Сухановский Ю.П. Модель дождевой эрозии // Почвоведение. 2010. № 9. С. 1114–1125.
47. Фишман М.И. Черноземные комплексы и их связь с рельефом на Среднерусской возвышенности // Почвоведение. 1977. № 5. С. 17–30.
48. Фомичева Д.В., Лозбенев Н.И. Моделирование эрозионных структур почвенного покрова (на примере южного склона Клинско-Дмитровской гряды) // Антропогенная трансформация природной среды. 2018. № 4. С. 200–202. <https://cyberleninka.ru/article/n/modelirovanie-erozionnyh-struktur-pochvennogo-pokrova-na-primere-yuzhnogo-sk-lona-klinsko-dmitrovskoy-gryady> (дата обращения: 13.02.2023).
49. Фридланд В.М. Структура почвенного покрова. М.: Мысль, 1972.
50. Хитров Н.Б., Герасимова М.И. Диагностические горизонты в классификации почв России: версия 2021 // Почвоведение. 2021. № 8. С. 899–910. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21080098>
51. Хитров Н.Б., Герасимова М.И. Предлагаемые изменения в классификации почв России: диагностические признаки и почвообразующие породы // Почвоведение. 2022. № 1. С. 3–14. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22010087>
52. Хитров Н.Б., Калинина Н.В., Роговнева Л.В., Рухович Д.И. Слитоземы и слитизированные почвы России. М.: ИД Академии Жуковского, 2020. 516 с. ISBN: 978-5-907275-35-5
53. Юферев В.Г., Юферев М.В. Оценка эрозионного состояния агроландшафтов по космоснимкам // Научно-агрономический журнал. 2018. С. 26–28. <https://cyberleninka.ru/article/n/otsenka-erozionnogo-sostoyaniya-agrolandshaftov-po-kosmosnimkam>
54. Швец Г.И. Формирование водной эрозии, стока наносов и их оценка (на примере Украины и Молдавии). Л.: Гидрометеиздат, 1974. 184 с.
55. Abdulkareem J.H., Pradhan B., Sulaiman W.N.A., Jamil N.R. Prediction of spatial soil loss impacted by long-term land-use/land-cover change in a tropical watershed // Geoscience Frontier. 2019. V. 10. № 2. P. 389–403. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2017.10.010>
56. Alatorre L.C., Beguería S., García-Ruiz J.M. Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: a case study in Barasona reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM // J. Hydrol. 2010. V. 391. P. 109–123. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.010>
57. Alatorre L.C., Beguería S., Lana-Renault N., Navas A., García-Ruiz J.M. Soil erosion and sediment delivery in a mountain catchment under scenarios of land use change using a spatially distributed numerical model // Hydrology and Earth System Sciences. 2012. V. 16. P. 1321–1334. <https://doi.org/10.5194/hess-16-1321-2012>
58. Alexakis D.D., Manoudakis S., Agapiou A., Polykretis C. Towards the Assessment of Soil-Erosion-Related C-Factor on European Scale Using Google Earth Engine and Sentinel-2 Images // Remote Sensing. 2021. V. 13. P. 5019. <https://doi.org/10.3390/rs13245019>
59. Amasi A.I.M., Wynants M., Kawala R.A., Sawe S.F., Blake W.H., Mtei K.M. Evaluating Soil Carbon as a Proxy for Erosion Risk in the Spatio-Temporal Complex Hydropower Catchment in Upper Pangani, Northern Tanzania // Earth. 2021. V. 2. P. 764–780. <https://doi.org/10.3390/earth2040045>
60. Ayalew D.A., Deumlich D., Šarapatka B., Doktor D. Quantifying the sensitivity of NDVI-Based C factor estimation and potential soil erosion prediction using Spaceborne earth observation data // Remote Sensing. 2020. V. 12. P. 1136. <https://doi.org/10.3390/rs12071136>
61. Bagarello V., Di Stefano C., Ferro V., Pampalone V. Predicting maximum annual values of event soil loss by USLE-type models // Catena. 2017. V. 155. P. 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.002>
62. Batista P.V.G., Lacey J.P., Davies J., Carvalho T.S., Tassinari D., Silva M.L.N., Curi N., Quinton J.N. A framework for testing large-scale distributed soil erosion and sediment delivery models: Dealing with uncertainty in models and the observational data // Environmental Modelling and Software. 2021. V. 137. P. 104961. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.104961>
63. Benavidez R., Jackson B., Maxwell D., Norton K. A review of the (Revised) universal soil loss equation ((R) USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates // Hydrology and Earth System Sciences. 2018. V. 22. № 11. P. 6059–6086. <https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018>
64. Buryak Z.A., Ukrainsky P.A., Gusarov A.V., Lukin S.V., Beylich A.A. Geomorphic factors influencing the spatial distribution of eroded Chernozems in automated digital soil erosion mapping // Geomorphology. 2023. V. 439. P. 108863. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2023.108863>
65. De Carvalho D.F., Durigon V.L., Antunes M.A.H., De Almeida W.S., Oliveira P.T.S. Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5 // Pesquisa Agropecuária Brasileira. 2014. V. 49. № 3. P. 215–224. <https://doi.org/10.1590/s0100-204X2014000300008>
66. Eckert S., Hüsler F., Liniger H., Hodel E. Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land

- degradation and regeneration in Mongolia // *J. Arid Environ.* 2015. V. 113. P. 16–28.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.09.001>
67. *Eltner A., Baumgart P., Maas H.G., Faust D.* Multi-temporal UAV data for automatic measurement of rill and interrill erosion on loess soil // *Earth Surface Processes and Landforms*. 2015. V. 40. № 6. P. 741–755.
<https://doi.org/10.1002/esp.3673>
 68. Farm Management. Satellite Big Data: how it is changing the face of precision farming. Available online: <http://www.farmmanagement.pro/satellite-big-data-how-it-is-changing-the-face-of-precision-farming/>
 69. *Felix F.C., Cândido B.M., de Moraes J.F.L.* Improving RUSLE predictions through UAV-based soil cover management factor (C) assessments: A novel approach for enhanced erosion analysis in sugarcane fields // *J. Hydrology*. 2023. V. 626. P. 130229.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.130229>
 70. *Feng X., Wang Y., Chen L., Fu B., Bai G.* Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments Chinese Loess Plateau // *Geomorphology*. 2010. V. 118. № 3–4. P. 239–248.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.01.004>
 71. *Fu B.J., Zhao W.W., Chen L.D., Zhang Q.J., Lü Y.H., Gulnick H., Poesen J.* Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: a case study in the Loess Plateau of China // *Land Degradation and Development*. 2005. V. 16. № 1. P. 73–85.
<https://doi.org/10.1002/ldr.646>
 72. *Higginbottom T.P., Symeonakis E.* Assessing land degradation and desertification using vegetation index data: current frameworks and future directions // *Remote Sensing*. 2014. V. 6. P. 9552–9575.
<https://doi.org/10.3390/rs6109552>
 73. *Huang Y., Chen Z.-X., Yu T., Huang X.-Z., Gu X.-F.* Agricultural remote sensing big data: Management and applications // *J. Integrative Agriculture*. 2018. V. 17. P. 1915–1931, doi:10.1016/s2095-3119(17)61859-8
 74. *Ibrahim Y.Z., Balzter H., Kaduk J., Tucker C.J.* Land degradation assessment using residual trend analysis of GIMMS NDVI3g, soil moisture and rainfall in sub-Saharan west Africa from 1982 to 2012 // *Remote Sensing*. 2015. V. 7. P. 5471–5494.
<https://doi.org/10.3390/rs70505471>
 75. 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. FAO, Rome. 192 p.
 76. *Iwahashi Y., Ye R., Kobayashi S., Yagura K., Hor S., Soben K., Homma K.* Quantification of changes in rice production for 2003–2019 with MODIS LAI data in Pursat Province, Cambodia // *Remote Sensing*. 2021. V. 13. P. 1971.
<https://doi.org/10.3390/rs13101971>
 77. *Khitrov N.B., Gorokhova I.N., Kravchenko E.I.* Statistics on the Variation in Depth and Thickness of Soil Cover Horizons at the Oroschaemaya Experimental Station // *Moscow University Soil Sci. Bull.* 2022. V. 77. № 2. P. 83–93.
<https://doi.org/10.3103/S0147687422020028>
 78. *Khitrov N.B., Rukhovich D.I., Koroleva P.V., Kalinina N.V., Trubnikov A.V., Petukhov D.A., Kulyanitsa A.L.* A study of the responsiveness of crops to fertilizers by zones of stable intra-field heterogeneity based on big satellite data analysis // *Archives of Agronomy and Soil Science*. 2020. V. 66. № 14. P. 1963–1975.
<https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1703957>
 79. *Li H., Shi D.* Spatio-temporal variation in soil erosion on sloping farmland based on the integrated valuation of ecosystem services and trade-offs model: A case study of Chongqing, southwest China // *Catena*. 2024. V. 236. P. 107693.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107693>
 80. *Lozbenov N., Komissarov M., Zhidkin A., Gusarov A., Fomicheva D.* Comparative assessment of digital and conventional soil mapping: a case study of the Southern Cis-Ural region, Russia // *Soil Systems*. 2022. V. 6. P. 1–12.
<https://doi.org/10.3390/soilsystems6010014>
 81. *Meinen B.U., Robinson D.T.* Mapping erosion and deposition in an agricultural landscape: Optimization of UAV image acquisition schemes for SfM-MVS // *Remote Sensing of Environment*. 2020. V. 239. P. 111666.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111666>
 82. *Mendonça-Santos M.D.L., Dart R.O., Santos H.G., Coelho M.R., Barbara R.L.L., Lumberras J.F.* Digital soil mapping of topsoil organic carbon content of Rio de Janeiro state, Brazil // *Digital Soil Mapping*. Eds.: Boettinger J.L et al. N.Y.: Springer, 2010. Pp. 255–266.
https://doi.org/10.1007/978-90-481-8863-5_21
 83. *Mokarram M., Zarei A.R.* Soil erosion prediction using Markov and CA-Markov chains methods and remote sensing drought indicators // *Ecological Informatics*. 2023. V. 78. P. 102386.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102386>
 84. *Musasa T., Dube T., Marambanyika T.* Landsat satellite programme potential for soil erosion assessment and monitoring in arid environments: A review of applications and challenges // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2024. V. 10. P. 003.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.10.003>
 85. *Phinzi K., Ngetar N.S.* Mapping soil erosion in a quaternary catchment in Eastern Cape using geographic information system and remote sensing // *South African J. Geomatics*. 2017. V. 6. № 1. P. 11–29.
<https://doi.org/10.4314/sajg.v6i1.2>
 86. *Pineux N., Lisein J., Swerts G., Bielders C.L., Lejeune P., Colinet G., Degré A.* Can DEM time series produced by UAV be used to quantify diffuse erosion

- in an agricultural watershed? // *Geomorphology*. 2017. V. 280. P. 122–136.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.12.003>
87. Qi G., Chang C., Yang W., Gao P., Zhao G. Soil salinity inversion in coastal corn planting areas by the satellite-UAV-ground integration approach // *Remote Sens.* 2021. V. 13. № 16. P. 3100.
<https://doi.org/10.3390/rs13163100>
 88. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA Agriculture Handbook 703, 1997. 40 p.
 89. Romanenkov V., Smith J., Smith P., Sirotenko O.D., Rukhovitch D.I., Romanenko I.A. Soil organic carbon dynamics of croplands in European Russia: estimates from the “model of humus balance” // *Reg. Environ. Chang.* 2007. V. 7. P. 93–104.
<https://doi.org/10.1007/s10113-007-0031-7>
 90. Romano E., Bergonzoli S., Pecorella I., Bisaglia C., De Vita P. Methodology for the definition of durum wheat yield homogeneous zones by using satellite spectral indices // *Remote Sensing*. 2021. V. 13. № 11. P. 2036.
<https://doi.org/10.3390/rs13112036>
 91. Rukhovitch D.I., Koroleva P.V., Rukhovitch D.D., Kalinina N.V. The use of deep machine learning for the automated selection of remote sensing data for the determination of areas of arable land degradation processes distribution // *Remote Sensing*. 2021. V. 13. № 1. P. 155.
<https://doi.org/10.3390/rs13010155>
 92. Rukhovitch D.I., Koroleva P.V., Rukhovitch A.D., Komissarov M.A. Informativeness of the Long-Term Average Spectral Characteristics of the Bare Soil Surface for the Detection of Soil Cover Degradation with the Neural Network Filtering of Remote Sensing Data // *Remote Sensing*. 2023. V. 15. № 1. P. 124.
<https://doi.org/10.3390/rs15010124>
 93. Rukhovitch D.I., Koroleva P.V., Rukhovitch A.D., Komissarov M.A. Updating of the Archival Large-Scale Soil Map Based on the Multitemporal Spectral Characteristics of the Bare Soil Surface Landsat Scenes // *Remote Sensing*. 2023. V. 15. № 18. P. 4491.
<https://doi.org/10.3390/rs15184491>
 94. Rukhovitch D.I., Koroleva P.V., Vilchevskaya E.V., Romanenkov V., Kolesnikova L.G. Constructing a spatially-resolved database for modelling soil organic carbon stocks of croplands in European Russia // *Reg. Environ. Chang.* 2007. V. 7. P. 51–61.
<https://doi.org/10.1007/s10113-007-0029-1>
 95. Schmalitz E.M., Johannsen L.L., Thorsøe M.H., Tähtikarhu M., Räsänen T.A., Darboux F., Strauss P. Connectivity elements and mitigation measures in policy-relevant soil erosion models: A survey across Europe // *Catena*. 2024. V. 234. P. 107600.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107600>
 96. Senanayake S., Pradhan B., Wedathanthirige H., Alami A., Park H.-J. Monitoring soil erosion in support of achieving SDGs: A special focus on rainfall variation and farming systems vulnerability // *Catena*. 2024. V. 234. P. 107537.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107537>
 97. Shary P.A., Sharaya L.S., Mitusov A.V. Fundamental quantitative methods of land surface analysis // *Geoderma*. 2002. V. 107. P. 1–32.
[https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(01\)00136-7](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(01)00136-7)
 98. SRTM. Available online: <http://srtm.csi.cgiar.org>
 99. Xu H., Hu X., Guan H., Zhang B., Wang M., Chen S., Chen M. A remote sensing based method to detect soil erosion in forests // *Remote Sensing*. 2019. V. 11. P. 513.
<https://doi.org/10.3390/rs11050513>
 100. Yengoh G.T., Dent D., Olsson L., Tengberg A.E., Tucker C.J. Limits to the use of NDVI in land degradation assessment // *Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales*. Springer Briefs in Environmental Science. Springer: Cham, Switzerland, 2015. P. 27–30.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8_4
 101. Zhang Y., Walker J.P., Pauwels V.R.N., Sadeh Y. Assimilation of wheat and soil states into the AP-SIM-wheat crop model: a case study // *Remote Sensing*. 2022. V. 14. № 1. Paper 65. P. 1–21.
<https://doi.org/10.3390/rs14010065>
 102. Zhidkin A., Fomicheva D., Ivanova N., Dost'al T., Yurova A., Komissarov M., Kr'asa J. A detailed reconstruction of changes in the factors and parameters of soil erosion over the past 250 years in the forest zone of European Russia (Moscow region) // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2022. V. 10. № 1. P. 149–160.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.06.003>
 103. Zhidkin A., Gennadiev A., Fomicheva D., Shamshurina E., Golosov V. Soil erosion models verification in a small catchment for different time windows with changing cropland boundary. // *Geoderma*. 2023. V. 430. P. 116322.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116322>

Erosion-Accumulative Soil Cover Pattern of Dry-Steppe Agricultural Landscape, Rostov Region

N. B. Khitrov^{1,*}, E. I. Kravchenko¹, D. I. Rukhovich¹, and P. V. Koroleva¹

¹Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

**e-mail: khitrovn@gmail.com*

The aim of the work is to present the results of a ground-based study of the erosion-accumulative soil cover pattern of a key area and to assess the information content of multi-temporal remote sensing data of the bare soil surface for its identification and mapping in the zone of distribution of dark chestnut soils (Kastanozems). The study area is located on the Millerovo-Morozovskaya inclined plain within the Don-Donetsk hilly-ridge plain in the Oblivsky district of the Rostov region. The soil cover of the key area is represented by a combination of different variations of low-contrast soils on convex and concave surfaces within an elongated ridge and its slopes, including agro-dark chestnut solonetzic and non-solonetzic soils, agrozems (eroded soils that have lost the xerometamorphic horizon), stratozems (heavily delivered soils). The formation of the soil cover pattern is determined by a combination of mesorelief forms and two types of parent material. The C coefficient map of the multi-temporal soil line reveals the heterogeneity of the soil cover due to erosion-accumulative processes. In study area, three contrasting soil combinations are confidently distinguished in the form of different variations and combination-variations, forming a kind of framework of the soil cover pattern. Soil combinations of eroded and delivered soils located between the above three groups of soil combinations are significantly different from their neighbors, but their interpretation has increased uncertainty.

Keywords: Kastanozems, stratozems, eroded soils, vertic soils, bare soil surface, spectral neighborhood of the soil line, multi-temporal soil line

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ФАКТОРОВ НА ОЦЕНКУ ОБЩЕЙ ЩЕЛОЧНОСТИ ПОЧВ НА КАРБОНАТНЫХ ПОРОДАХ

© 2024 г. Е. В. Ванчикова^а, Е. В. Шамрикова^{а, *}, Е. В. Кызьюрова^а, Е. В. Жангуров^а

^аИнститут биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
ул. Коммунистическая, 28, Сыктывкар, 167982 Россия

*e-mail: shamrik@ib.komisc.ru

Поступила в редакцию 01.03.2024 г.

После доработки 11.04.2024 г.

Принята к публикации 15.04.2024 г.

Динамизм пулов и потоков углерода в ландшафтах требует особого внимания к методам и средствам измерения всех углеродсодержащих компонентов. Важной составной частью бюджета углерода карбонатных геосистем является растворенный неорганический углерод, часть которого выносится поверхностными и латеральными потоками в водные объекты, что актуализирует внимание к оценке общей щелочности (ОЩ) почв, сформированных на карбонатных породах. Анализ образцов почв и почвообразующей породы Полярного Урала с содержанием CaCO_3 от 0 до 100% выявил факторы, влияющие на значение их ОЩ: а) способ подготовки почвы и водной вытяжки (отношение массы почвы и объема дистиллированной воды $m_n : V_{\text{H}_2\text{O}}$, качество разделения твердой и жидкой фаз); б) вариант фиксации точки конца титрования вытяжек кислот; в) присутствие органических кислот с pK_a менее 4.4. Последние снижают содержание гидрокарбонат-иона посредством его перевода в угольную кислоту, не измеряемую титриметрически. Данный механизм подтвержден: а) анализом модельных растворов гидрокарбоната натрия и муравьиной ($\text{pK}_a = 3.75$), винной ($\text{pK}_{a1} = 3.04$, $\text{pK}_{a2} = 4.37$), яблочной ($\text{pK}_{a1} = 3.46$) кислот; б) катионно-анионным балансом водных вытяжек из почв; в) отрицательным смещением результатов титриметрического измерения ОЩ (суммы карбонатной и органической щелочности) относительно количества эквивалентов растворенного неорганического углерода, определенного высокотемпературным каталитическим окислением при одинаковом $m_n : V_{\text{H}_2\text{O}}$ в обоих методах. Сопоставление результатов измерений ОЩ почв, полученных в разных лабораториях, возможно лишь при строгом соблюдении всех условий, которые можно экспериментально осуществить. Для разделения твердой и жидкой фаз карбонатных почв рекомендовано использование центрифуги, для фиксации точки конца титрования – рН-метр или титратор.

Ключевые слова: водные вытяжки, гидрокарбонат-анионы, органические кислоты, потенциометрический метод, высокотемпературное каталитическое окисление, Полярный Урал

DOI: 10.31857/S0032180X24090026, **EDN:** WMDWRZ

ВВЕДЕНИЕ

Углерод неорганических соединений (C_n) почвы является частью глобального углеродного цикла, а почвенная карбонатная система может быть, как источником, так и поглотителем углекислого газа [30, 33, 36, 50, 51]. В массовых балансах углерода значительное внимание уделяют латеральному экспорту из почв в водные объекты мобильных форм C_n – продуктов выветривания и растворения [8, 32, 37, 40, 45,]. Устойчивый рост карбонатной щелочности вод крупных рек, в том числе рек Российской Арктики, связанный с

климатическими сдвигами и сменой трендов снегонакопления, подчеркивает важность учета этого компонента круговорота углерода [39, 44].

Масштабы выноса элемента с суши в океан, например, в мангровых экосистемах могут многократно превышать его стабилизацию [28]. Значительная потеря растворенного углерода неорганических соединений выражена и в карбонатных почвах естественных и сельскохозяйственных экосистем [51]. В горных карбонатных ландшафтах интенсивность выноса продуктов выветривания карбонатов (как и собственно мелкодисперсного

карбонатного материала) текучими наземными и подземными водами с образованием пустот [43] наиболее значительна в период активного снеготаяния и выпадения большого количества осадков. Растворению карбонатов в экосистемах Субарктики и Арктики способствует естественное [23, 24] и антропогенное подкисление. Последнее связано с трансграничным переносом кислотообразующих поллютантов из промышленно развитых регионов Центральной Европы, загрязнением атмосферы электро- и тепловыми станциями близлежащих промышленных и урбанизированных центров [11].

Таким образом, для оценки потенциального риска потери углерода неорганических соединений, а также прогнозирования таких глобальных процессов как динамика CO_2 в атмосфере и подкисление почв на карбонатных породах все более актуальными становятся сведения об общей щелочности (ОЩ) почв [29, 47].

Как известно, ОЩ почв обусловлена карбонат- и гидрокарбонат-анионами (карбонатная щелочность), а также анионами органических кислот, титруемых до $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 4.4 (органическая щелочность). Первые упоминания об обусловленности некарбонатной щелочности почв анионами карбоновых кислот датированы началом XX в. [14, 48]. Вклад органической щелочности в ОЩ почв может быть существенным (до 90%) [3–6, 12, 15, 16, 34, 35, 38, 41]. В отдельных случаях говорят также о фосфатной, боратной и сульфидной щелочности, связанной с присутствием солей соответствующих минеральных кислот [3].

Методика измерения ОЩ почв приведена во многих руководствах [1, 2, 20]. Измерение показателя проводят титриметрически, точку конца титрования определяют по смене окраски индикаторов (фенолфталеина и метилового оранжевого). Фиксации изменения окраски индикаторов может препятствовать темный цвет водных вытяжек из почв [9]. Для приготовления водных вытяжек рекомендованы разные отношения массы почвы и объема дистиллированной воды ($m_{\text{п}} : V_{\text{H}_2\text{O}}$) 1 : 1, 1 : 2.5, 1 : 5, в отдельных случаях подобная рекомендация отсутствует [1, 2, 5, 19, 20, 29]. Вместе с тем количество карбонатных ионов, переходящих в раствор, зависит от $m_{\text{п}} : V_{\text{H}_2\text{O}}$ [2, 7].

Аналогичный прием (индикаторное титрование) предлагает и стандарт [10], предназначенный для измерения концентрации CO_3^{2-} , HCO_3^- в водной вытяжке из почв (соотношение 1 : 5). Накопленный опыт работы с почвами Полярного Урала, формирующимися при близком подстилании карбонатных пород, показывает, что CaCO_3 может присутствовать и в верхних горизонтах, представляющих собой органо-генный и органо-минеральный субстрат. Для таких объектов даже соотношение 1 : 5 не позволяет собрать достаточного объема

фильтрата для оценивания ОЩ почв. Опорным документом в подобных случаях служит аттестованная методика, разработанная коллективом Института биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН [13]. Методика предусматривает значения $m_{\text{п}} : V_{\text{H}_2\text{O}}$, равное 1 : 50 для органо-генных горизонтов и 1 : 5 — для минеральных. Фиксацию точки конца титрования проводят с помощью pH-метра.

Названные факторы влияют на конечный результат титриметрического анализа, и, соответственно, на значение ОЩ почвы. Отсутствие единых подходов в подготовке водных вытяжек почв объективно затрудняет сопоставление результатов, полученных в разных лабораториях.

Цель работы — выявить факторы, влияющие на оценку общей щелочности на примере почв Полярного Урала, сформированных на карбонатных породах.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований. Район отбора почв находится в южной части циркумполярной зоны и охватывает горную ландшафтную область Полярного Урала. На территории широко развиты выходы на дневную поверхность массивных мраморизованных известняков нижнедевонского возраста [21]. Коренные карбонатные породы в пределах исследуемого склона северо-восточной экспозиции образуют маломощный чехол различных по гранулометрическому составу отложений элювиально-делювиального генезиса. Климат района — гумидный континентальный, характерны резкие колебания сезонных и суточных температур. Количество осадков в зависимости от высоты горных массивов сильно варьирует и составляет 600–800 мм/год [27].

В качестве объектов исследований выбраны почвы катены в северной части хребта Большой Пайпудынский. Участки (уч.) расположены на высотном профиле от коренного берега ручья Развильный (уч. 1) до плато в верхней части склона (уч. 8). Объекты характеризуются разным соотношением углерода органических и неорганических соединений. Содержание карбоната кальция колеблется в диапазоне от 0 до 100% (углерода неорганических соединений 0–12%), углерода органических соединений от 0–35% [26]. Индексация почвенных горизонтов (гор.) и классификация почвенных профилей даны в соответствии с [18, 49].

Методы исследований. Значения pH водных растворов (pH), водных суспензий ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}-\text{с}}$) и вытяжек ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) из почв измеряли на ионометре универсальном Анион-4100 (Россия). Погрешность измерений ± 0.1 pH.

Общую щелочность оценивали потенциометрическим титрованием (ПТ) аликвотной части фильтрата водных вытяжек из трех навесок каждой

почвы. Использовали $m_p : V_{H_2O}$, равное 1 : 50 для органогенных, 1 : 5 — для минеральных горизонтов (ОШ₁) [13], а также 1 : 25, 1 : 2.5 соответственно (ОШ₂). Относительная погрешность измерения равна 25%. Регистрацию точки конца титрования проводили с помощью рН-метра при рН 4.4, в отдельных случаях — одновременно с помощью индикаторов. Выборочно, при титровании водных вытяжек из почв фиксировали промежуточные значения рН и исследовали кривые титрования рН $f(V_t)$, где V_t — объем добавленного титранта.

Для выявления особенностей поведения анионов угольной кислоты в разбавленных водных растворах, в которых молярные концентрации HCO_3^- и CO_3^{2-} сопоставимы с содержанием анионов в водных вытяжках из почв, исследовали модельные водные растворы и вытяжки. Для их приготовления использовали реактивы, качество которых соответствует нормативным документам: карбонат натрия (ГОСТ 83-79), гидрокарбонат натрия (ГОСТ 4201-79), муравьиная (ГОСТ 5848-73), винная (ГОСТ 5817-69) и яблочная (Е296) кислоты, карбонат кальция (ГОСТ 4530-76).

Готовили исходные растворы гидрокарбоната натрия, винной, яблочной ($c_0 = 0.0100$ моль/дм³) и муравьиной ($c_0 = 0.0124$ моль/дм³) кислот. Состав водного раствора смесей: 10 см³ раствора гидрокарбоната натрия, 2.5 см³ — органической кислоты и 12.5 см³ — бидистиллированной воды ($n(HCO_3^-) = 0.100$ ммоль, $n(H_2A) = 0.025$ ммоль, $n(HCOOH) = 0.031$ ммоль). Для получения водной вытяжки из карбоната кальция смесь 3 г $CaCO_3$ и 75 см³ бидистиллированной воды встряхивали 3 мин на электромеханической мешалке. Карбонат кальция использовали в воздушно-сухом и абсолютно-сухом состояниях (порцию карбоната кальция выдерживали в сушильном шкафу в течение 2 ч при $T = 105^\circ C$).

Титрование вытяжек и модельных растворов выполняли раствором серной кислоты (молярная концентрация эквивалентов $c(1/2H_2SO_4) = 0.01$ моль/дм³). Применяли разные способы отделения жидкой фазы от почвы для получения прозрачных растворов: отстаивание, фильтрование, центрифугирование (центрифуга Hettich EBA-200, Hettich GmbH & Co. KG, Германия). Исследовали влияние скорости титрования на равновесие в вытяжках и растворах, используя разное время взаимодействия компонентов анализируемых растворов с раствором серной кислоты. В первом случае добавляли новую аликвотную часть титранта через каждые 30 с ($\vartheta_1 = 2$ мкмоль/мин), во втором — через 2 ч ($\vartheta_2 = 1$ мкмоль/ч).

В водных вытяжках из почв оценивали содержание общего углерода неорганических соединений $(C_n)_{H_2O}$ методом высокотемпературного каталитического окисления (ВКО) с бездисперсионной

ИК-регистрацией на анализаторе ТОС VCPH (Shimadzu) по методике, предназначенной для анализа природных вод [17]. Относительная расширенная неопределенность измерений $(C_n)_{H_2O}$ составляет 15%. Ранее показана возможность использования данной методики при анализе водных вытяжек из почв [22]. Соотношения $m_p : V_{H_2O}$ аналогичны условиям при измерении ОШ₂.

Значения $(C_n)_{H_2O}$ использовали для расчета исходной молярной концентрации гидрокарбонат-анионов $c(HCO_3^-)_0$, перешедших в водную вытяжку из почвы. Основанием для этого были малая растворимость оксида углерода (IV), поступающего из воздуха в водную вытяжку, а также тот факт, что угольная кислота в основном образуется за счет гидролиза HCO_3^- , а также взаимодействия HCO_3^- с более сильными чем H_2CO_3 , кислотами. Далее $c(HCO_3^-)_0$ использовали для построения расчетных кривых титрования водных вытяжек (рис. 1).

Находили относительное расхождение $\theta(\delta)$ значений ОШ₂ относительно опорного (аттестованного). За опорное значение принимали удельное количества эквивалентов $(C_n)_{H_2O}$ представлено в табл. 1. При ОШ₂ < $(C_n)_{H_2O}$ значения $\theta(\delta)$ — отрицательны, в противном случае $\theta(\delta) > 0$.

$$\theta(\delta) = \frac{(OШ_2 - (C_n)_{H_2O})100}{(C_n)_{H_2O}}. \quad (1)$$

Вывод о наличии/отсутствии карбонатов в почвах делали по результатам волюмометрического анализа почв с помощью кальциметра 08.53 Eijkelkamp (SA07, США-Нидерланды). Предельное значение массовой доли $CaCO_3$, измеряемой на приборе, составляет 0.5% (0.06% для углерода неорганических соединений почв) [24].

Измерения проводили в Экоаналитической лаборатории Института биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, аккредитованной в Системе аккредитации аналитических лабораторий Росстандарта России (аттестат РОСС RU.0001.511257 от 16.04.14).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследование модельных водных систем, содержащих углерод неорганических соединений

Водные растворы гидрокарбонат-анионов. В водных растворах гидрокарбоната натрия равновесную концентрацию $[H^+]$ рассчитывают по формуле (2):

$$[H^+] = \sqrt{\frac{K_{a1}(K_{a2}c(NaHCO_3) + K_w)}{K_{a1} + c(NaHCO_3)}}, \quad (2)$$

где $K_{a1} = 4.5 \times 10^{-7}$, $K_{a2} = 4.8 \times 10^{-11}$ — константы диссоциации угольной кислоты.

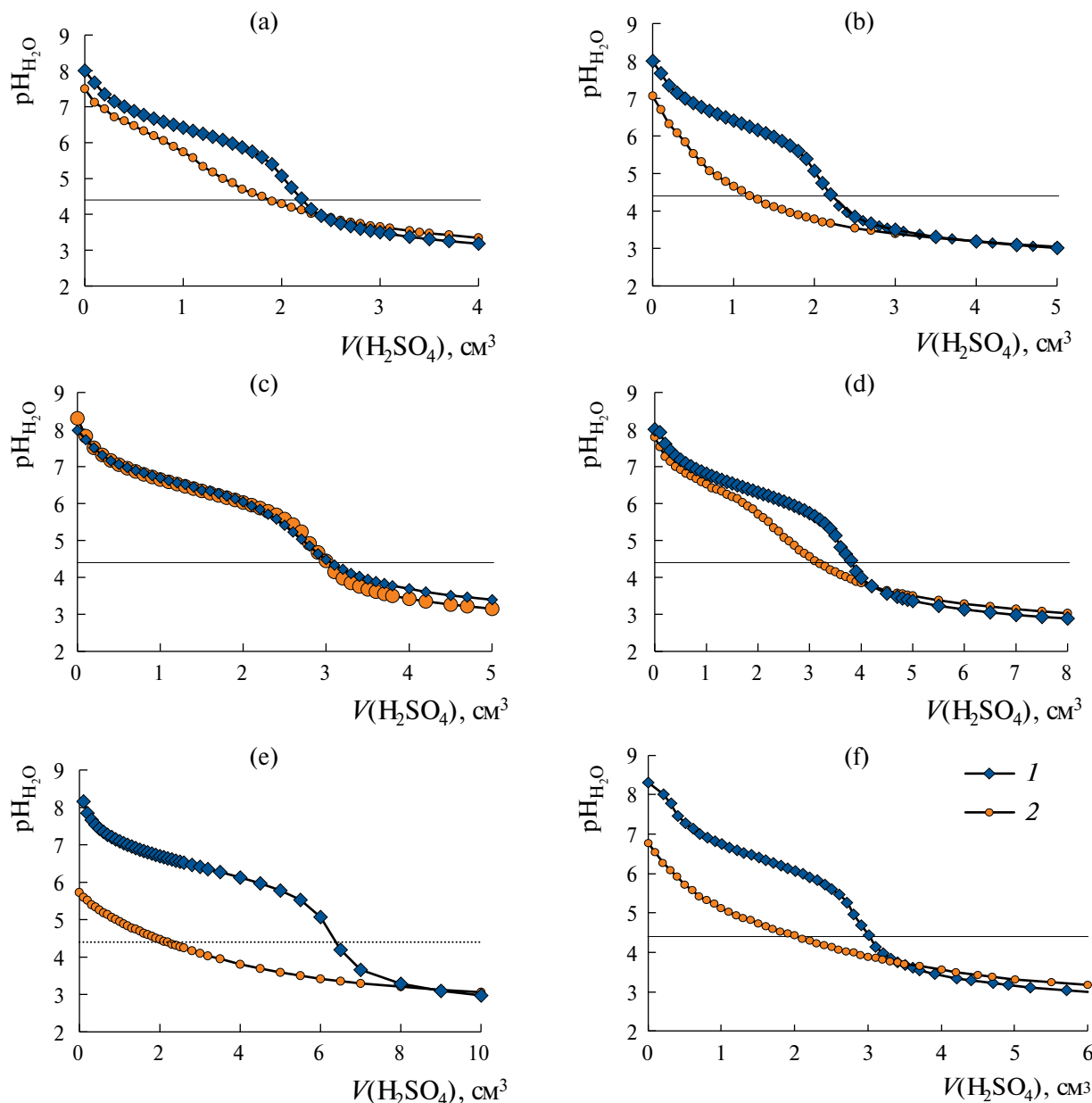


Рис. 1. Кривые титрования водных вытяжек из почв раствором серной кислоты, объем аликвотной части вытяжки $V_a = 25 \text{ см}^3$: расчетная 1, экспериментальная кривая вытяжки 2: (а) – уч. 6 О(0–1), (б) – уч. 3 Оа(2–4), (с) – уч. 2 Вwca1(30–55), (д) – уч. 3 Ahca(15–20), (е) – уч. 7 О(0–2), (ф) – уч. 8 Оа(5–10).

Данная формула получена при условии $c(\text{NaHCO}_3) > 10^{-4} \text{ моль/дм}^3$. Если $c(\text{NaHCO}_3) > 10^{-2} \text{ моль/дм}^3$, то $K_w \ll K_{a2}$ и $K_{a1} \ll c(\text{NaHCO}_3)$, K_w – ионное произведение воды, $K_w = 10^{-14}$. Следовательно, в растворах гидрокарбоната натрия pH не зависит от $c(\text{NaHCO}_3)$:

$$[\text{H}^+] = \sqrt{K_{a1}K_{a2}} = 4.6 \cdot 10^{-9}, \text{ pH } 8.3 \quad (3)$$

При меньшей молярной концентрации гидрокарбонат-анионов в растворе $c(\text{NaHCO}_3) < 10^{-2} \text{ моль/дм}^3$, $\text{pH} f(c(\text{NaHCO}_3))$.

В большинстве водных вытяжек из почв молярная концентрация гидрокарбонат-анионов менее 0.01 моль/дм^3 (рис. 2). Завышенные измеренные значения $c(\text{NaHCO}_3)$ обусловлены несоответствием конца титрования pH точке эквивалентности. Первая точка на кривой рис. 2 соответствует пределу измерений $c(\text{NaHCO}_3) = 0.008 \text{ ммоль/дм}^3$ при титровании раствором серной кислоты ($V(\text{H}_2\text{SO}_4) = 0.02 \text{ см}^3$, $c(1/2\text{H}_2\text{SO}_4) = 0.01 \text{ моль/дм}^3$). Следовательно, если pH раствора NaHCO_3 менее 5.5, оценить содержание в нем гидрокарбонат-анионов

Таблица 1. Характеристика почв

Горизонт	Глубина, см	pH _{H₂O-c}	C _{орг} ¹	C _н ²	ОЩ ₁ ³	ОЩ ₂ ⁴	(C _н) _{H₂O} ⁵	θ(δ) ⁶ , %	n(1/z Kt) / n(1/z An) ⁷
			%		ммоль/кг				
Участок 1. Дерново-криометаморфическая (Calcaric Mollic Stagnosol (Skeletal))									
О	0–1	6.67	17.7	0.0 ⁸	27	15	16	–6.3	1.26
Ah1	1–5	6.99	3.3		3.5	2.1	2.1	0.0	1.22
Ah2	5–15	7.33	3.2	0.1	3.9	2.0	2.6	–23	1.20
Bwca1	15–35	7.72	0.6	0.6	4.6	3.2	3.0	6.7	1.10
Bwca2	35–60	7.90	0.2	0.5	3.7	3.4	3.0	13	1.07
Пятно без растительности (правая часть передней стенки разреза 1-ПУ) (Spot without vegetation)									
Cca	0–1	7.84	1.2	0.2	4.4	3.0	3.5	–14	1.08
Ah1@	1–5	7.87	1.1	0.0	3.3	2.6	2.4	8.3	1.08
Ah2@	5–20	7.57	1.0		3.2	2.0	2.3	–13	1.09
Bwca	20–30	7.89	0.5	0.2	3.0	3.0	3.1	–3.2	1.08
Cca	30–60	8.05	0.3	0.6	3.2	3.2	3.1	3.2	1.19
Участок 2. Дерново-криометаморфическая (Calcaric Mollic Stagnosol (Skeletal))									
О	0–2	7.00	24.6	0.0	39	20	32	–38	1.20
Ah	2–5	6.71	13.1	0.1	—	11	20	–45	1.95
A1	5–15	7.47	3.8	0.5	4.4	2.7	3.7	–27	1.15
A2	15–30	7.62	3.5	0.9	4.6	2.9	4.0	–28	1.00
Bwca1	30–55	7.98	0.3	0.6	2.3	2.8	2.9	–3.4	1.00
Bwca2	55–70	7.95	0.2	0.1	2.3	2.7	2.3	17	0.88
Cca	70–100	8.10	0.0	0.4	2.8	2.5	2.6	–3.8	1.03
Участок 3. Карболитозем перегнойно-темногумусовый (Calcaric Mollic Folic Leptosol (Humic))									
О	0–2	7.22	24.0	0.1	41	17	21	–19	1.12
Oa	2–4	7.40	18.5	0.3	30	9.8	14	–30	1.16
Ah	4–15	7.50	5.7	0.6	5.4	3.2	4.3	–26	1.47
Ahca	15–20	7.69	5.3	0.4	6.6	3.1	3.7	–16	1.27
Участок 4. Перегнойно-темногумусовая (Leptic Skeletic Calcaric Regosol)									
О	0–2	7.00	25.7	0.0	42	20	40	–50	1.21
Ah1	2–10	7.34	8.9		6.9	3.9	4.1	–4.9	1.21
Ah2	10–30	7.48	4.7	1.6	5.2	3.2	4.0	–20	1.29
Ah3	30–45	7.62	4.1		5.4	2.8	4.0	–30	1.03
Bwca	45–55	7.80	0.6	6.1	5.2	2.9	3.5	–17	1.08
Cca	55–65	7.69	4.5	1.6	4.8	3.1	4.0	–23	1.13

Окончание табл. 1

Горизонт	Глубина, см	pH _{H₂O-c}	C _{орг} ¹	C _н ²	ОЩ ₁ ³	ОЩ ₂ ⁴	(C _н) _{H₂O} ⁵	θ(δ) ⁶ , %	n(1/z Kt) / n(1/z An) ⁷
			%		ммоль/кг				
Участок 5. Перегнойно-темногумусовая криометаморфическая (Calcaric Mollic Leptic Stagnosol (Skeletal))									
O	0–2	6.90	30.2	0.0	40	21	38	–45	1.12
Ah1	2–5	6.59	11.0		5.8	2.8	3.7	–36	1.18
Ah2	5–15(20)	6.97	7.6		3.6	1.7	2.7	–37	1.25
Bwca1	15(20)–30	7.40	1.8		2.6	1.3	1.7	–23.5	1.19
Bwca2	30–45	7.73	0.9	0.7	4.7	3.1	3.0	3.3	1.17
Участок 6. Перегнойно-темногумусовая (Calcaric Skeletic Leptic Regosol)									
O	0–1	7.57	16.6	7.0	36	20	21	–4.8	1.11
Ah1	1–10(15)	8.04	3.5	8.1	5.1	3.0	2.8	7.1	1.05
Ah2	10(15)–25	8.08	7.4	5.0	6.2	3.5	4.1	–15	1.02
Ah@	25–35	7.98	7.7	4.4	5.8	3.6	3.7	–2.7	1.12
Bca	35–45	8.32	1.4	10.4	1.8	1.1	1.2	–8.3	1.26
Cca	45–...	8.50	0.0	12.2	3.5	1.9	2.3	–17.4	1.07
Пятно без растительности (левая часть передней стенки разреза 6-ПУ) (Spot without vegetation)									
O	0–1	7.76	1.9	9.1	4.3	2.8	2.8	0.0	1.36
Ah1	1–10	7.93		9.3	4.6	2.7	2.9	–6.9	1.16
Ah2	10–25	7.89	3.8	7.7	5.6	3.1	3.3	–6.1	1.13
Ah@	25–35	8.00	5.9	6.7	7.3	3.8	3.7	2.7	0.98
Участок 7. Перегнойно-криометаморфическая глееватая (Calcaric Stagnosol (Humic, Skeletic))									
O	0–2	5.58	33.1	0.0	17	20	63	–68	2.46
H1	2–10	6.30	24.3		19	11	12	–8.3	1.52
H2	10–20	6.49	16.7		15	–	–	–	1.35
Bg	20–27	6.61	2.1		1.8	1.1	1.0	10	1.32
Bwca1	27–50	7.61	0.9	0.7	4.6	3.3	3.8	–13	1.12
Bwca2	50–65	7.97	0.0	2.5	4.8	3.4	3.0	13	1.08
Cca	65–80	8.04		2.4	4.6	3.1	3.0	3.3	1.07
Участок 8. Перегнойно-темногумусовая квазиглеевая криометаморфическая (Calcaric Follic Gleysol (Skeletal))									
Oa	5–10	6.77	34.5	0.0	31	18	27	–33	1.50
Ah1	10–12	6.91	19.8		1.6	5.8	4.5	29	1.71
Ah2	12–20	6.95	15.6		1.4	4.1	4.1	0.0	1.36
Ghca	20–35	7.72	2.1		0.6	4.2	3.1	2.1	48
Cca	35–55	7.99	0.8	0.8	4.3	3.5	2.9	21	1.16

^{1,2} – Массовая доля углерода органических и неорганических соединений соответственно [25]. Общая щелочность, измеренная потенциометрически при соотношении массы почвы и объема дистиллированной воды для органогенных и минеральных горизонтов соответственно: ³ – 1 : 50 и 1 : 5; ⁴ – 1 : 25 и 1 : 2.5. ⁵ – Удельное количество эквивалентов углерода неорганических соединений в водных вытяжках из почв, измеренное методом высокотемпературного каталитического окисления. ⁶ – Относительное расхождение количества эквивалентов (C_н)_{H₂O} и ОЩ₂. ⁷ – Отношение суммарного количества эквивалентов катионов и анионов в водных вытяжках из почв [24]. ⁸ – ниже предела обнаружения прибора.

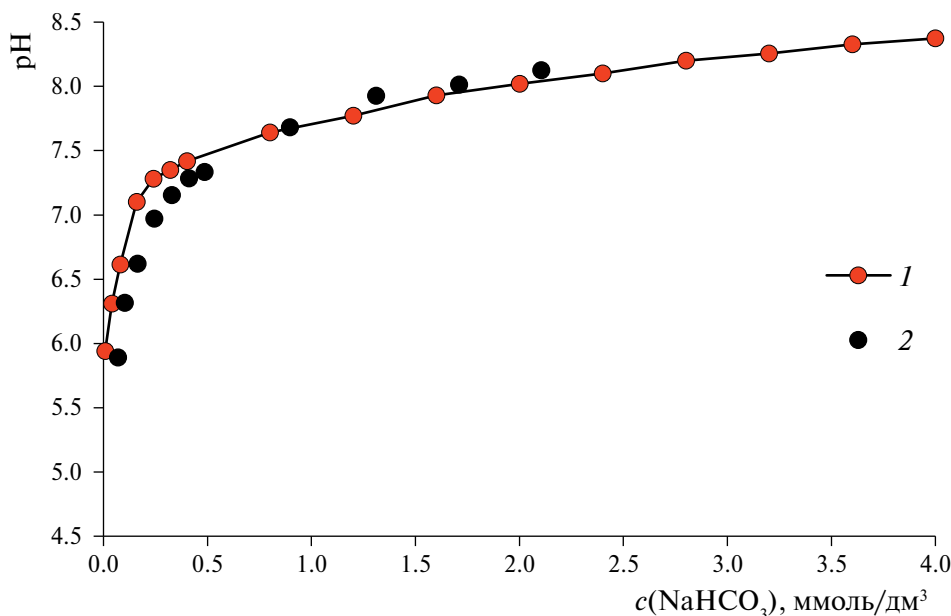


Рис. 2. Зависимость pH водных растворов гидрокарбоната натрия от молярной концентрации $c(\text{NaHCO}_3)$, ммоль/дм³: расчетная (1), измеренная молярная концентрация $c(\text{NaHCO}_3)$ титрованием 25 см³ раствора NaHCO_3 раствором серной кислоты до pH 4.4 (2).

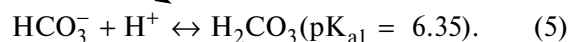
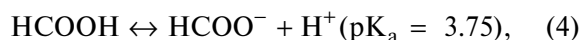
титриметрическим методом не представляется возможным.

При титровании раствора гидрокарбоната натрия раствором H_2SO_4 образуется буферная система $\text{HCO}_3^-/\text{H}_2\text{CO}_3$. Скорость титрования определяет значения pH буферной смеси (рис. 3). При добавлении аликвотных частей титранта, содержащих по 0.001 ммоль H^+ , со скоростью $\vartheta_1 = 2$ ммоль/мин, форма кривой повторяет расчетную кривую с учетом образования буферной системы. Однако равновесие в растворе неустойчиво. При более медленном титровании $\vartheta_2 = 1$ ммоль/ч, pH раствора каждый раз постепенно возвращается к значению, соответствующему раствору, содержащему только гидрокарбонат-анионы. В растворе равновесие $\text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$ смещается в сторону образования оксида углерода (IV), который не участвует в формировании буферной смеси. Поэтому pH раствора стремится к значению 8.0–8.3.

Следует отметить, что точка перегиба на кривых (точка эквивалентности) при медленном титровании смещается с pH 4.4 до 5.5. Однако даже на кривой 3 при pH 4.4 количество кислоты в титранте соответствует введенному количеству гидрокарбонат-анионов. Следовательно, в однокомпонентном растворе ($c(\text{HCO}_3^-) = 0.004$ моль/дм³) скорость титрования не оказывает влияния на результаты измерений содержания гидрокарбонат-анионов.

Водные растворы смеси гидрокарбонат-анионов и органических кислот

Водный раствор смеси гидрокарбонат-анионов и муравьиной кислоты. При добавлении к раствору гидрокарбоната натрия раствора муравьиной кислоты (более сильной, чем угольная) в равновесии находятся анионы и молекулы обеих кислот:



Примечание. Приведены значения констант диссоциации кислот, а не равновесий.

В данной системе после установления равновесия должно остаться количество гидрокарбонат-анионов $n(\text{HCO}_3^-) = 0.069$ ммоль. При титровании со скоростью $\vartheta_1 = 2$ ммоль/мин усредненная кривая проходит точку эквивалентности ($V(\text{H}_2\text{SO}_4) = 7.2$ см³) на 4% дальше рассчитанного значения. Можно считать, что в данном объеме титранта количество серной кислоты (в пределах погрешности) эквивалентно количеству гидрокарбонат-анионов, оставшихся после взаимодействия с протонами муравьиной кислоты (равновесия (4) и (5)) (рис. 4). Значение pH исходной смеси гидрокарбонат-анионов и муравьиной кислоты равен 8.2. Форма кривой титрования свидетельствует об образовании буферной смеси. При медленном титровании так же, как в растворе

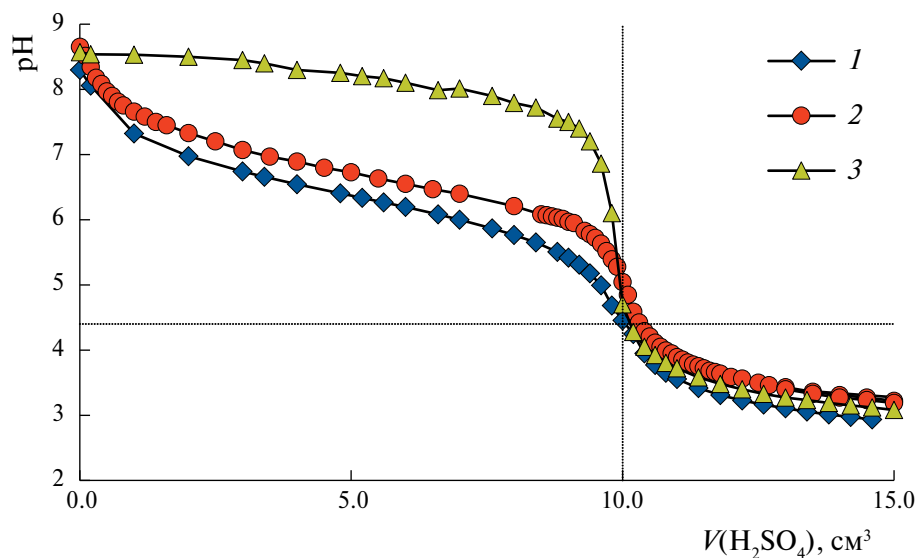


Рис. 3. Расчетная (1) и экспериментальные кривые титрования раствора гидрокарбоната натрия раствором серной кислоты со скоростью $\vartheta_1 = 2$ мкмоль/мин (2), $\vartheta_2 = 1$ мкмоль/ч (3).

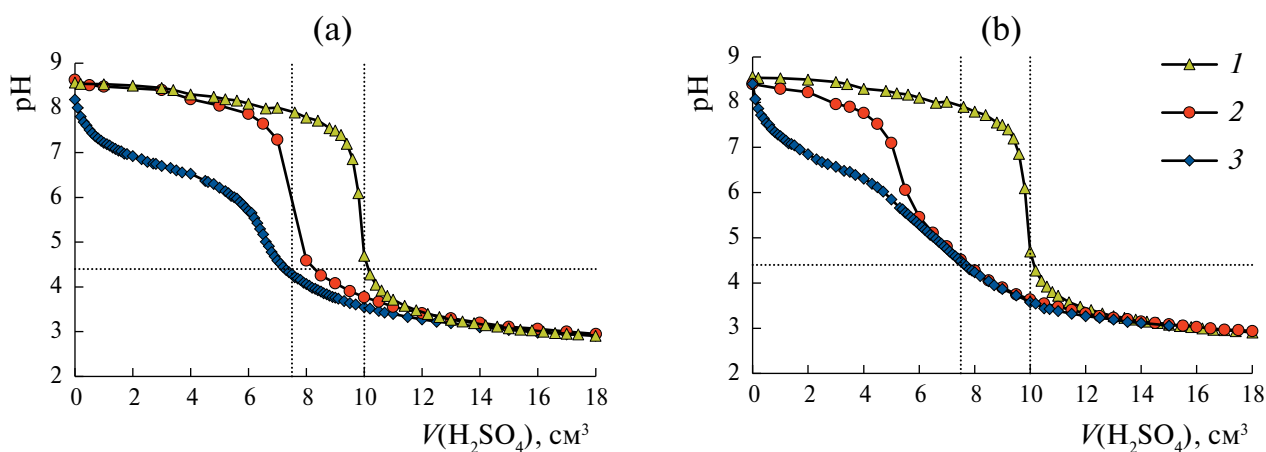


Рис. 4. Экспериментальные кривые титрования смеси растворов гидрокарбоната натрия с муравьиной (а) и яблочной (б) кислотами раствором серной кислоты со скоростью $\vartheta_1 = 1$ мкмоль/ч (1), $\vartheta_2 = 2$ мкмоль/мин (2), гидрокарбоната со скоростью $\vartheta_2 = 1$ мкмоль/ч (3).

гидрокарбонат-анионов, pH раствора постоянно возвращается к 8.0–8.3.

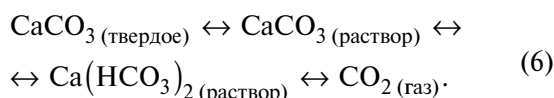
Водный раствор смеси гидрокарбонат-анионов и винной или яблочной кислот. По результатам быстрого титрования водного раствора смеси гидрокарбонат-анионов и двухосновной винной кислоты ($pK_{a1} = 3.04$, $pK_{a2} = 4.37$) в исходной смеси после установления равновесия осталось гидрокарбонат-анионов $n(\text{HCO}_3^-) = 0.068$ ммоль. Следовательно, на образование угольной кислоты затрачено $n(\text{H}^+) = 0.032$ ммоль. Это соответствует расчетному количеству протонов, образовавшихся при диссоциации винной кислоты по первой

ступени и 30% — по второй ступени. В такой же исходной смеси гидрокарбонат-анионов и яблочной кислоты осталось $n(\text{HCO}_3^-) = 0.075$ ммоль, т.е. количество протонов, образующихся в результате диссоциации яблочной кислоты по второй ступени ($pK_{a1} = 3.46$, $pK_{a2} = 5.05$) не участвуют в установлении равновесия. При титровании аликвотной части данной смеси значение pH постоянно изменяется — “плывет”. Равновесие устанавливается медленно и в области pH, близкой к эквивалентной точке, нет четкого перегиба кривой.

Следует подчеркнуть, что на всех кривых титрования смесей гидрокарбонат-анионов с анионами органических кислот ($pK_a < 5$) второго скачка

титрования, соответствующего взаимодействию анионов органических кислот с серной кислотой, не наблюдается.

Водная вытяжка из карбоната кальция. В высушенной почве углерод неорганических соединений может находиться в составе следующих соединений: CaCO_3 , NaHCO_3 и карбонатов других металлов. Основным источником поступления гидрокарбонат-анионов в водные вытяжки исследуемых почв являются карбонатные породы, содержащие CaCO_3 [24]. Поскольку гидрокарбоната кальция в твердом (сухом) состоянии не существует в природе, то в водную вытяжку углерод неорганических соединений поступает в основном при растворении и гидролизе CaCO_3 . Последний имеет малую растворимость (произведение растворимости 3.8×10^{-9}), однако в результате его постепенного растворения карбонат-анионы переходят в раствор. В трехфазной системе устанавливается равновесие, препятствующее постоянному растворению карбоната кальция:



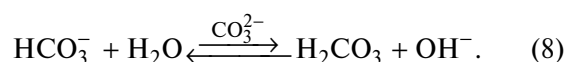
В присутствии карбонат-анионов в водных растворах карбоната кальция, полученного из реактива, значения $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ превышают 8.3. Исследуемый нами водный раствор CaCO_3 имеет $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 8.9. Потенциометрическое измерение суммы молярных концентраций эквивалентов карбонатных анионов в водной вытяжке составляет $c(1/2\text{CO}_3^{2-}) + c(1/1\text{HCO}_3^-) = 0.00030$ моль/дм³. Для достижения $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 8.3 раствора достаточно 0.05 см³ титранта (рис. 5). Следовательно, в растворе присутствуют

лишь 7% эквивалентов карбонат-анионов от перешедших в раствор. Остальные 93% ионов вследствие гидролиза превратились в гидрокарбонат-анионы.

Гидролиз карбонат-анионов в растворе протекает по уравнению:



В присутствии карбонат-анионов ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > 8.3$) в щелочной среде гидролиз гидрокарбонат-анионов практически не происходит:



В системе устанавливается равновесие между углеродсодержащими ионами, смещенное в сторону гидрокарбонат-анионов.

При высушивании карбоната кальция происходит изменение его растворимости, вероятно, за счет изменения структуры. Из воздушно-сухого CaCO_3 переходит в раствор больше карбонатных анионов (CO_3^{2-} , HCO_3^-), чем из сухого. Следовательно, результаты титриметрического анализа водной вытяжки почвы, находящейся в воздушно-сухом состоянии, невозможно перенести на абсолютно-сухую почву путем учета потери массы вещества при его высушивании и наоборот.

Исследование водных вытяжек из почв

Водные вытяжки из почв, содержащих CaCO_3 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > 7.4$). В качестве примера приведены кривые титрования водных вытяжек из образцов органических горизонтов почв – О(0–1) уч. 6 и Оа(2–4)

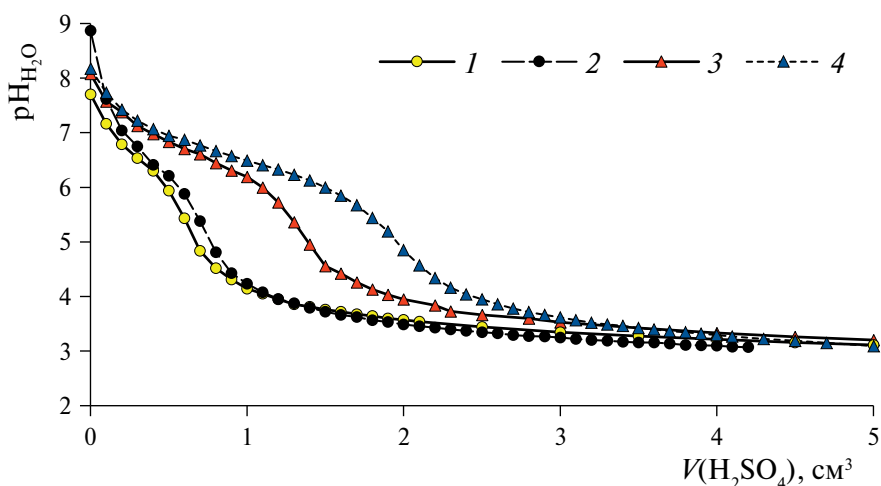


Рис. 5. Кривые титрования водных вытяжек из CaCO_3 ($m(\text{CaCO}_3)/V(\text{H}_2\text{O}) = 1 : 2.5$) раствором серной кислоты: абсолютно-сухого (1) и воздушно-сухого реактива (2); природного CaCO_3 (уч. 6 Сса(45–...)) абсолютно-сухого (3) и воздушно-сухого (4).

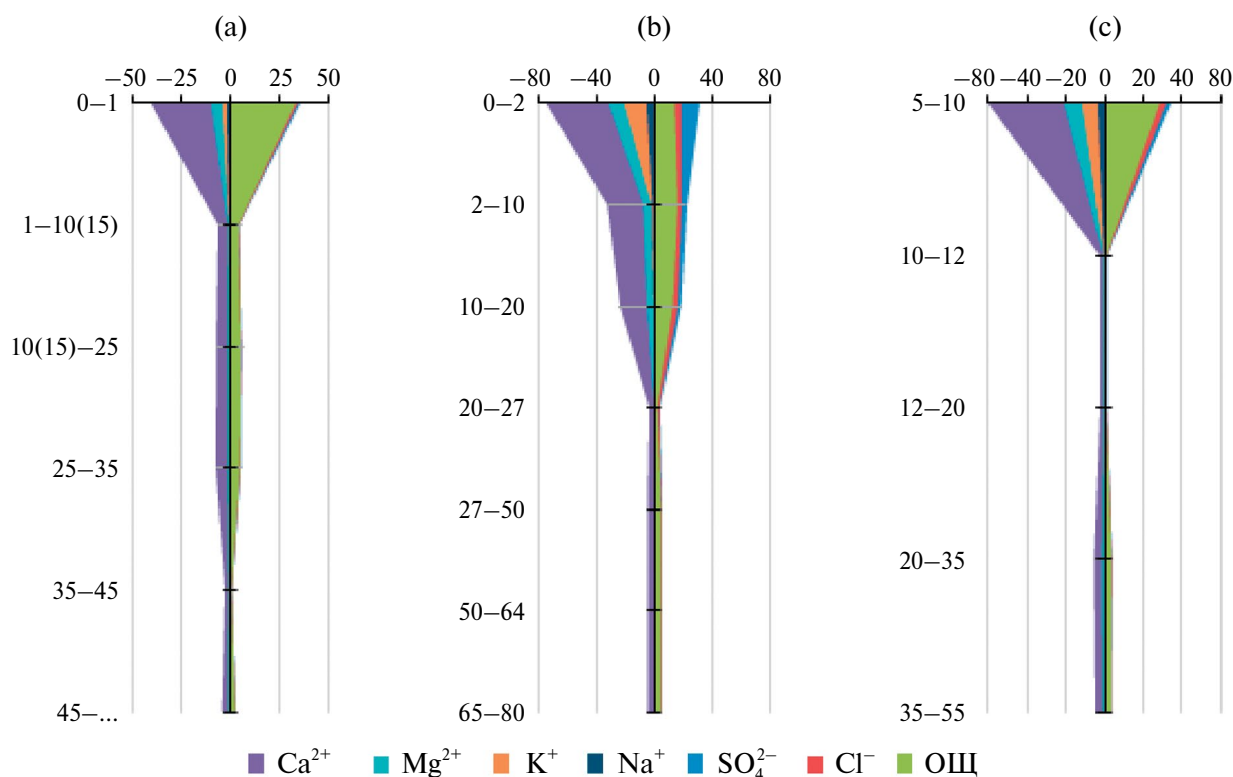


Рис. 6. Катионно-анионный состав водных вытяжек из почв (составлено по [24]): (a) – уч. 6, (b) – уч. 7, (c) – уч. 8.

уч. 3 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 7.57 и 7.40 соответственно). Массовая доля углерода неорганических соединений первого образца составляет $\omega(\text{C}_{\text{н}}) = 7.0\%$, углерода органических соединений – в 2.4 раза больше. По данным измерений содержания $(\text{C}_{\text{н}})_{\text{H}_2\text{O}}$ методом ВКО в водную вытяжку переходит 0.4% $\omega(\text{C}_{\text{н}})$. Относительное расхождение результатов измерений количества эквивалентов $(\text{C}_{\text{н}})_{\text{H}_2\text{O}}$ и ОЩ_2 составляет $\theta(\delta) = -4.8\%$, отношение суммарного количества эквивалентов катионов и анионов $n(1/z \text{ Kt})/n(1/z \text{ An}) = 1.1$ (рис. 6). Уменьшение $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ соответствует молярной концентрации гидрокарбонат-анионов. Во втором образце $\omega(\text{C}_{\text{н}}) = 0.3\%$, углерод находится в основном в составе органических соединений ($\omega(\text{C}_{\text{орг}})/\omega(\text{C}_{\text{н}}) = 62$). В водную вытяжку переходит до 25% содержания неорганического углерода почв. Большая доля $\text{C}_{\text{н}}$ поступает в раствор не из карбоната кальция, а в результате равновесий (4) и (5).

Значительная часть минеральных горизонтов исследуемых почв содержат карбонат кальция (34 образца из 43), либо граничат с карбонатными горизонтами. Все почвы, содержащие CaCO_3 , имеют $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ от 7.5 до 8.3. Вследствие малой растворимости карбоната кальция содержание гидрокарбонат-анионов в водной вытяжке не зависит от массовой доли карбоната кальция в почве и колеблется в узком диапазоне (от 1 до 4.5 ммоль/кг).

Значения pH водных вытяжек $\text{Bwca1}(30-55)$ уч. 2 и $\text{Ahca}(15-20)$ уч. 3 равны 7.98 и 7.69 (рис. 1c, d). В первом образце $\omega(\text{C}_{\text{н}}) = 0.6\%$, отношение $n(\text{C}_{\text{орг}})/n(\text{C}_{\text{н}}) = 0.5$, в водную вытяжку переходит только $1/10$ часть $\omega(\text{C}_{\text{н}})$. Экспериментальная кривая титрования практически повторяет форму кривой, рассчитанной по данным ВКО. Результаты измерений количества эквивалентов $(\text{C}_{\text{н}})_{\text{H}_2\text{O}}$ и ОЩ_2 равны ($\theta(\delta) = -3.4\%$). Отношение количества эквивалентов измеренных катионов и анионов равно 1.

Во втором образце $\omega(\text{C}_{\text{н}}) = 5.3\%$, а содержание углерода органических соединений в 13 раз больше. В водную вытяжку переходит 1% от содержания углерода неорганических соединений. Наблюдается изменение формы кривой титрования – менее четкий перегиб в точке эквивалентности. Значение $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 4.4 достигается на 16% ранее, чем предполагали, исходя из результата измерения, полученного методом кислотного разложения на анализаторе. Как и в органических горизонтах, отрицательный сдвиг вызван переходом HCO_3^- в H_2CO_3 (равновесия (4) и (5)). Расхождение количества эквивалентов $(\text{C}_{\text{н}})_{\text{H}_2\text{O}}$ и ОЩ_2 возрастает до $\theta(\delta) = -16\%$, а отношение количества эквивалентов катионов и анионов в водных вытяжках этих почв равно 1.3.

Водные вытяжки из образцов почв, не содержащих CaCO_3 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 7$). Исследование водных вытяжек образцов $\text{O}(0-2)$ уч. 7 и $\text{Oa}(5-10)$ уч. 8 (рис. 1е, 1ф) выявило ряд фактов, свидетельствующих, что в данных образцах общая щелочность (18–20 ммоль/кг) обусловлена анионами органических кислот. Значения $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ образцов равны 5.58 и 6.77, а содержание углерода органических соединений почв — 33 и 35% соответственно. Согласно рис. 2, в модельных растворах гидрокарбоната натрия данным значениям pH соответствует молярная концентрация $c(\text{HCO}_3^-)$ 0.01, 0.1 ммоль/дм³, на кривых титрования точка эквивалентности должна быть при 0.025, 0.25 см³ титранта. В анализируемых вытяжках из почв молярная концентрация $c(\text{C}_n)_{\text{H}_2\text{O}}$, измеренная на анализаторе, равна соответственно 1, 2.5 ммоль/дм³, а до достижения условной точки конца титрования ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 4.4) расходуются около 2 см³ раствора серной кислоты.

При отсутствии карбоната кальция в минеральных горизонтах почв $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ колеблется от 6.6 до 7.4. Для гумусово-аккумулятивных минеральных горизонтов почв, расположенных под органомной толщей, выявлены те же закономерности, что для органомных. Для нижних горизонтов почв (где $\omega(\text{C}_{\text{орг}})$ не превышает 2%, а ОЩ не более 1.3 ммоль/кг), учитывая погрешности двух методов, сложно рассматривать отдельные факторы, обуславливающие полученные данные по результатам только потенциометрических исследований.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Анализ водных вытяжек из почв методами ПТ и ВКО

Титриметрия и ВКО позволяют фиксировать разные компоненты вытяжек. Метод ВКО обеспечивает окисление углерода всех неорганических соединений. В отличие от первого метода интенсивность аналитического сигнала на анализаторе зависит только от количества CO_2 , растворенного и выделяющегося при разложении H_2CO_3 , HCO_3^- и CO_3^{2-} , присутствующих в вытяжке, и не зависит от других анионов и молекул (например, органических соединений, фосфатов, боратов и т.д.).

В процессе титрования из присутствующих в растворе карбонатных ионов и соединений с титрантом (кислотой) взаимодействуют только HCO_3^- и CO_3^{2-} , а также анионы органических кислот, титруемых от начальной точки титрования до $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 4.4. Анализ модельных одно- и многокомпонентных водных систем показал, что в растворах карбонат-анионы подвергаются гидролизу и превращаются в гидрокарбонат-анионы, часть которых уже в водной фазе преобразовывается в угольную кислоту при взаимодействии с органическими кислотами с $\text{pK}_a < 4.4$. Потенциометрическим

методом измеряют содержание только гидрокарбонат-анионов, находящихся в растворе после установления равновесий (включая равновесия (4), (5)) между всеми компонентами, т.е. оставшихся в растворе после взаимодействия с протонами органических кислот. Аналогичные равновесия имеют место в водных вытяжках из почв.

Следует отметить, что анионы органических кислот, имеющих $\text{pK}_a < 4.4$ и не учитываемые при измерении ОЩ, могут вносить заметный вклад в суммарное содержание анионов водных вытяжек из почв [25]. Об этом свидетельствует существенное превышение суммы эквивалентов катионов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) по сравнению с анионами (ОЩ, Cl^- , SO_4^{2-}) в водных вытяжках гумусово-аккумулятивных и особенно органомных горизонтов исследуемых почв. В соответствии со значениями pK_a , не учтены в сумме эквивалентов анионов щавелевая, винная, бензойная, гликолевая и лимонная кислоты в основном по первой и частично по второй ступеням (двух- и трехосновные кислоты), которые могут взаимодействовать с гидрокарбонат-анионами. Названные соединения обнаружены в почвах тайги и тундры [23]. Помимо низкомолекулярных соединений кислой природы вытяжки содержат и растворимые фульвокислоты, преобладающая часть карбоксильных групп которых характеризуется pK_a от 4 до 5, но, в зависимости от положения в молекуле, эти группы могут иметь и более сильнокислотные свойства [46]. Для основного массива минеральных горизонтов катионно-анионный баланс водных вытяжек соблюдается в рамках измеренных компонентов.

Сопоставление результатов, полученных методом ВКО и ПТ, показало, что для органомных горизонтов почв, содержащих CaCO_3 , превышение $n((\text{C}_n)_{\text{H}_2\text{O}})$ по сравнению с ОЩ₂ при одном и том же $m_n : V_{\text{H}_2\text{O}}$ составляет 1.4 раза, а расхождение этих двух характеристик достигает $\theta(\delta) = -30\%$. Из этого следует, что в водной вытяжке больше половины C_n находится в составе H_2CO_3 и CO_2 . Это обусловлено взаимодействием гидрокарбонат-анионов с протонами органических кислот, которые переводят HCO_3^- в угольную кислоту (равновесия (4), (5)). Что касается солей более слабых, чем угольная ($\text{pK}_a > 6.35$) кислот, то они должны взаимодействовать с серной кислотой в первую очередь. Однако ни на одной кривой титрования водных вытяжек из почвы нет дополнительных скачков титрования. Вероятно, содержание таких соединений незначительно, и они не оказывают влияния на форму кривой.

Расхождения количества эквивалентов $(\text{C}_n)_{\text{H}_2\text{O}}$ и ОЩ₂ бескарбонатных органомных горизонтов почв существенно больше, достигает $\theta(\delta) = -68\%$. О большом недостатке анионов свидетельствует высокое отношение $n(1/z \text{ Kt}) / n(1/z \text{ An})$, равное 1.5–2.5 (рис. 6). Очевидно, катионно-анионный

баланс вытяжек достигается за счет органических кислот с $pK_a < 4.4$.

Таким образом, степень расхождения результатов измерений количества эквивалентов (C_n)_{H₂O} и ОЩ₂, а также соотношение количества катионов и анионов в вытяжках зависят от специфики гумусонакопления в почвах, в частности, от количества и природы водорастворимых органических кислот (присутствия кислот с $pK_a < 4.4$). Органогенные горизонты уч. 6 и 3 характеризуются низким содержанием углерода органических соединений (15–25%), как и водные вытяжки из них (<0.2%) [25]. Обедненность почв органическим веществом связана с низкой биологической продуктивностью (20–110 г/м²) и разреженностью (общее проективное покрытие 0 до 60%) растительных сообществ *Polygonal dryad tundra* (уч. 6) и *Dryad herb tundra* (уч. 3) [26], которые обеспечивают незначительное количество кислот, более сильных, чем угольная, а, следовательно, низкое значение $\theta(\delta)$ и отношение $n(1/z \text{ Kt})/n(1/z \text{ An})$, близкое к 1.

Напротив, более развитые растительные сообщества (общее проективное покрытие 100%) *Dwarf shrub dryad moss* (уч. 8) и *Herb meadow* (уч. 7) отличаются максимальной биологической продуктивностью (около 1600 г/м²). Опад уч. 8 в основном представлен очесом сфагнового мха, разложению которого препятствуют повышенная влажность и связанный с ней недостаток кислорода. Подобные условия способствуют консервации растительных остатков и образованию соединений кислой природы. Сфагновый торф криогенных почв содержит существенные количества низкомолекулярных незамещенных и оксизамещенных одно- и двухосновных органических кислот (C_2 – C_6) с $pK_a < 4.4$ [23, 24]. Медленное течение процессов разложения органического материала, поступающего на поверхность почвы этого участка, подтверждают близкие значения содержания органического углерода в наземной фитомассе и поверхностных горизонтах. В экосистемах, где доминируют травы (уч. 7), надземные органы, как правило, полностью или большей частью отмирают к концу вегетационного сезона и поступают на поверхность почвы. Эти факторы определяют накопление углерода органических соединений и в почвах (33–35%), и водных вытяжках из них (до 0.8%) [26] и, как следствие, высокие значения $\theta(\delta)$ и отношение $n(1/z \text{ Kt})/n(1/z \text{ An})$.

Для образцов минеральных горизонтов почв, содержащих карбонаты, относительное расхождение между количеством эквивалентов (C_n)_{H₂O} и ОЩ₂ не превышает $\theta(\delta) = \pm 20\%$, а отношение количества эквивалентов катионов и анионов в водных вытяжках равно 1–1.3.

Проблемы получения и исследования водных вытяжек из почв

Разделение жидкой и твердой фазы при получении водной вытяжки из почв. При исследовании некарбонатных образцов почв не требуется тщательное отделение твердой фазы от жидкой, так как взвешенные частицы почвы (муль) не содержат карбонат-анионов и не взаимодействуют с кислотой и, следовательно, не влияют на результат измерений количества гидрокарбонат-анионов в водном растворе.

При взбалтывании карбонатных почв с водой кроме водорастворимых соединений в водную фазу переходят мелкие частицы карбоната кальция, которые при титровании раствором кислоты растворяются и поставляют в раствор дополнительное количество гидрокарбонат-анионов. Следовательно, исследуя карбонатные образцы почв, при подготовке водной вытяжки к титрованию необходимо провести качественное разделение твердой и жидкой фаз, например, центрифугированием.

Образец почвообразующей породы Сса (45–...) уч. 6 состоит из карбоната кальция [26]. Отсутствие карбонат-анионов в растворе подтверждают значения вытяжки pH_{H_2O} 8.18. При разделении твердой и жидкой фаз центрифугированием ход экспериментальной кривой полностью совпадает с расчетной кривой для гидрокарбонат-иона (рис. 4). Водные вытяжки, полученные отстаиванием суспензии этой почвы в течение 1 ч, оказались визуально прозрачными. Однако измерение подтверждает присутствие в водной фазе мелкодисперсных частиц карбоната кальция. Вероятно, при отборе аликвотных частей, происходит захват взвеси $CaCO_3$. Содержание гидрокарбонат-анионов возрастает на 60–80%.

Отношения массы почвы и объема дистиллированной воды. С увеличением объема дистиллированной воды при постоянной навеске почвы результат измерений общей щелочности почвы закономерно возрастает, но не пропорционально объему дистиллированной воды (рис. 7). Из образцов, содержащих карбонаты, в водную вытяжку, полученную при $m_n:V_{H_2O} = 1:5$, переходит в 1.5 раза больше гидрокарбонат-анионов, чем при соотношении 1:2.5. Для гумусово-аккумулятивных горизонтов превышение достигает 2–5 раз. В нижних горизонтах уч. 1 (пятно) и уч. 8, а также в горизонтах разреза уч. 2 соотношение не влияет на результат измерений.

Таким образом, при исследовании водных вытяжек из почв необходимо строго соблюдать отношение массы почвы и объема дистиллированной воды, иначе обсуждение результатов измерений различных показателей водной вытяжки из почв может привести к заведомо ложному выводу.

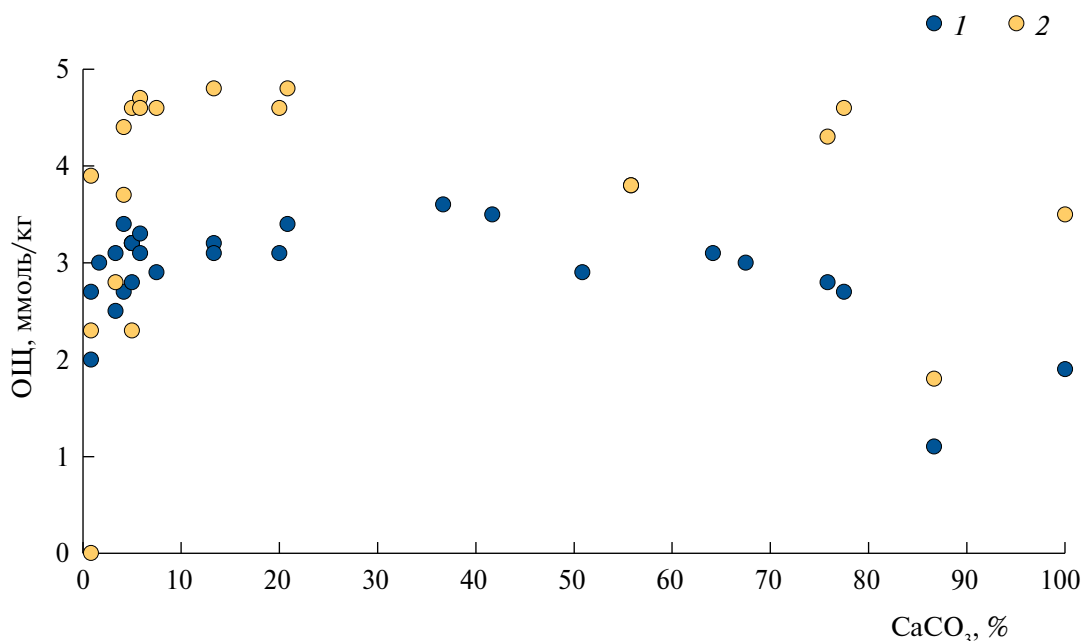


Рис. 7. Общая щелочность почв в зависимости от содержания в них карбоната кальция, измеренная методом потенциометрического титрования. Отношение массы образца почвы и объема дистиллированной воды 1 : 2.5 (1); 1 : 5 (2).

Отношение объемов экстрагента и фильтрата.

При соотношении массы почвы и объема воды 1 : 2.5 в большинстве случаев на смачивание почвы расходуется от 20 до 40% дистиллированной воды. Однако для образцов гумусово-аккумулятивных горизонтов, этот показатель больше. Например, для образца почвы Ah(2–5) уч. 5 на смачивание твердой фазы расходуется около 80% дистиллированной воды. Вопрос о том, насколько состав 2/3 части водной вытяжки, затраченной на смачивание почвы, и 1/3 фильтрата одинаков, остается открытым. Проверить этот факт простым способом не представляется возможным. Промывание влажной почвы дистиллированной водой приводит к дополнительному извлечению водорастворимых соединений из твердой фазы почвы. Как было показано ранее методом рК-спектроскопии, соотношение компонентов в водных вытяжках из почв и в промывных водах различно [42].

Регистрация точки конца титрования

В водной вытяжке из почв углерод содержится как в составе органических, так и неорганических соединений, образующих единую многокомпонентную буферную систему. Форма кривых титрования водных вытяжек из почв зависит не только от карбонатных соединений, но и от природы и количества содержащихся в них органических соединений (рис. 5). В большинстве случаев резкого изменения pH раствора в точке эквивалентности,

соответствующей количеству гидрокарбонат-ионов ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} 4.4$), не наблюдается.

В водных растворах переход окраски метилового оранжевого от оранжево-желтой к красной наблюдается в области pH 4.4–3.1. Вместе с тем кривые титрования водных вытяжек из почв раствором серной кислоты в конце титрования выходят на плато при $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ не менее 3.2. Следовательно, красный цвет раствора не достигается, а оранжевая окраска лишь углубляется с изменением pH. Этот довод в совокупности с фактом темного окрашивания водных вытяжек органогенных и органо-минеральных горизонтов почв, осложняющим фиксацию изменения окраски индикаторов [9], ставит под сомнение возможность использования данного индикатора для подобных целей. Измерение ОЩ почв рекомендуется проводить с использованием pH-метра или автоматического титратора.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследованы образцы почв и почвообразующей породы Полярного Урала с содержанием углерода неорганических соединений от 0 до 12% (от 0 до 100% CaCO_3), углерода органических соединений от 0 до 35%, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ от 5.6 до 8.5. Результат измерения общей щелочности почв зависит от ряда факторов.

1. Способы получения водной вытяжки.

а) *Отношение массы почвы и объема дистиллированной воды.* С увеличением объема дистилли-

рованной воды при постоянной навеске почвы результат измерений возрастает, но не пропорционально объему воды.

б) *Тщательность отделения твердой фазы от жидкой*. При исследовании водных вытяжек почв с высоким содержанием карбонатов, рекомендовано центрифугирование.

в) *Пробоподготовка*. Не допустим перенос результата измерений ОЩ образца почвы в абсолютно-сухом состоянии на образец воздушно-сухой почвы путем учета потерь массы образца почвы при высушивании из-за изменения структуры CaCO_3 . Регистрацию точки конца титрования при измерении ОЩ почв, содержащих органические кислоты, рекомендовано проводить с использованием рН-метра или автоматического титратора.

2. На результат измерения ОЩ водных вытяжек из почв с $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 8$ существенное влияние оказывает присутствие органических кислот с $\text{pK}_a < 4.4$. Протоны органических кислот переводят гидрокарбонат-ион в угольную кислоту ($\text{pK}_{a1}(\text{H}_2\text{CO}_3) = 6.35$). Это обуславливает относительное расхождение общей щелочности (карбонатной HCO_3^- и CO_3^{2-} в совокупности с органической щелочностью) и удельного количества эквивалентов растворенного неорганического углерода (H_2CO_3 , HCO_3^- и CO_3^{2-}), измеренного методом высокотемпературного каталитического окисления, равное 20–70%. Аналогичный отрицательный сдвиг ожидаем при измерении ОЩ природных вод, содержащих органические кислоты с $\text{pK}_a < 4.4$. Названный механизм может определять существенное занижение реальных количеств титриметрически измеренных растворенных карбонатных частиц почв, выносимых с водосборного бассейна с поверхностным и боковым внутрпочвенным стоком.

3. Из-за названных факторов корректное сравнение результатов исследований ОЩ разных типов почв, допустимо только при строгом соблюдении всех условий проведения процедур измерений, которые можно экспериментально осуществить.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 24-27-00231 “Карбонатные почвенно-мерзлотные геосистемы Полярного Урала: полигенез, эволюция, классификация”).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 488 с.
2. Воробьева Л.А. Химический анализ почв. М.: Изд-во МГУ, 1998. 272 с.
3. Воробьева Л.А. Щелочность почв: показатели, структура, природа // Почвоведение. 1993. № 5. С. 21–28.
4. Воробьева Л.А., Герасименко Н.М., Хитров Н.Б. Щелочность вторично-гидроморфных черноземов Азовской оросительной системы // Почвоведение. 2002. № 11. С. 1333–1345.
5. Воробьева Л.А., Климанов А.В., Новикова А.Ф., Кониюшкова М.В. Щелочность целинных солонцов Северной Калмыкии (район Аршань-Зельменского стационара РАН) // Почвоведение. 2010. № 2. С. 166–174.
6. Воробьева Л.А., Панкова Е.И. Щелочные засоленные почвы // Почвоведение. 2008. № 5. С. 517–532.
7. Гедройц К.К. Химический анализ почвы // Избр. соч. В 3-х томах. М.: Издательство Сельхозгиз, 1955. Т. 2. 616 с.
8. Гончарова О.Ю., Тимофеева М.В., Матышак Г.В. Диоксид углерода в почвенных, грунтовых и поверхностных водах арктических и бореальных регионов: роль, источники, методы определения (обзор) // Почвоведение. 2023. № 3. С. 321–338. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22601025>
9. ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотность остатка водной вытяжки. Введ.01.01.1986 // Почвы : Методы определения катионно-анионного состава водной вытяжки : ГОСТ 26423-85 — ГОСТ 26428-85. М.: Издательство стандартов, 1985. С. 1–7.
10. ГОСТ 26424-85. Почвы. Методы определения ионов карбоната и бикарбоната в водной вытяжке. Введ.01.01.1986 // Почвы: Методы определения катионно-анионного состава водной вытяжки: ГОСТ 26423-85—ГОСТ 26428-85. М.: Издательство стандартов, 1985. С. 8–11.
11. Калабин Г.В., Моисеенко Т.И. Эмиссия, перенос и выпадение кислотных осадков в Арктических регионах // Известия РАН. Сер. географическая. 2011. № 5. С. 50–61.
12. Климанов А.В., Воробьева Л.А., Новикова А.Ф., Кониюшкова М.В. Природа щелочности целинных и антропогенно-преобразованных солонцов Северной Калмыкии // Почвоведение. 2014. № 4. С. 433–442. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14040030>

13. Кондратёнок Б.М., Лю-Лян-Мин Е.И., Ситникова В.В., Давыдова А.П., Ванчикова Е.В., Налимова Ю.А. Методика измерений № 88-17641-008-2018 (ФР.1.31.2019.33264). Почвы, грунты, донные отложения, торф. Методика измерений удельного количества эквивалентов или массовой доли гидрокарбонат-анионов, суммы удельных количеств эквивалентов карбонат- и гидрокарбонат-анионов, входящих в состав водорастворимых соединений титриметрическим потенциометрическим методом. Сыктывкар, 2018. 30 с.
14. Коссович П.С. Солонцы и отношение к ним растений и методы определения солонцовых почв // Журнал опытной агрономии. 1903. Т. 4. С. 1–57.
15. Лопухина О.В., Панкова Е.И. Природа щелочности в некоторых почвах Волгоградской области // Бюл. Почв. Ин-та им. В.В.Докучаева. 2007. № 60. С. 3–11.
16. Любимова И.Н., Горобец А.В., Грачев В.А., Никитина Н.С. Природа щелочности целинных и агрогенно-измененных почв солонцового комплекса Волгоградской области // Почвоведение. 2004. № 11. С. 1325–1334.
17. Методика измерений массовой концентрации общего углерода, общего неорганического углерода, общего органического углерода, нелетучего (не удаляемого продувкой) органического углерода и общего азота в питьевых, природных (в том числе подземных), сточных и технологических водах с помощью анализатора ТОС (Shimadzu). Свидетельство об аттестации методики измерений № 441/242-(01.00250-2008). 2013. 19 с.
18. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
19. Рогожникова Е.В., Зборищук Ю.Н. Карбонаты в некоторых почвах каменной степи // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2009. № 3. С. 17–24.
20. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
21. Шадрин Л.Ф., Островский Л.Я. О картировании ордовикских толщ на Полярном Урале. // Геология и металлогения ордовикских образований осевой зоны Полярного Урала. Тюмень, 1978. С. 21–27.
22. Шамрикова Е.В., Груздев И.В., Пунегов В.В., Хабибуллина Ф.М., Кубик О.А. Водорастворимые низкомолекулярные органические кислоты в автоморфных суглинистых почвах тундры и тайги // Почвоведение. 2013. № 6. С. 691–697. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13060099>
23. Шамрикова Е.В., Денева С.В., Кубик О.С. Распределение углерода и азота в почвенном покрове прибрежной территории Баренцева моря (Хайпудырская губа) // Почвоведение. 2019. № 5. С. 558–569. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19030092>
24. Шамрикова Е.В., Денева С.В., Панюков А.Н., Кубик О.С. Свойства почв и характера растительности побережья Хайпудырской губы Баренцева моря // Почвоведение. 2018. № 4. С. 401–412. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18040020>
25. Шамрикова Е.В., Жангуров Е.В., Кубик О.С., Королев М.А. Состав водных вытяжек из растительного материала, почв на карбонатных породах и поверхностных вод в северной части Полярного Урала // Почвоведение. 2021. № 8. С. 911–926. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21080153>
26. Шамрикова Е.В., Жангуров Е.В., Кулюгина Е.Е., Королев М.А., Кубик О.С., Туманова Е.А. Почвы и почвенный покров горно-тундровых ландшафтов Полярного Урала на карбонатных породах: разнообразие, классификация, распределение углерода и азота // Почвоведение. 2020. № 9. С. 1053–1070. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20090154>
27. Шварева Ю.О. Климат Приполярного и Полярного Урала // Исследование ледников и ледниковых районов. М.: Изд-во АН СССР, 1962. Вып. 2. С. 176–199.
28. Alongi D.M. Lateral Export and Sources of Subsurface Dissolved Carbon and Alkalinity in Mangroves: Revisiting the Blue Carbon Budget // J. Mar. Sci. Eng. 2022. V. 10(12). P. 1916. <https://doi.org/10.3390/jmse10121916>
29. Bargrigan S., Smernik R.J., Mosley L.M. Constraining the carbonate system in soils via testing the internal consistency of pH, pCO₂ and alkalinity measurements // Geochem Trans. 2020. V. 21(4) P. 1–10. <https://doi.org/10.1186/s12932-020-00069-5>
30. Bughio M.A., Wang P., Meng F., Qing C., Kuzyakov Y., Wang X., Junejo S.A. Neoformation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil // Geoderma. 2016. V. 262. P. 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.003>
31. Ferdush J., Paul V. A review on the possible factors influencing soil inorganic carbon under elevated CO₂ // Catena. 2021. V. 204. P. 105434. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105434>
32. Friesen S.D., Dunn C., Freeman C. Decomposition as a regulator of carbon accretion in mangroves: a review // Ecol. Eng. 2018. V. 114. P. 173–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.069>
33. Gao Y., Tian J., Pang Y., Liu J. Soil inorganic carbon sequestration following afforestation is probably induced by pedogenic carbonate formation in Northwest China // Front. Plant Sci. 2017. V. 8. P. 1282. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01282>
34. Hoppe C.J.M., Langer G., Rokitta S.D., Wolf-Gladrow D.A., Rost B. Implications of observed inconsistencies in carbonate chemistry measurements for ocean acidification studies // Biogeosci. 2012. V. 9. P. 2401–2405. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2401-2012>
35. Kim H.C., Lee K. Significant contribution of dissolved organic matter to seawater alkalinity // Geophys Res Lett. 2009. V. 36. P. L20603. <https://doi.org/10.1029/2009GL040271>

36. *Lal R.* Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems // Food Policy. 2011. V. 36. P. S33–S39. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.12.001>
37. *Maher D.T., Santos I.R., Golsby Smith L., Gleeson J., Eyre B.D.* Groundwater derived dissolved inorganic and organic carbon exports from a mangrove tidal creek: The missing mangrove carbon sink? // Limnology and Oceanography. 2013. V. 58(2). P. 475–488. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.2.0475>
38. *Patsavas M.C., Byrne R.H., Yang B., Easley R.A., Wanninkhof R., Liu X.* Procedures for direct spectrophotometric determination of carbonate ion concentrations: measurements in the US Gulf of Mexico and East Coast Waters // Marine Chem. 2015. V. 168. P. 80–85.
39. *Raymond P.A., Cole J.J.* Increase in the Export of Alkalinity from North America's Largest River // Science. 2003. V. 301. № 5629. P. 88–91. <https://doi.org/10.1126/science.1083788>
40. *Reithmaier G.M.S., Ho D.T., Johnston S.G., Maher D.T.* Mangroves as a source of greenhouse gases to the atmosphere and alkalinity and dissolved carbon to the coastal ocean: A case study from the Everglades National Park, Florida // J. Geophys. Res.: Biogeosciences. 2020. V. 125. P. e2020JG005812. <https://doi.org/10.1029/2020JG005812>
41. *Salt L.A., Thomas H., Bozec Y., Alberto V., Borges A.V., de Baar H.J.W.* The internal consistency of the North Sea carbonate system // J. Mar. Sys. 2016. V. 157. P. 52–64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2015.11.008>
42. *Shamrikova E.V., Vanchikova E.V., Ryazanov M.A.* Acid-base properties of water-soluble organic matter of forest soils, studied by the pk-spectroscopy method // Chemosphere. 2006. V. 65(8). P. 1426–1431. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.057>
43. *Shamrikova E.V., Yakovleva E.V., Gabov D.N., Zhangurov E.V., Korolev M.A., Panukov A.N.* PAHs accumulation factors in soils from karst sinkholes of Polar Urals // Catena. 2024 (in print)
44. *Travis W. Drake, Peter A. Raymond, Robert G.M.* Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty // Limnology and Oceanography. 2018. V. 3(3) P. 132–142. <https://doi.org/10.1002/lo.10055>
45. *Vachon D., Sponseller R.A., Karlsson J.* Integrating carbon emission, accumulation and transport in inland waters to understand their role in the global carbon cycle // Global Change Biology. 2021. V. 27(4). P. 719–727. <https://doi.org/10.1111/gcb.15448>
46. *Van Hees P.A.W., Lundstrom U.S.* Equilibrium models of aluminium and iron complexation with different organic acids in soil solution // Geoderma. 2000. V. 94. P. 201–221. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00139-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00139-6)
47. *Wanninkhof R., Lewis E., Feely R.A., Millero F.J.* The optimal carbonate dissociation constants for determining surface water pCO₂ from alkalinity and total inorganic carbon // Mar. Chem. 1999. V. 65. P. 291–301. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(99\)00021-3](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(99)00021-3)
48. *Whitney R.S., Cameron F.O.R.* The chemistry of the soil as related to crop production // U.S. Dep. Agric. Bureau of soils. Bull. Washington, 1903. V. 22. 71 p.
49. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 106. Rome: FAO, 2014.
50. *Zamanian K., Kuzyakov Y.* Contribution of soil inorganic carbon to atmospheric CO₂: more important than previously thought // Glob. Change Biol. 2018. V. 25(1). P. e1–e3. <https://doi.org/10.1111/gcb.14463>
51. *Zamanian K., Zhou J., Kuzyakov Y.* Soil carbonates: The unaccounted, irrecoverable carbon source // Geoderma. 2021. V. 384. P. 114817. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114817>

Influence of Various Factors on the Assessment of the Total Alkalinity of Soils on Carbonate Rocks

E. V. Vanchikova¹, E. V. Shamrikova^{1,*}, E. V. Kyzyurova¹, and E. V. Zhangurov¹

¹*Institute of Biology of the Komi Scientific Center of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, 167982 Russia*

*e-mail: shamrik@ib.komisc.ru

The dynamism of carbon pools and flows in landscapes requires special attention to methods and means for measuring all carbon components. An important component of the carbon budget of carbonate geosystems is dissolved inorganic carbon, part of which is carried out by surface and lateral flows into water bodies, which requires attention to assessing the total alkalinity (TA) of soils. Analysis of soils of the Polar Urals with CaCO₃ content from 0 to 100% revealed factors influencing the value of their TA: a) method of soil preparation and water extract (ratio of soil mass and volume of distilled water m_s:V_{H₂O}, quality of separation of solid and liquid phases); b) option of fixing the end point of titration of extracts with acid; c) the presence of organic acids with pK_a less than 4.4. The latter reduce the content of bicar-

bonate ion by converting it into carbonic acid, which is not measured titrimetrically. This mechanism is confirmed by: a) analysis of model solutions of sodium bicarbonate and formic ($pK_a = 3.75$), tartaric ($pK_{a1} = 3.04$, $pK_{a2} = 4.37$), malic ($pK_{a1} = 3.46$) acids; b) cation-anion balance of water extracts from soils; c) a negative shift in the results of titrimetric measurement of TA (the sum of carbonate and organic alkalinity) relative to the amount of equivalents of dissolved inorganic carbon determined by high-temperature catalytic oxidation at the same $m_s : V_{H_2O}$ in both methods. Comparison of the TA of soils obtained in different laboratories is possible only under strict observance of all conditions that can be performed experimentally. It is recommended to use a centrifuge to separate the solid and liquid phases of carbonate soils, as well as a pH meter or titrator to fix the end point of titration. The above considerations can be useful for forecasting and research modeling of soil carbonate dissolution as a result of global climate change and acidification.

Keywords: water extracts, bicarbonate anions, organic acids, potentiometric method, high-temperature catalytic oxidation, Polar Urals

ФИЗИЧЕСКИ ОБОСНОВАННАЯ ТЕРМОДИНАМИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ОСНОВНОЙ ГИДРОФИЗИЧЕСКОЙ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОЧВ ДЛЯ ВСЕГО ДИАПАЗОНА ВЛАЖНОСТИ

© 2024 г. А. В. Смагин^{a, b, *} (<http://orcid.org/0000-0002-3483-3372>)

^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^bИнститут лесоведения РАН, ул. Советская, 21, Успенское, 143030 Россия

*e-mail: smagin@list.ru

Поступила в редакцию 24.01.2024 г.

После доработки 15.04.2024 г.

Принята к публикации 16.04.2024 г.

Количественное описание основной гидрофизической характеристики (ОГХ) почв остается одной из наиболее актуальных задач гидрофизики в связи с ее значением для компьютерного моделирования транспорта почвенной влаги и растворенных веществ, а также для развития термодинамической концепции физического качества почвы. Представлена новая модель ОГХ как функциональная зависимость термодинамического потенциала (давления) влаги и ее содержания в почве во всем возможном диапазоне от условно нулевой влажности до полной влагоемкости. В отличие от известных эмпирических аналогов, модель базируется на фундаментальных физических механизмах водоудерживания, комбинирующих капиллярный эффект и расклинивающее давление воды (по Дерягину). Ограничения пористостью (полной влагоемкостью), высотой предельного капиллярного подъема и стандартным термодинамическим потенциалом условно нулевого содержания воды при температуре 105°C используются для обоснования области определения ОГХ, ее точки перегиба и скейлинга. Аналитическое выражение новой модели в форме комбинации экспоненциальной и гиперболической функций с аргументом влажности почвы легко дифференцируется и позволяет рассчитывать по ОГХ дифференциальную влагоемкость, переменную поверхность раздела фаз и распределение пор по размерам с максимумом в точке наименьшей (полевой) влагоемкости, оценивать удельную поверхность твердой фазы. Валидация модели с использованием среднестатистических ОГХ основных генетических типов и текстурных классов некоторых почв Евразии подтверждает ее хорошее соответствие экспериментальным данным при более адекватном описании ОГХ в окрестности условно нулевой влажности почв по сравнению со стандартной эмпирической моделью ван-Генухтена при таком же числе параметров. Фундаментальный характер новой модели и хорошая аппроксимирующая способность для всего диапазона ОГХ создают перспективу ее разнообразного использования для оценки физического качества почвы и процессного моделирования влагопереноса, особенно в тонкодисперсных и сильноиссушаемых аридных почвах, где аппроксимирующие возможности модели превышают известные эмпирические аналоги.

Ключевые слова: термодинамика почвенной влаги, капиллярность, расклинивающее давление, удельная поверхность, процессное моделирование

DOI: 10.31857/S0032180X24090034, **EDN:** WMBPSW

ВВЕДЕНИЕ

Значение основной гидрофизической характеристики (ОГХ) почв как функциональной связи термодинамического потенциала (давления) воды и ее содержания в почве невозможно переоценить. В концепции физического состояния (физического

качества) почвы она служит базовым показателем межфазных взаимодействий, контролирующих доступность и подвижность почвенной влаги, аэрацию, структурное состояние, прочность, консолидацию, реологические свойства, сорбционные процессы, биологическую активность и множество других функционально- и технологически

значимых свойств и процессов [10, 32, 33, 39]. Производные расчетные характеристики в виде дифференциальной влагоемкости, распределения пор по размерам, дисперсности, индекса физического качества, ненасыщенной гидравлической проводимости, диффузивности газов и паров придают дополнительную значимость этому показателю [10, 32, 33, 36]. Наиболее важной областью применения ОГХ является компьютерное процессное моделирование энергомассообмена в почвах и иных пористых средах, как распределенных физических системах с градиентами термодинамического потенциала (давления) воды в качестве движущих сил транспорта влаги и растворенных веществ [29]. Ни один из известных компьютерных софтов такого рода, включая современные модели ландшафтного уровня типа HYDRUS-2/3D, не обходится без информации об ОГХ в форме прямых экспериментальных данных или косвенных педотрансферных функций, оценивающих ОГХ по почвенным предикторам (гранулометрический состав, плотность, содержание органического вещества, удельная поверхность и т.д.) [21, 28, 29].

В этой связи очевидна актуальность разработки моделей ОГХ почв и почвоподобных пористых сред с целью адекватного описания экспериментальных данных и их ввода в компьютерные программы моделирования транспорта влаги и растворенных веществ. Известные обзоры в данной области оперируют десятками математических функций (выражений), связывающих абсолютные величины термодинамического потенциала (давления) воды и ее содержание в почве в объемных или массовых долях [2, 11]. Подавляющее большинство таких математических моделей являются эмпирическими, включая наиболее часто используемую в современной гидрофизической литературе стандартную функцию ван-Генухтена [38]. Фундаментальные (физически обоснованные) модели встречаются гораздо реже. Они разработаны лишь для отдельных участков ОГХ, например, известные модели ленгмюровской школы (Брунауэра—Эммета—Теллера (БЭТ), Гугенхайма—Андерсона—де Бура (ГАБ), Фаррера), а также модифицированная модель Ван-дер-Ваальса для изотерм сорбции паров воды [2, 13, 30], модели молекулярных поверхностных взаимодействий, структурной и ионно-электростатической составляющих расклинивающего давления по Дерягину для сорбционной и пленочной влаги [23, 30, 31, 35, 41], модели осмотического механизма набухания и впитывания воды в дисперсных системах с переменным поровым пространством [1, 16], физико-статистическая модель капиллярных явлений с учетом гистерезиса [36]. Задача математического описания ОГХ во всем возможном диапазоне от условно нулевой влажности стандартного обезвоживания при 105°C до полной влагоемкости (влажности насыщения)

была выдвинута относительно недавно и решена лишь на основе эмпирических моделей [8, 11, 19, 20, 22, 26, 37, 40].

С формальной точки зрения весь спектр известных математических моделей ОГХ можно условно поделить на две группы. Первая группа обычно оперирует показателем относительной насыщенности почвы водой (эффективным влагонасыщением по [36]) в диапазоне от влажности насыщения (W_s) до некоторой конечной (остаточной) влажности (W_r), при приближении к которой модуль потенциала влаги устремляется в бесконечность. Ядром таких моделей служат обратные степенные зависимости модуля потенциала (давления) и содержания воды в почве, например, в моделях Брукса—Кури [2, 11], Кэмпбелла [11], Пачепского [2], ван-Генухтена [38] и др. В окрестности W_r (в частном случае — нулевой влажности при $W_r = 0$) для обратных степенных моделей возникает неопределенность деления на ноль с устремлением модуля потенциала воды в бесконечность, что затрудняет компьютерное моделирование ненасыщенной гидравлической проводимости и потоков воды в почвах с низкой влажностью [11, 27]. Нередко оценка параметра W_r по экспериментальным данным ОГХ оказывается статистически не достоверной [33, 37].

У второй группы, напротив, предполагается наличие конечного абсолютного значения потенциала воды при ее условно нулевом содержании в почве, что чаще всего описывается экспоненциальными функциями [11]. Ряд исследователей использует аргументом таких функций давление (напор) почвенной влаги, например, в моделях Гроневельта—Гранта [14], Омута [20] и др. [11, 37]. Однако чаще встречаются модели с экспоненциальной зависимостью давления от содержания влаги в почве или формально тождественной ей линейной зависимостью логарифма давления (потенциала) от влажности [5, 7, 31–33, 35, 37]. Историческая ретроспектива экспоненциальной модели подробно анализируется в работе [35]. Стоит отметить попытки придать ей фундаментальный характер в работах Судницына [5, 35] через механизм гидратации катионов двойного электрического слоя с экспоненциальным (больцмановским) распределением, а также в публикациях [31–33]. Предложено считать такую зависимость аналогом фундаментального уравнения Дерягина [3] для расклинивающего давления воды в устойчивых пленках (сольватных слоях) с соответствующим расчетом их эффективной толщины через соотношение влажности и дисперсности (удельной поверхности) почвы. В англоязычной литературе экспоненциальная или линейная в полулогарифмических координатах модель являлась в основном эмпирической и была предложена в серии публикаций [7, 23, 40], получив позже название модель Кэмпбелла—Шиозавы—Росси—Ниммо согласно [23]. Аппроксимация

экспериментальных ОГХ в сорбционной части (изотермы сорбции паров воды) этой моделью давала эмпирическую оценку абсолютного потенциала воды в состоянии условно нулевой влажности порядка 800–1000 кДж/кг [14, 23]. Близкая группа моделей [11, 17, 36] с аргументом в виде логарифма водного потенциала использует идею Кошуги [17] о логнормальном распределении пор по эффективным радиусам и соответствующим им, согласно фундаментальному уравнению Лапласа, давлению (потенциалам).

Дальнейшее развитие моделей шло по пути совмещения экспоненциальных функций с конечным потенциалом в точке нулевой влажности с классическими моделями ОГХ Брукса–Кури, Гарднера, ван-Генухтена и др. Такой подход был предложен Веббом [40] и развит в работах [19, 25–27]. Современные сегментные, согласно термину [11], модели для всего диапазона влажности часто имеют достаточно сложную структуру, включают до 5 параметров и направлены на совместное описание ОГХ и ненасыщенной гидравлической проводимости дифференцированно по участкам с различными категориями влаги (капиллярная, пленочная, адсорбированная), а также гистерезиса гидравлических свойств почвы [11, 25, 26]. Несмотря на точное описание ОГХ, практически все эти разработки остаются эмпирическими и не содержат физического обоснования ключевых параметров, включая конечную величину потенциала почвенной влаги в точке ее условно нулевого содержания.

Теоретическое решение вопроса о значении потенциала воды при условно нулевой влажности почвы дано в работе [34] в форме термодинамического выражения потенциала (Ψ) от абсолютной температуры (T) локального нагрева (сушки) почвенных образцов в атмосфере лаборатории (внешнем термодинамическом резервуаре) с постоянной относительной влажностью (f) и температурой (T_r), полученного на основе фундаментального уравнения Клаузиуса–Клапейрона:

$$\Psi = Q - zT; \quad z = \frac{Q}{T_r} - \frac{R}{M} \ln(f), \quad (1)$$

где $Q = 2401 \pm 3$ кДж/кг – удельная теплота парообразования для температурного диапазона 0–100°C, $R = 8.314$ Дж/(моль К) – универсальная газовая константа, $M = 0.018$ кг/моль – молярная масса воды. Подстановка в уравнение (1) температуры стандартной сушки 105°C (378 К), комнатной температуры 20°C (293 К) и обычного для лаборатории в умеренном климате диапазона варьирования относительной влажности 20–80% ($f = 0.2–0.8$) дает оценку стандартного потенциала для условно нулевого содержания воды $\Psi_{st} = 694–933$ кДж/кг при среднем значении 813 кДж/кг, что близко к эмпирическому потенциалу Гронвельта–Гранта

в 800 кДж/кг, согласно [14, 23]. Аналогичная [34] теоретическая оценка Ψ_{st} была недавно приведена в [9], с использованием более точной дифференцированной зависимости удельной теплоты парообразования от температуры. Такая оценка дала диапазон Ψ_{st} от 650 до 1000 кДж/кг в более широком интервале комнатных температур 15–30°C и относительной влажности воздуха 30–80%. Строгое термодинамическое определение стандартного потенциала воды в состоянии условно нулевой влажности почвы подтвердило выявленную ранее эмпирическим путем проблему количественного описания ОГХ наиболее распространенными в гидрофизике обратными степенными функциями в области сильного иссушения, что особенно актуально для аридных почв.

Термодинамическая оценка Ψ_{st} дала возможность ограничить весь диапазон изменений абсолютных величин потенциала почвенной влаги от нуля (состояние $W = W_s$) до Ψ_{st} (состояние $W = 0$). К этим крайним точкам диапазона сходятся все скейлинговые (координаты W/W_s) кривые ОГХ разного генезиса и дисперсности [33]. Однако для состояния $W = W_s$ большинство известных математических моделей ОГХ не позволяло напрямую получить нулевое значение потенциала (давления), поскольку и для экспоненциальных, и для обратных степенных функций ОГХ, подстановка параметра влажности насыщения (W_s) давала небольшие, но отличные от нуля значения Ψ . По физическому смыслу капиллярное (лапласово) давление также не имеет каких-либо жестких ограничений, равно как и альтернативные механизмы набухания почвы (осмотическое впитывание, расклинивающее давление воды) [1, 4, 16]. Поэтому для физического обоснования нулевого значения потенциала в точке $W = W_s$ требовались дополнительные механизмы. Удачный подход с вводом дополнительного ограничивающего давления (потенциала) и соответствующей его разницы с капиллярным давлением, способной принимать нулевое значение в точке $W = W_s$, предложен в [1]. Аналогичная идея позже была применена в ряде эмпирических моделей для всего диапазона ОГХ [11, 37].

Последнее ограничение, не учитываемое до сих пор в моделях ОГХ, связано с конечной высотой капиллярного подъема в почвах и в иных капиллярно-пористых системах [4, 31]. Как наиболее часто используемая классическая модель Жюрена для вертикального цилиндрического капилляра или системы таких капилляров разного радиуса, так и более сложные модели физико-математической теории капиллярности с различными конфигурациями капиллярных поверхностей не предполагают каких-либо ограничений на высоту капиллярного подъема воды в условиях земной гравитации [4, 6, 12]. Чем уже капилляр и больше отрицательная кривизна капиллярной поверхности, тем выше

будет столбик воды в нем [15]. Однако в реальности это не так, и максимальные значения предельной высоты капиллярного подъема (H_c), зафиксированные в почвах и грунтах, не превышают 5–6 м (50–60 кПа эквивалентного давления) [4, 18, 32]. Теоретически, используя капилляриметр, невозможно получить H_c более 10 м (создать разрежение более 1 атм), как нельзя поднять воду всасыванием из скважины глубиной более 10 м. Поэтому классические исследования по водоудерживанию и моделированию ОГХ, оперировавшие капилляриметрическими (тензиометрическими) методами, априори имели подобное ограничение [4, 15]. Позже, с развитием альтернативных методов (мембранного пресса, сорбционного равновесия, центрифугирования, осмометрии, психрометрии [2, 5, 31]), капиллярная модель была автоматически перенесена на области среднего и низкого содержания влаги, что спорно с методологической точки зрения. В этих областях действуют другие поверхностные механизмы водоудерживания с доминированием молекулярных, структурных, ионно-электростатических поверхностных взаимодействий с феноменом расклинивающего (по Дерягину) давления и связанных с ним капиллярных явлений второго рода [2, 3, 31]. Обоснование условных границ для областей доминирования чисто капиллярных и приведенных выше поверхностных механизмов водоудерживания на кривых ОГХ является предметом термодинамической концепции физического состояния (физического качества) почвы [10, 31–33, 39], а также разработки физически обоснованных моделей (функций) ОГХ, к которых точки смены кривизны могут быть маркерами таких границ.

Цель работы – разработка физически обоснованной термодинамической модели ОГХ для всего диапазона значений потенциала и влажности почвы, комбинирующей наиболее значимые физические механизмы водоудерживания в капиллярно-пористой полидисперсной системе со свободной поверхностной энергией на границе раздела фаз. Основные задачи исследования включали:

- разработку теоретических выражений для связи термодинамического потенциала воды и ее содержания в почве в виде отдельных составляющих капиллярного, гравитационного, расклинивающего, ограничивающего давлений и их комбинации на базе принципа аддитивности потенциалов;
- проверку адекватности новой модели ОГХ по сравнению со стандартной моделью ван-Генухтена с использованием авторской базы данных ОГХ евразийских почв разного генезиса и дисперсности, сгруппированных в пяти основных текстурных классов FAO/USDA;
- анализ дополнительных возможностей новой модели ОГХ для получения расчетных показателей удельной поверхности твердой фазы, дифферен-

циальной влагоемкости, динамической поверхности раздела фаз и распределения пор по размерам, а также обоснования оценки по ОГХ наименьшей (полевой) влагоемкости как точки экстремума такого распределения.

Научная новизна и значимость разработки заключались в физическом обосновании математического выражения модели и возможности более адекватного описания ОГХ во всем диапазоне варьирования абсолютных величин термодинамического потенциала воды и ее содержания в почве по сравнению с известными эмпирическими аналогами.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Основным методом исследования послужило математическое моделирование зависимости термодинамического потенциала (давления) от содержания почвенной влаги на базе фундаментальных положений термодинамики почвенной влаги и физически обоснованных уравнений для наиболее значимых механизмов водоудерживания в капиллярно-пористой полидисперсной системе почв и грунтов со свободной поверхностной энергией на границе раздела твердой, жидкой и газовой фаз. Для валидации модели была задействована авторская база данных ОГХ евразийских почв разного генезиса и дисперсности (ареносоли (Arenosols) и бурые полупустынные (Xerosols), дерново-подзолистые, подзолистые, глее-подзолистые (Podzoluvisols, Podzols, Gleyic Podzoluvisols), бурые и серые лесные почвы (Cambisols, Phaeozems), аллювиальные почвы (Fluvisols), черноземы, каштановые почвы (Chernozems, Kastanozems), солончаки, солонцы, солоды (Solonchaks, Solonetz soils and Solodic Planosols), желтоземы и красноземы, вертисоли (Luvisols, Vertisols)), сгруппированных, согласно [33, 34], в пять статистически значимых различающихся по формам ОГХ комбинаций основных текстурных классов FAO/USDA: I – пески, пылеватые пески; II – супеси, легкие суглинки; III – средние суглинки, пылеватые легкие суглинки, опесчаненные средние суглинки; IV – пылеватые средние суглинки, тяжелые суглинки; V – глины, пылеватые глины, глинистые и пылевато-глинистые тяжелые суглинки. При экспериментальном определении ОГХ использовали комбинации методов центрифугирования и термодесорбции почвенной влаги [31–34], что позволило получить необходимые для задач исследования зависимости термодинамического потенциала воды и ее содержания в почве во всем диапазоне от условно нулевой влажности до полной влагоемкости. Размеры образцов в центрифужных пробирках не превышали 4 см. В качестве показателя дисперсности использовали удельную поверхность твердой фазы, определенную двумя независимыми методами: по изотермам сорбции паров воды общепринятым

БЭТ-методом [13] и по наклону ОГХ, согласно [32]. Все эксперименты проводили в двух-трехкратной повторности. Аппроксимацию экспериментальных данных новой физически обоснованной моделью ОГХ по сравнению со стандартной моделью ван-Генухтена [38], а также с необходимой статистической оценкой параметров аппроксимации осуществляли в программе S-Plot-11 (Германия) на базе приложения Regression Wizard для нелинейной регрессии.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Теоретическое обоснование модели. Поскольку термодинамический потенциал почвенной влаги и его отдельные составляющие представляют собой работу по извлечению воды из почвенного матрикса, модель ОГХ может быть представлена в виде суммы наиболее значимых для водоудерживания физических механизмов с соответствующими вкладами в такую работу, согласно базовому для термодинамики принципу аддитивности потенциалов [2, 5]. В области низкого и частично среднего содержания влаги (условно модуль водного потенциала более 100 Дж/кг) с доминированием поверхностных сил будет действовать механизм расклинивающего давления со структурной и ионно-электростатической составляющей в соответствии с теоретическими представлениями советской дерягинской школы о взаимодействии водных пленок (сольватных слоев) с твердофазными поверхностями [3]. В области высокой и частично средней влажности (абсолютный потенциал менее 100 Дж/кг) наибольший вклад в водоудерживание будут оказывать капиллярные силы, исключая тонкодисперсные почвы и грунты, где доминирующее влияние поверхностных механизмов может распространяться практически на всю ОГХ, особенно в сильнонабухающих фактически двухфазных (без входа воздуха) глинистых системах (гелях). Рассмотрим оба механизма по отдельности.

Расклинивающее давление. С формальной точки зрения механизм расклинивающего давления, независимо от его основных составляющих (структурная или ионно-электростатическая) предполагает экспоненциальную зависимость модуля потенциала (давления) от эффективной толщины водной пленки (h , [м]) и соответствующей ей влажности (W , [кг/кг]) дисперсной системы [3], которую для почв можно представить в форме [31]:

$$\Psi = a \exp\left(-\frac{h}{\lambda}\right) = a \exp(-bW); \quad b = \frac{1}{S\rho\lambda}. \quad (2)$$

где a , [Дж/кг] — физически обоснованный параметр, отражающий форму поверхности и потенциал (заряд), λ , [м] — длина корреляции для структурных сил или эффективная дебаевская толщина двойного электрического слоя для ионно-элек-

тростатических сил, S , [м²/кг] — удельная поверхность межфазной границы, b , [кг/кг] — физически обоснованный параметр, контролируемый λ и S , $\rho = 1000$ кг/м³ — плотность воды. Из сравнения уравнений (1) и (2) следует, что a равен Ψ_{st} — стандартному потенциалу воды при ее условно нулевом содержании в почве). Логарифмирование уравнения (2) дает линейную связь между логарифмом потенциала почвенной влаги (показатель pF по Скофилду [14]) и влажностью почвы, выявленную во многочисленных работах отечественных и зарубежных гидрофизиков и вошедшую в почвенно-гидрофизическую литературу в виде эмпирических моделей: закон Терцаги, уравнение Судницына, модель Кэмпбелла—Шайозавы и т.д. [23, 35].

Из условия устойчивости тонких пленок, стабилизированных структурным и/или ионно-электростатическим барьерами от молекулярной адгезии твердофазных компонентов, в [32, 33] были получены следующие фундаментальные выражения для оценки дисперсности (удельной поверхности) твердой фазы (S_0 , [м²/г]) и обобщенной константы Гамакера (A_H , [Дж]) для молекулярных (дисперсионных) сил на границе твердой и жидкой фаз почвы:

$$S_0 = \frac{\sqrt{2\exp(-2)}}{br_0\rho} \approx \frac{1}{2br_0\rho}, \quad (3)$$

$$A_H = \frac{24\pi r_0^2}{S_0} E_s, \quad (4)$$

где $r_0 = 1.38 \times 10^{-10}$ м — кристаллохимический радиус молекулы воды, $E_s = a/b = \Psi_{st}/b$ — интегральная поверхностная энергия водоудерживания (Дж/кг твердой фазы), полученная интегрированием уравнения (2). Как показано в [32–34], метод оценки удельной поверхности почв по наклону ОГХ (b) в полулогарифмических координатах из точки стандартного потенциала (Ψ_{st}), согласно уравнению (3), дает результаты близкие к общепринятой оценке БЭТ-методом, выгодно отличаясь температурной инвариантностью сорбционного участка ОГХ, как потенциальной кривой Поляни, в отличие от изотерм десорбции паров воды, сильно зависящих от температуры.

Поскольку формула (2) не предполагает какие либо ограничения на максимальные значения влажности, являясь монотонно убывающей экспоненциальной зависимостью [36], а для ОГХ требуется ограничение нулевым потенциалом (давлением) в точке $W = W_s$, для описания вклада расклинивающего давления (Ψ_D) в целом с ограничением по предельному набуханию (впитыванию) влаги вслед за подходом [1] будем использовать следующую разность давлений (потенциалов):

$$\Psi_D = a \exp\left(-m \frac{W}{W_s}\right) - a \exp(-m). \quad (5)$$

Здесь для удобства введена безразмерная переменная относительного содержания влаги в почве (W/W_s), и, соответственно, использован новый показатель экспоненты $m = b W_s$.

Капиллярный механизм. Капиллярная модель является доминирующей в почвенной гидрофизике, и в простейшем случае она оперирует фундаментальными уравнениями Лапласа и Жюрена для оценки капиллярного (лапласового) давления в зависимости от радиусов цилиндрических смачивающихся капилляров и равновесия вододерживающих сил пористой системы с полем силы тяжести [4, 12]. Точного фундаментального уравнения для связи капиллярного давления с влажностью почвы фактически не существует, и такая связь устанавливается эмпирическим путем или с некоторыми физическими допущениями (полуэмпирические модели по [2]), как правило, в форме обратных степенных функций или более сложных, например, тригонометрических функций, комбинаций интеграла ошибок и логарифма и ряда других выражений [2, 11, 36, 37]. Вместе с тем простые фундаментальные уравнения теории капиллярности однозначно указывают на гиперболическую связь давления (потенциала) и влажности капиллярно-пористой системы. Действительно, лапласово давление (P_L) для смачивающегося цилиндрического капилляра находится в обратно-пропорциональной (гиперболической) зависимости от его эффективного радиуса (r) [4]:

$$P_L = \frac{2\sigma}{r}, \quad (6)$$

где σ , [Н/м] – поверхностное натяжение воды на границе с воздухом. Из формулы Жюрена находим высоту капиллярного подъема (H) в таком капилляре в равновесии с силой тяжести [4]:

$$H = \frac{2\sigma}{r g \rho}, \quad (7)$$

где $g = 9.81$ м/с² – ускорение свободного падения в гравитационном поле Земли.

Представляя капиллярно-пористую систему непрерывным спектром вертикальных цилиндрических капилляров с переменными r и H и вычисляя объемную влажность (эффективное влагонасыщение) как долю объемов капилляров, заполненных водой ($V(H) = \pi r^2 H$) относительно всего объема пор ($V_p = (1 - \rho_b/\rho_s) V_t$, где ρ_b и ρ_s – плотности сложения и твердой фазы образца, V_t – общий объем образца), несложно получить из уравнений (6) и (7) следующие соотношения:

$$P_L \frac{V(H)}{V_p} = \frac{2\sigma}{r} \frac{\pi r^2 H}{r g \rho V_p} = \frac{4\pi\sigma^2}{g\rho(1 - \rho_b/\rho_s)V_t} = P_L W \frac{\rho_b}{\rho}. \quad (8)$$

Из них следует, что для фиксированного объема образца $PW = const$:

$$P_L W = \frac{4\pi\sigma^2}{g\rho_b(1 - \rho_b/\rho_s)V_t} = A = const. \quad (9)$$

В свою очередь уравнение (9) означает, что капиллярное давление и влажность в такой системе связаны гиперболической зависимостью: $P_L = A/W$, где $A = const$.

Для того чтобы зависимость (9) учитывала обусловленный во введении феномен ограниченной высоты капиллярного подъема, очевидно, в ее знаменатель необходимо ввести значение некоторой постоянной (критической) влажности (W_{cr}). В этом случае при $W \rightarrow 0$ формула будет давать не бесконечное, а предельное (критическое) капиллярное давление (P_{cr}) и соответствующую конечную высоту капиллярного подъема. По аналогии со вкладом расклинивающего давления и в соответствии с подходом [1] учтем действие ограничивающего (структурного по [1]) давления (P_s), позволяющего сохранять объем образца в состоянии полного насыщения, записав их совместное действие в виде разности (всасывающее давление (P_i) по [1]), принимающей нулевое значение при $W = W_s$:

$$P_i = P_L - P_s = \frac{A}{W + W_{cr}} - \frac{A}{W_s + W_{cr}}. \quad (10)$$

Воспользуемся пропорцией, следующей из формулы (9): $P_s/P_{cr} = W_{cr}/W_s = k$, и перепишем уравнение (10) в безразмерной форме, чтобы избавиться от экстенсивной константы (A), зависящей от размера образца:

$$\frac{P_i}{P_s} = \frac{W_s + kW_{cr}}{W + kW_{cr}} - 1 = \frac{1 + k}{W/W_s + k} - 1. \quad (11)$$

Полагая вклад капиллярного механизма вододерживания с потенциалом Ψ_C пропорциональным с коэффициентом γ всасывающему давлению и, соответственно, соотношению (11), получаем для безразмерной переменной относительного содержания влаги (эффективного влагонасыщения W/W_s) следующее выражение:

$$\Psi_C = \gamma \frac{P_i}{P_s} = \gamma \left(\frac{1 + k}{W/W_s + k} - 1 \right). \quad (12)$$

Объединение уравнений (12) и (5), согласно принципу аддитивности потенциалов, дает полную модель вододерживания во всем диапазоне варьирования влажности с необходимыми для ОГХ ограничениями $\Psi = \Psi_{st}$ при $W = 0$ и $\Psi = 0$ при $W = W_s$. Предварительная верификация модели по экспериментальным данным с анализом чувствительности параметров показала, что коэффициент γ без ущерба для точности вычислений можно положить численно равным $1/k$, сократив тем самым количество

параметров. С учетом размерностей уравнения (12) это означает, что ограничивающее давление (P_s) должно быть численно равным 1 кПа (потенциал 1 Дж/кг), что, по-видимому, можно трактовать как высоту образца с соответствующим гравитационным давлением 10 см. Из соотношения $P_s/P_{cr} = k$ при $P_{cr} < 100$ кПа, константа капиллярности k не должна быть меньше 0.01. В результате оптимизации параметров был получен следующий финальный вариант новой модели ОГХ для безразмерной переменной W/W_s :

$$\Psi = a \left(\exp \left(-m \frac{W}{W_s} \right) - \exp(-m) \right) + \left(\frac{1+k}{W/W_s + k} - 1 \right) / k. \quad (13)$$

Модель ОГХ (13) содержит три параметра ($a = \Psi_{st}$, $m = b W_s$ и k) и два базовых слагаемых, как и у стандартной модели ОГХ ван-Генухтена [38]:

$$\frac{W}{W_s} = \frac{1 - W_r/W_s}{1 + (\alpha \Psi)^n} + \frac{W_r}{W_s}, \quad (14)$$

где W_r , α , n – эмпирические константы модели ван-Генухтена. Для сравнительных целей в обеих моделях использованы одинаковые переменные потенциала воды и ее массовой доли, хотя в оригинале функция ван-Генухтена оперирует напором (pressure head) и объемным влагосодержанием. Поскольку в экспериментах по получению ОГХ не учитывалась динамика плотности почвы, а в расчетах распределения пор по размерам на базе модели ван-Генухтена по формулам [10, 32] этот показатель считался постоянным, относительное объемное влагосодержание могло быть принято тождественным относительной массовой доле влаги (W/W_s). Замена напора (см) на давление или потенциал воды (кПа или Дж/кг), очевидно, качественно не меняет результаты аппроксимации ОГХ моделью (14), отражаясь лишь на числовом параметре α , значение которого увеличивается примерно на порядок (в 9.81 раза).

Теоретический расчет распределений пор по размерам из моделей ОГХ (13) и (14) использует аналитическое дифференцирование этих функций для расчета приведенной дифференциальной влагоемкости ($F = (\Psi/W_s) dW/d\Psi$). В случае (14) выражение для распределения пор по размерам (ΔV) выглядит как [10, 32]:

$$\Delta V = \frac{dV(r)}{d \ln(r)} = \rho_b W_s (n-1) \left(1 - \frac{W_r}{W_s} \right) \left(1 + (\alpha \Psi)^n \right)^{\frac{1}{n}-2} (\alpha \Psi)^n \quad (15)$$

с экстремумом (максимумом) функции (15) по переменной эффективного радиуса пор (r) при

соответствующем капиллярном (критическом) давлении (потенциале):

$$\Psi_{cr} = \frac{1}{\alpha} \left(\frac{n}{n-1} \right)^{\frac{1}{n}}. \quad (16)$$

Для новой модели (13) оператор $F = (\Psi/W_s) dW/d\Psi$ дает следующее аналитическое выражение:

$$F = \frac{k a \left(\exp \left(-m \frac{W}{W_s} \right) - \exp(-m) \right) + \left(\frac{1+k}{W/W_s + k} - 1 \right)}{k a m \exp \left(-m \frac{W}{W_s} \right) + \left(\frac{1+k}{(W/W_s + k)^2} \right)}. \quad (17)$$

На его основе получаем выражения для распределения объема пор по размерам:

$$\Delta V = \frac{dV(r)}{d \ln(r)} = \rho_b W_s F = \left(1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \right) F \quad (18)$$

и для функции переменной поверхности раздела фаз (ΔS , [м²/г]) в полидисперсной физической системе со свободной поверхностной энергией. Начальное значение этой функции в состоянии условно нулевой влажности почвы численно равно удельной поверхности твердой фазы (S_0). С появлением водных пленок она постепенно увеличивается с ростом влажности до максимума, совпадающего с экстремумом распределения пор (максимальной поверхностью водных менисков), а затем снижается до нуля в состоянии заполнения всех пор водой ($W/W_s = 1$) с нулевым водным потенциалом ($\Psi = 0$):

$$\Delta S = S_0 m W_s \frac{d(W/W_s)}{d \ln(\Psi)} = S_0 m W_s F. \quad (19)$$

Величина S_0 оценивается по формуле (3) с учетом соотношения показателей наклона ОГХ в исходной модели расклинивающего давления (2) и новой модели (13): $b = m/W_s$. Точка смены кривизны ОГХ в полулогарифмических координатах, совпадающая с максимумами функций (15), (17), (18) и/или (19), согласно гипотезе [33], должна соответствовать состоянию наименьшей влагоемкости (**НВ**) или field capacity в англоязычной литературе с ординатой в виде критического капиллярного потенциала (Ψ_{cr}), отражающего предельную высоту капиллярного подъема в данной почве ($H_c = \Psi_{cr}/g$).

Резюмируя теоретическую часть работы, отметим, что новая модель (13), при том же числе параметров имеет больше возможностей по сравнению со стандартной функцией ван-Генухтена (14), охватывая весь потенциальный диапазон влажности почвы от 0 до W_s с требующимися по физическому смыслу числовыми значениями модуля потенциала $\Psi = \Psi_{st}$ и $\Psi = 0$ в крайних точках области

определения ОГХ. Фундаментальный характер модели (13) дает ей дополнительные возможности по сравнению с известными эмпирическими аналогами в физически-обоснованной оценке дисперсности (удельной поверхности) твердой фазы, функций динамической поверхности раздела фаз и распределения пор по размерам с точкой экстремума, предположительно отражающей важное для концепции физического качества почвы состояние НВ. Сравнительный анализ аппроксимационных возможностей новой модели и ее адекватности в оценке показателей физического качества почвы приведен в следующем разделе.

Результаты экспериментальной проверки и об- суждение. На рис. 1 представлены среднестатистические ОГХ евразийских почв с последовательно увеличивающейся дисперсностью в виде пяти группировок текстурных классов FAO/USDA от песков (I) до тяжелых суглинков и глин (V), результаты их аппроксимации моделями (13) и (14), а также расчетные характеристики ΔV и ΔS , полученные по теоретическим формулам (15), (18), (19). Параметры аппроксимации сравниваемыми моделями и их стандартная статистическая оценка приведены в табл. 1. Визуальный анализ графиков ОГХ (левая часть рис. 1) показывает хорошее соответствие формы новой модели (13) экспериментальным данным для всех пяти групп текстурных классов евразийских почв. В капиллярной области ($\Psi < 100$ Дж/кг) модель (13) и стандартная функция ван-Генухтена практически совпадают, и их графики проходят через экспериментальные точки в пределах доверительных интервалов. В области средних и высоких абсолютных значений водного потенциала ($\Psi > 100$ Дж/кг) с доминированием поверхностных сил и механизмов водоудерживания модель (13) демонстрирует более качественную аппроксимацию с точным прохождением кривых ОГХ по экспериментальным точкам. Модель ван-Генухтена занижает абсолютные значения потенциалов в интервале 1000–100 000 Дж/кг, после чего рассчитанные по ней кривые ОГХ резко устремляются вверх с сильным завышением потенциала относительно экспериментальных значений. Наибольшие расхождения в данной области возникают у текстурных почвенных групп I–III с более легким гранулометрическим составом.

Статистический анализ результатов аппроксимации ОГХ двумя сравниваемыми моделями также подтверждает большую адекватность новой модели (13) для всего диапазона влажности почвы (табл. 1). Коэффициенты детерминации ($R^2 = 0.996–0.999$) у новой модели выше, а стандартные ошибки аппроксимации ($s = 0.16–0.30$) стабильно ниже, чем у модели ван-Генухтена ($R^2 = 0.991–0.996$; $s = 0.79–1.90$). Все три параметра модели (13) оказались статистически достоверны на уровне $p < 0.0001$ и лишь в двух случаях (параметры

a , k в группе V) имели $p = 0.0004$ и 0.01 , что также было приемлемо, то есть ниже общепринятого в почвоведении уровня $p = 0.05$. Для модели ван-Генухтена при использовании экспериментальных данных всего диапазона влажности закономерно возникает проблема недостоверности оценки параметра W_r . У первых трех групп текстурных классов оценка W_r давалась с большим разбросом при уровнях достоверности $p = 0.01–0.05$, близких к критическому. В тонкодисперсных почвах (группы IV, V) этот параметр оказывался недостоверным ($p = 1$) и значимо не отличался от нуля. Эта проблема модели (14) известна [11, 37] и отражает невозможность адекватного описания обратной степенной функцией ван-Генухтена водоудерживания в области низкого содержания влаги, поскольку эта функция не определена в точке $W = W_r$. Новая модель (13) с физически обоснованным параметром $a = \Psi_{st}$ в точке условно нулевой влажности лишена этого недостатка и хорошо соответствует экспериментальным данным в области низкой влажности, где заложенный в модель механизм расклинивающего давления дает линейную в полулогарифмических координатах зависимость $\Psi(W)$ с конечной точкой $\Psi = \Psi_{st}$ при $W = 0$. Параметр a варьировал от 713 ± 100 (группа I) до 1379 ± 106 кДж/кг (группа IV), что было близко к приводимому во введении теоретическому диапазону его аналога Ψ_{st} , вычисляемого по формуле (1). Показатель m наклона ОГХ в полулогарифмических координатах из точки Ψ_{st} закономерно уменьшался в исследуемом ряду от грубо- и тонкодисперсных почв ($m = 98.4 \pm 2.5$ кг/кг) до тяжелых суглинков и глин ($m = 14.4 \pm 0.6$ кг/кг). Этому уменьшению соответствовала тенденция роста дисперсности твердой фазы (удельной поверхности S_0), значения которой, рассчитанные по формуле (3) с учетом соотношения $m = b W_s$ приведены в табл. 2.

Данный базовый физический показатель новой модели (13) варьировал от 8.8 ± 0.4 м²/г в группе I до 162.3 ± 9.4 м²/г в группе V (наиболее тонкодисперсных почв). Оценка S_0 по модели (13) фактически была тождественна данным стандартного для почвоведения и грунтоведения БЭТ-анализа удельной поверхности ($S_{БЭТ}$) по изотермам сорбции паров воды (данные верхнего термодесорбционного участка ОГХ). Несмотря на варьирование отдельных оценок (например, в группе IV), для всего диапазона была получена тесная корреляция ($R = 0.998$) величин S_0 и $S_{БЭТ}$ при угловом коэффициенте 1.03 ± 0.03 статистически достоверно ($p < 0.0001$) не отличающемся от 1, что указывает на тождественность сравниваемых величин.

Показатель интегральной поверхностной энергии твердой фазы E_s варьировал от 1662 ± 161 Дж/кг в группе I грубодисперсных песчаных почв до 46323 ± 12466 Дж/кг в наиболее тонкодисперсных почвах группы V (рис. 2). С ростом дисперсности

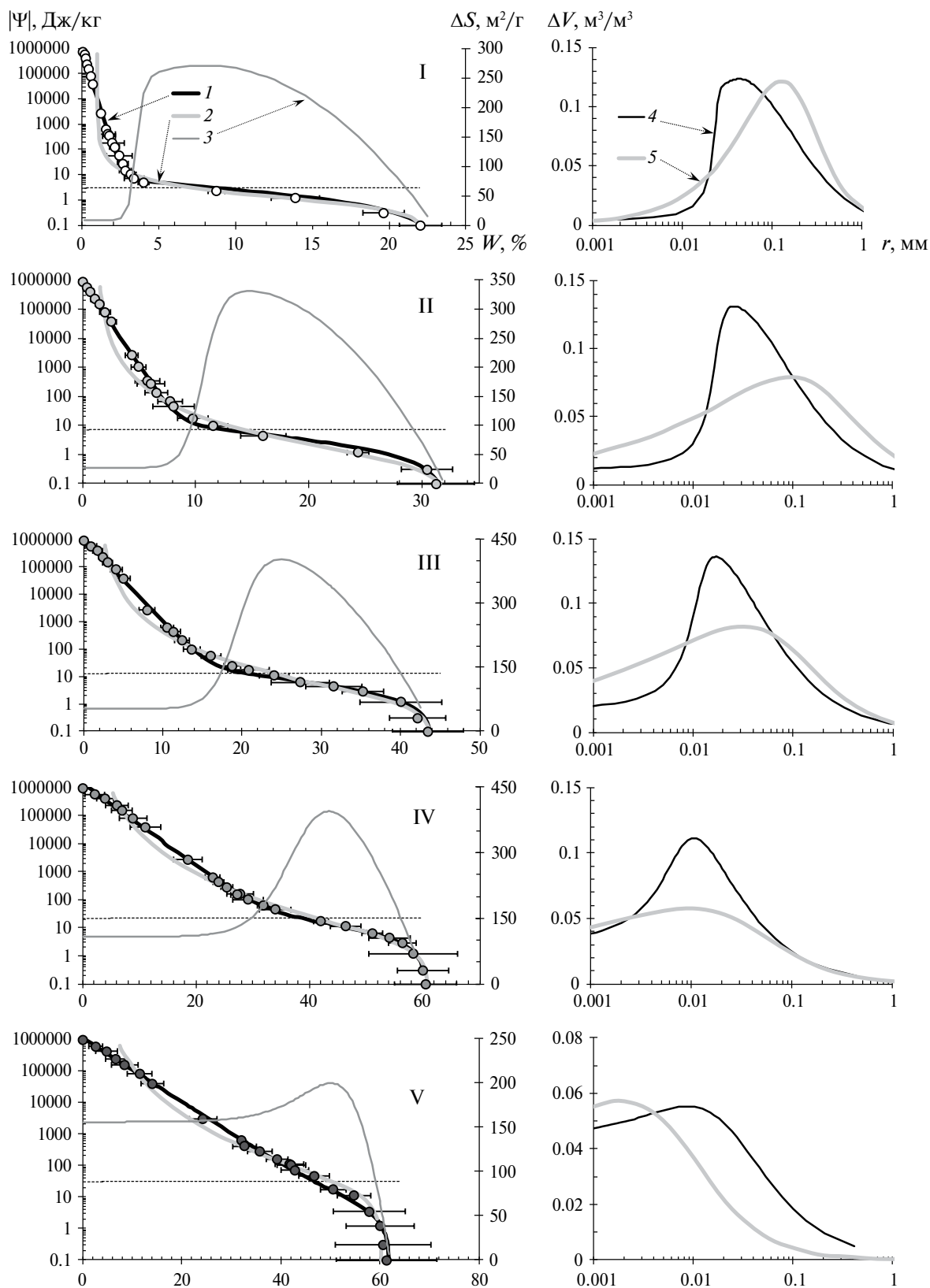


Рис. 1. ОГХ 5 текстурных групп евразийских почв (I – пески, пылеватые пески; II – супеси, легкие суглинки; III – средние суглинки, пылеватые легкие суглинки, опесчаненные средние суглинки; IV – пылеватые средние суглинки, тяжелые суглинки; V – глины, пылеватые глины, глинистые и пылевато-глинистые тяжелые суглинки) и их аппроксимация моделями (13) и (14) с расчетом дифференциальных распределений ΔV и ΔS .

Таблица 1. Параметры аппроксимации и статистические показатели сравниваемых моделей водоудерживания для пяти групп текстурных классов евразийских почв

Параметр	Группа текстурных классов				
	I	II	III	IV	V
Модель ван-Генухтена, уравнение (14)					
W_s , %	22.3 ± 0.5	32.4 ± 0.7	44.1 ± 0.7	60.9 ± 0.8	60.3 ± 0.9
W_r , %	1.0 ± 0.6 ($p = 0.03$)	1.3 ± 0.5 ($p = 0.014$)	1.6 ± 0.7 ($p = 0.048$)	0.0 ± 1.7 ($p = 1$)	0.0 ± 3.7 ($p = 1$)
α , кПа ⁻¹	1.33 ± 0.21	1.81 ± 0.44 ($p = 0.0008$)	0.71 ± 0.14	0.29 ± 0.06	0.06 ± 0.02 ($p = 0.0044$)
n	1.85 ± 0.10	1.33 ± 0.03	1.28 ± 0.02	1.20 ± 0.02	1.20 ± 0.04
R^2	0.991	0.994	0.995	0.996	0.992
s	0.73	0.93	1.14	1.38	1.90
Новая физически обоснованная модель, уравнение (13)					
W_s , %	22.9 ± 0.6	32.0 ± 0.6	44.1 ± 0.7	60.6 ± 0.7	62.0 ± 0.7
a , кДж/кг (МПа)	713 ± 100	950 ± 110	1142 ± 169	1379 ± 106	1076 ± 248 ($p = 0.0004$)
m , кг/кг	98.4 ± 2.5	42.6 ± 0.9	30.7 ± 0.9	20.4 ± 0.3	14.4 ± 0.6
k	0.304 ± 0.026	0.155 ± 0.014	0.080 ± 0.008	0.029 ± 0.002	0.030 ± 0.011 ($p = 0.0104$)
R^2	0.998	0.998	0.998	0.999	0.996
s	0.33	0.25	0.31	0.16	0.41

Примечание. p – уровень значимости. Если он не указан в скобках, то $p < 0.0001$; $\pm$ здесь и далее обозначает соответствующие доверительные интервалы; обозначения групп текстурных классов см. Объекты и методы.

Таблица 2. Расчетные физические показатели моделей (13) и (14) и их сравнение с реальными данными для пяти групп текстурных классов евразийских почв

Показатель	Группа текстурных классов				
	I	II	III	IV	V
S_0 , м ² /г по модели (13)	8.8 ± 0.4	28.3 ± 0.9	54.1 ± 2.2	111.8 ± 2.8	162.3 ± 9.4
A_G , аттоДж по модели (13)	0.27 ± 0.05	0.36 ± 0.06	0.43 ± 0.09	0.52 ± 0.06	0.41 ± 0.13
P_{cr} , кПа по [10]	1.1 ± 0.4	1.6 ± 0.7	4.5 ± 1.8	15.1 ± 6.3	79.3 ± 62.5
НВ/ W_s по [10]	0.61 ± 0.04	0.68 ± 0.02	0.70 ± 0.02	0.72 ± 0.02	0.72 ± 0.04
P_{cr} кПа по модели (13)	3.5 ± 0.3	6.1 ± 0.5	9.3 ± 1.2	14.3 ± 0.9	18.5 ± 2.4
НВ/ W_s по модели (13)	0.33 ± 0.04	0.44 ± 0.02	0.53 ± 0.03	0.70 ± 0.02	0.80 ± 0.02
НВ/ W_s реал. по [33]	0.28 ± 0.09	0.45 ± 0.08	0.54 ± 0.06	0.69 ± 0.05	0.81 ± 0.06
H_c реал, см по [33]	30.0 ± 20	70.0 ± 28	130 ± 35	220 ± 64	300 ± 35

в рассматриваемом ряду почвенных текстурных классов этот показатель увеличивался по нелинейной, близкой к квадратичной, зависимости от порядкового номера группы, представленной пунктирной линией тренда на рис. 2. Оценка по данным о S_0 и E_s обобщенных констант Гамакера для молекулярных (дисперсионных) взаимодействий твердой и жидкой фаз, согласно формуле (4), дала диапазон от 0.27 ± 0.05 аттоДж (группа I) до 0.52 ± 0.06 аттоДж (группа IV) (табл. 2). Полученные значения A_G близки к предыдущим оценкам для почв и глинистых минералов [31, 32], к аналогичным величинам для водных пленок на кварце — доминирующем почвенном минерале [3], но несколько больше, чем в публикации [41] для коллоидов китайской лессовой почвы (Calcic Cambisol), что может быть связано как со спецификой этой почвы, так и с различиями в применяемых методологиях оценки. На фоне сильных (до 10–30 раз) различий в параметрах удельной поверхности и интегральной поверхностной энергии твердой фазы в рассматриваемом ряду текстурных почвенных классов, константы Гамакера увеличиваются не более чем в 2 раза. Этот факт, по-видимому, можно трактовать как зависимость молекулярных поверхностных взаимодействий не столько от качества поверхности, сколько от ее количественной характеристики в виде дисперсности твердой фазы, рост которой в рассматриваемом ряду приводит к большим изменениям в интегральной поверхностной

энергии и контролируемой ею водоудерживающей способности почв.

Третий параметр физически обоснованной модели (13) k , характеризующий капиллярность, менялся от 0.30 ± 0.05 (пески) до 0.03 ± 0.01 (почвы тяжелого гранулометрического состава), т.е. фактически на порядок. При этом было соблюдено полученное в теоретической части ограничение $k > 0.01$. При допущении $P_s = 1$ кПа, принятом при выводе рабочего варианта модели (13), величина $1/k$ становится численно равной предельному капиллярному давлению P_{cr} или соответствующей ему предельной высоте капиллярного подъема: $H_c, [м] = 1000/(\rho g k)$. Полученный по экспериментальным данным ОГХ размах оценок k дает в таком случае H_c от 34 ± 4 см (группа I) до 340 ± 204 см (группы IV, V), что не противоречит известной количественной информации по капиллярному подъему воды в почвах разной дисперсности и их гранулометрических фракциях [4, 18, 33]. Отметим, что средние значения оцененных по константе k показателей предельного капиллярного давления в группах тонкодисперсных почв IV и V фактически совпали с давлением 33 кПа, принятым в международной гидрофизической литературе для определения по ОГХ состояния наименьшей влагоемкости (field capacity), согласно Ричардсу—Уиверу [24].

В термодинамической концепции физическо-го качества почвы [31–33] предложено оценивать НВ по ОГХ с использованием предельной высоты (давления) капиллярного подъема, исходя из физического смысла НВ, как состояния предельного равновесия водоудерживающих капиллярных сил почвы и силы тяжести, стремящейся удалить воду посредством гравитационного оттока. Там же была высказана гипотеза о соответствии НВ точке перегиба рF-кривых, поскольку такая точка является экстремумом (максимумом) функции распределения пор, который маркирует доминирующие радиусы пор в капиллярно-пористой системе и их лапласово давление. Альтернативное энергетическое объяснение следует из критерия динамической поверхности раздела фаз (ΔS), как функции от содержания воды в почве (формула (19)), принимающей максимальное значение в той же точке смены кривизны. Максимальная поверхность раздела жидкости с воздухом в таком состоянии, очевидно, соответствует наибольшему вкладу менисковых (капиллярных) сил, удерживающих воду от гравитационного стекания.

Проверка гипотезы с использованием уравнения (16) для расчета критического давления (потенциала) по Декстеру [10] на основе модели ван-Генухтена не дала однозначного заключения, как и в предыдущей работе [33]. Рассчитанные значения P_{cr} варьировали от 1.1 ± 0.4 кПа (группа I) до 79.3 ± 62.5 кПа (группа V) или соответствующими высотами капиллярного подъема от 11 см до 8 м.

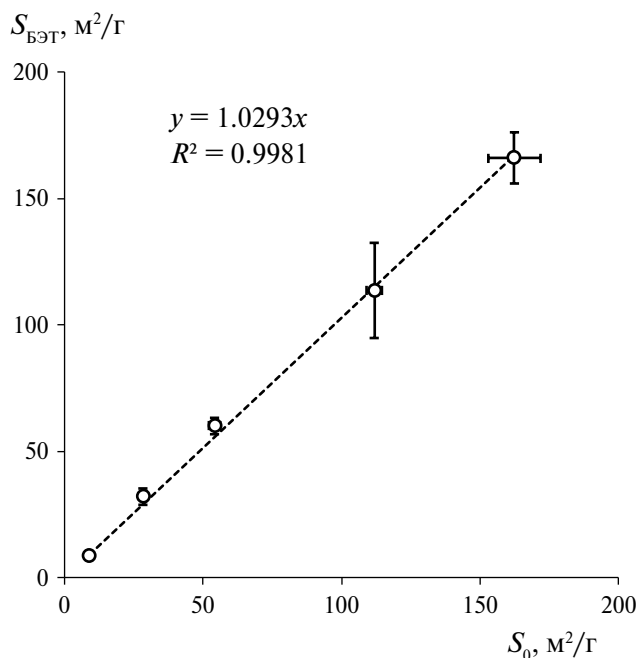


Рис. 2. Корреляция оценок удельной поверхности по модели (13) и стандартным БЭТ-методом [13].

Оценка по ним значений удельного показателя $HВ/W_s = 0.6–0.7$ в группах I–III характеризовалась сильным завышением относительно приводимых в [33] реальных среднестатистических величин $HВ/W_{s\text{ реал}} = 0.3–0.5$ для этих групп текстурных классов евразийских почв. И только в группе IV такая оценка дала совпадение с реальной величиной $HВ/W_{s\text{ реал}} = 0.7$. Таким образом, гипотеза о соответствии HВ точке смены кривизны ОГХ в полулогарифмическом масштабе подтвердилась лишь в одном случае из пяти исследуемых почвенных групп.

Однако использование новой модели (13) вместо стандартной функции ван-Генухтена в корне изменило этот вывод. Для одних и тех же наборов экспериментальных данных две качественно разные модели ОГХ давали различные формы распределений пор с несовпадающими максимумами (рис. 1, правая часть). В результате для трех групп (I–III) текстурных классов оценка по модели (13) уменьшила размеры доминирующих пор и увеличила соответствующие им значения лапласова давления, что отразилось на рис. 1 смещением таких распределений влево относительно аналогов, рассчитанных по модели ван-Генухтена. В группе IV максимумы распределений пор для обеих моделей фактически совпали, а в последней группе V расчет по модели (13) дал, напротив, увеличение размеров доминирующих пор. Эти результаты отразились на оценках показателей $HВ/W_s$ с использованием максимумов функций ΔV и ΔS . Новые рассчитанные значения $HВ/W_s$ оказались практически тождественными реальным величинам во всех пяти группах текстурных классов евразийских почв, что однозначно подтвердило гипотезу о возможности оценки HВ по точке перегиба ОГХ в полулогарифмическом масштабе при условии использования физически обоснованной модели (13). Визуальную оценку HВ по точке смены кривизны удобно проводить совмещая в полулогарифмическом масштабе графики ОГХ и ΔS , как функций от влажности почвы (рис. 1, левая часть). В этом случае перпендикуляр из точки максимума на кривых ΔS при пересечении с ОГХ дает искомое значение HВ как содержание влаги на оси абсцисс (влажности почвы) и соответствующее ему давление (потенциал) на оси ординат. Для всех пяти групп текстурных классов евразийских почв выявлено хорошее соответствие таких критических потенциалов приведенным в [33] среднестатистическим значениям предельной высоты капиллярного подъема, варьирующим от 30.0 ± 20 (группа I) до 300 ± 35 см (группа V).

Коснемся задачи воспроизводства кривых ОГХ с использованием физически обоснованных показателей модели (13), рис. 3. Такую задачу удобно решать, получив предварительно скейлинговые кривые ОГХ с безразмерной переменной

относительного содержания влаги W/W_s и ограничением потенциала максимальным значением $\Psi = \Psi_{st}$ в точке $W = 0$. Показатель W_s задает максимальное значение влажности (пористости) капиллярно-пористой полидисперсной системы и может быть оценен по известным значениям плотности воды (ρ), сложения почвы (ρ_b) и ее твердой фазы (ρ_s):

$$W_s = \frac{\rho}{\rho_b} - \frac{\rho}{\rho_s}. \quad (20)$$

Показатель стандартного потенциала Ψ_{st} в точке условно нулевой влажности и соответствующий ему по физическому смыслу параметр a в модели (13) без особого ущерба для точности вычислений может быть положен равным 1 млн Дж/кг. В этом случае остаются два главных, контролирующих форму скейлинговых кривых ОГХ, физических показателя – удельная поверхность (S_0) и константа капиллярности k . Оценка S_0 , как показывает рис. 2, может проводиться как стандартным БЭТ-методом по изотермам десорбции паров воды, так и предложенным впервые в [34] и использованным в данной работе методом расчета по наклону десорбционных участков ОГХ в полулогарифмических координатах из точки Ψ_{st} . Оценив S_0 , рассчитываем из уравнения (3) параметр b , а по нему – аналогичный показатель для скейлинговых кривых ОГХ в модели (13) $m = bW_s$. Для определения константы k необходимо знать предельную высоту капиллярного подъема в данном текстурном классе почв: $k = 1000/(\rho g H_c)$.

Возможность адекватного воспроизводства скейлинговых кривых ОГХ по физически обоснованным параметрам S_0 , H_c и W_s при фиксированном значении $\Psi_{st} = 1000$ кДж/кг иллюстрирует рис. 4.

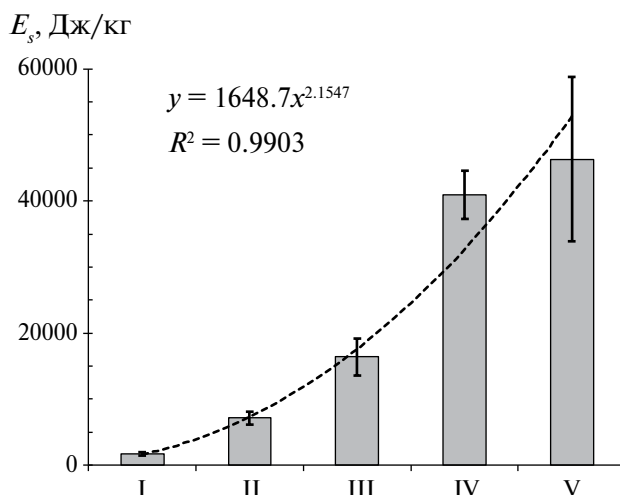


Рис. 3. Интегральная энергия водоудерживания для пяти текстурных групп евразийских почв (оценка по модели (13)).

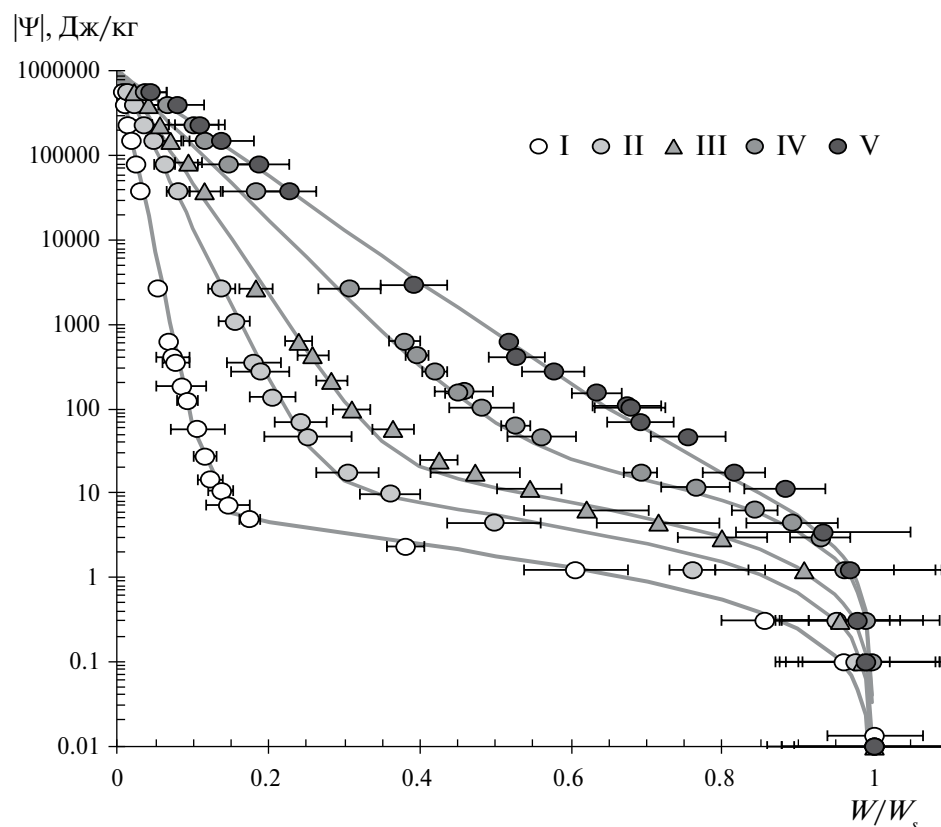


Рис. 4. Пример воспроизводства скейлинговых ОГХ пяти текстурных групп евразийских почв по физически обоснованным параметрам модели (13).

Для пяти групп текстурных классов использованы последовательно возрастающие характерные значения из табл. 1, 2 среднестатистических показателей W_s и S_0 , а также характерных для рассматриваемых текстурных классов высот предельного капиллярного подъема H_c : 0.3, 0.7, 1.3, 3.3, 3.3 м. Исключение пришлось сделать лишь для групп IV и V, где вместо среднестатистических значений H_c 2.2 и 3.0 м взяты более высокие — 3.3 м, соответствующие эмпирическому показателю Ричардса–Уивера для капиллярного давления состояния НВ в 33 кПа. По рис. 4 видно, что воспроизведенные таким образом кривые ОГХ достаточно точно прошли по экспериментальным точкам, подтверждая принципиальную возможность построения ОГХ по известным физическим параметрам модели (13). Данный пример пока носит достаточно условный характер в связи с известными заранее и полученными по экспериментальным данным базовыми показателями W_s и S_0 . Поэтому в дальнейшем следует проверить адекватность воспроизводства ОГХ таким способом по независимым данным о дисперсности (удельной поверхности), плотности сложения и высоте капиллярного подъема для конкретных почв с ОГХ, определенными в широком диапазоне влажности.

ВЫВОДЫ

1. Разработана новая физически обоснованная термодинамическая модель ОГХ для всего диапазона влажности почвы, сочетающая механизмы капиллярности и расклинивающего давления с ограничениями пористостью (полной влагоемкостью), высотой предельного капиллярного подъема и стандартным водным потенциалом в точке условно нулевой влажности.
2. Модель адекватно описывает экспериментальные среднестатистические ОГХ евразийских почв разного генезиса и дисперсности, не уступая в качестве аппроксимации стандартной модели ван-Генухтена в капиллярной области и превосходя ее возможности в области адсорбированной и пленочной влаги при таком же числе параметров.
3. Модель имеет важные для термодинамической концепции физического качества почв дополнительные возможности физического обоснованного расчета показателей удельной поверхности твердой фазы, распределений пор по размерам, динамической поверхности раздела фаз, а также наименьшей влагоемкости почвы.
4. Впервые физически обоснована и подтверждена экспериментально гипотеза о соответ-

ствии точки смены кривизны ОГХ в полулогарифмических координатах состоянию наименьшей влагоемкости почвы, а также предложен метод количественной диагностики этого состояния на кривых ОГХ при их совмещении с кривыми динамической межфазной поверхности, рассчитываемыми по предложенной модели.

5. Показана возможность воспроизводства кривых ОГХ по физическим показателям удельной поверхности, пористости и высоты предельного капиллярного подъема на основе новой термодинамической модели.

Перспективой дальнейших исследований видится проверка аппроксимационных возможностей новой модели на независимом экспериментальном материале ОГХ, включая литературные данные зарубежных исследователей, подтверждение адекватности расчета (воспроизводства) ОГХ по самостоятельным физическим параметрам модели, а также оценка возможности ее применения в компьютерном процессном моделировании транспорта влаги и растворенных веществ в почвах в сравнении с известными эмпирическими аналогами и педотрансферными функциями.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Подготовка статьи совпала с уходом из жизни профессора МГУ И.И. Судницына, многолетнее творческое общение с которым и полемика по вопросам термодинамики водоудерживания в почвах во многом способствовали становлению теоретической части данной работы. Автор с любовью и благодарностью посвящает ее памяти этого выдающегося российского почвовед и гидрофизика.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского Научного Фонда, междисциплинарный проект № 23-64-10002.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Березин П.Н., Воронин А.Д., Шеин Е.В. Структура почвы: энергетический подход к количественной оценке. // Почвоведение. 1983. № 10. С. 63–69.

2. Глобус А.М. Почвенно-гидрофизическое обеспечение агроэкологических математических моделей. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 428 с.
3. Дерягин Б.В., Чураев Н.В., Муллер В.М. Поверхностные силы. М.: Наука, 1985. 398 с.
4. Роде А.А. Основы учения о почвенной влаге. Избр. тр. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. Т. 3. 664 с.
5. Судницын И.И. Движение почвенной влаги и водопотребление растений. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1979. 253 с.
6. Финн Р. Равновесные капиллярные поверхности. Математическая теория. М.: Мир, 1989. 312 с.
7. Campbell G.S., Shiozawa S. Prediction of hydraulic properties of soils using particle-size distribution and bulk density data // Proceedings of the international workshop on indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils / Eds. van Genuchten M.Th., et al. Riverside: University of California, 1994. P. 317–328.
8. Chi Ch. Two models to describe the entire soil water retention curve // Eur. Soil Sci. 2023. V. 56. P. 447–452. <https://doi.org/10.1134/S1064229322602360>
9. de Jong van Lier Q. Física do solo — baseada em processos. Piracicaba: Edição do autor, 2020. 413 p.
10. Dexter A.R. Soil physical quality: part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth // Geoderma. 2004. V. 120. P. 201–214.
11. Du Ch. Comparison of the performance of 22 models describing soil water retention curves from saturation to oven dryness // Vadose Zone J. 2020. V. 19. P. e20072. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20072>
12. Dullien F.A.L. Porous media: fluid transport and pore structure. San Diego: Academic Press Inc., 1992. 574 p.
13. Gregg S.J., Sing, K.S.W. Adsorption, surface area and porosity. San Diego: Academic Press Inc., 1982. 303 p.
14. Groenevelt P.H., Grant C.D. A new model for the soil water retention curve that solves the problem of residual water contents // Eur. J. Soil Sci. 2004. V. 55. P. 479–485.
15. Keen B.A. The physical properties of the soil. Longmans, Green and Co, 1931.
16. Khramchenkov M.G., Khramchenkov E.M., Usmanov R.M. Non-linear equations of mechanics of swelling and metamorphic processes // Lobachevskii J. Math. 2019. V. 40(12). P. 2077–2083. <https://doi.org/10.1134/S1995080219120072>
17. Kosugi K. Three-parameter lognormal distribution model for soil water retention. // Water Resour. Res. 1994. V. 30. P. 891–901.
18. Li Y., Zhang Ch., Chen Ch., Chen H. Calculation of capillary rise height of soils by SWCC model. //

- Geomat. in Geotech. Eng. 2018. V. 2018. P. 5190354, <https://doi.org/10.1155/2018/5190354>
19. Lu S., Ren T., Lu Y., Meng P., Sun S. Extrapolative capability of two models that estimating soil water retention curve between saturation and oven dryness // PLoS ONE. 2014. V. 9(12). P. e113518. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113518>
20. Omuto C.T. Biexponential model for water retention characteristics. // Geoderma. 2009. V. 149. P. 235–242. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.12.001>
21. Pachepsky Ya.A., Timlin D., and Varallyay G. Artificial neural networks to estimate soil water retention from easily measurable data // Soil Sci. Soc. Am. J. 1996. V. 60. P. 727–733.
22. Peters A. Simple consistent models for water retention and hydraulic conductivity in the complete moisture range // Water Resour. Res. 2013. V. 49. P. 6765–6780. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20548>
23. Resurreccion A.C., Moldrup P., Tuller M., Ferre T.P.A., Kawamoto K., Komatsu T., de Jonge W.L. Relationship between specific surface area and the dry end of the water retention curve for soils with varying clay and organic carbon contents // Water Resour. Res. 2011. V. 47. P. W06522. <https://doi.org/10.1029/2010WR010229>
24. Richards L.A., Weaver L.R. Moisture retention by some irrigated soils as related to soil-moisture retention // J. Agr. Researh. 1944. V. 69. P. 215235.
25. Rudiyanto Sakai M., van Genuchten M.Th., Alazba A.A., Setiawan B.I., Minasny B. A complete soil hydraulic model accounting for capillary and adsorptive water retention, capillary and film conductivity, and hysteresis // Water Resour. Res. 2015. V. 51. P. 17703. <https://doi.org/10.1002/2015WR017703>
26. Rudiyanto, Minasny B., Shah R.S., Setiawan B.I., van Genuchten M.Th. Simple functions for describing soil water retention and the unsaturated hydraulic conductivity from saturation to complete dryness // J. Hydrol. 2020. V. 588. P. 125041. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125041>
27. Schneider M., Goss K.U. Prediction of water retention curves for dry soils from an established pedotransfer function: Evaluation of the Webb model // Water Resour. Res. 2012. V. 48. P. W06603. <https://doi.org/10.1029/2011WR011049>
28. Shein E.V., Arkhangel'skaya T.A. Pedotransfer functions: state of the art, problems, and outlooks // Eur. Soil Sci. 2006. V. 39. № 10. P. 1089–1099.
29. Simunek J., van Genuchten M.Th., Sejna M. The HYDRUS software package for simulating two- and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Technical Manual. Version 1.0. PC Progress. Prague. 2006.
30. Smagin A.V. Physically Based Mathematical Models of the Water Vapor Sorption by Soils // Eur. Soil Sci. 2011. V. 44. P. 659–669. <https://doi.org/10.1134/S1064229318070098>
31. Smagin A.V. Theory and methods of evaluating the physical status of soils // Eur. Soil Sci. 2003. V. 36. P. 301312.
32. Smagin A.V. Thermodynamic concept of the physical quality of soils // Eur. Soil Sci. 2021. V. 54(9). P. 1312–1327. <https://doi.org/10.1134/S106422932109009X>
33. Smagin A.V. Thermodynamic concept of water retention and physical quality of the soil // Agronomy. 2021. V. 11. P. 1686. P. 91686. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091686>
34. Smagin A.V. Thermogravimetric determination of specific surface area for soil colloids. // Colloid J. 2016. V. 78. P. 391396. doi: 10.1134/S1061933X16030170
35. Sudnitsyn I.I., Smagin A.V., Shvarov A.P. The theory of Maxwell-Boltzmann-Helmholtz-Gouy about the double electric layer in disperse systems and its application to soil science (on the 100th anniversary of the paper published by Gouy) // Eur. Soil Sci. 2012. V. 45. P. 452–457. <https://doi.org/10.1134/S106422931204014X>
36. Terleev V.V., Ginevsky R.S., Lazarev V.A., Topaj A.G., Dunaieva E.A. Functional description of water-retention capacity and relative hydraulic conductivity of the soil taking into account hysteresis // Eur. Soil Sci. 2021. V. 54. P. 715–724. <https://doi.org/10.1134/S106422931204014X>
37. Too V.K., Omuto C.T., Biamah E.K.B Obiero J.P. Review of soil water retention characteristic (SWRC) models between saturation and oven dryness // Open J. Modern Hydrology. 2014. V. 4. P. 173–182. <http://dx.doi.org/10.4236/ojmh.2014.44017>
38. van Genuchten M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1980. V. 44. P. 892898.
39. Voronin A.D. Energy Concept of the Physical State of Soils // Eur. Soil Sci. 1990. V. 23. P. 7–19.
40. Webb S.W.D. A simple extension of two-phase characteristic curves to include the dry region. // Water Resour. Res. 2000. V. 36(6). P. 1425–1430, <https://doi.org/10.1029/2000WR900057>
41. Xu C.Y., Zhou T.T., Wang C.L., Liu H.Y., Zhang C.T., Hu F.N., Zhao S.W., Geng Z.C. Aggregation of polydisperse soil colloidal particles: Dependence of Hamaker constant on particle size. // Geoderma. 2019. V. 21. P. 113999. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113999>

Physically Based Thermodynamic Model of Soil Water Retention Curve for the Entire Moisture Range

A. V. Smagin^{1, 2, *}

¹*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

²*Institute of Forest Science, Russian Academy of Sciences, Uspenskoe, 143030 Russia*

**e-mail: smagin@list.ru*

Quantitative description of the water retention curve (WRC) of soils remains one of the most pressing problems in soil hydrophysics due to the importance of WRC for computer modeling of the transport of soil moisture and dissolved substances and for the development of the thermodynamic concept of physical soil quality. The article presents a new model of WRC as a functional dependence of the thermodynamic potential (pressure) of soil water and its content in the entire possible range from conditionally zero to total water capacity in a state of water saturation. Unlike well-known empirical analogues, the model is based on fundamental physical mechanisms of water retention, combining the capillary effect and the Deryagin disjoining water pressure. Limitations by porosity (total water capacity), the maximum height of capillary rise and the standard thermodynamic potential of conditionally zero water content at a temperature of 105°C are used to justify the domain of determination of the WRC, its inflection point and for its scaling. The analytical expression of the new model in the form of a combination of exponential and hyperbolic functions with the argument of soil water content is easily differentiated and makes it possible to calculate the differential water capacity, variable interfacial surface and pore size distribution with a maximum at the inflect point of the field capacity, as well as estimate the specific surface area of the solid phase. Validation of the model using average statistical WRCs of the main genetic types and textural classes of Eurasian soils confirms its good agreement with experimental data with a more adequate description of WRC in the vicinity of conditionally zero soil water content compared to the standard empirical van Genuchten model with the same number of parameters. The fundamental basis of the new model and its good approximation ability for the entire range of WRC create the prospect of its diverse use for assessing the physical quality of soil and for process modeling of water transport, especially in finely dispersed and highly drained arid soils, where the approximation capabilities of the model exceed the known empirical analogues.

Keywords: thermodynamics of soil water, capillarity, specific surface area, porosity, process modeling

СОЕДИНЕНИЯ ЖЕЛЕЗА В СТЕПНЫХ ПОЧВАХ ВОСТОЧНО-ЕВРОПЕЙСКОЙ РАВНИНЫ, СВЯЗЬ С ПОЧВЕННЫМИ ПРОЦЕССАМИ И ПАЛЕОКЛИМАТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

© 2024 г. В. В. Малышев^{а, *}, А. О. Алексеев^а

^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2а, Пушкино, Московская область, 142290 Россия

*e-mail: vladmalyscheff@yandex.ru

Поступила в редакцию 12.02.2024 г.

После доработки 06.04.2024 г.

Принята к публикации 10.04.2024 г.

Изучены общее содержание, формы и минералогический состав соединений железа почв лесостепной, степной и полупустынной зон от центрально-черноземных районов до Прикаспийской низменности и от Южного Урала до Керченского пролива. В исследование включены черноземы ($n = 40$) (Chernozems), каштановые ($n = 15$) (Kastanozems), солонцы ($n = 7$) (Solonetz), бурые полупустынные ($n = 7$) (Calcisols). На основании результатов выявлены характерные особенности распределения общего содержание железа, масс-баланса ($\tau_{\text{Fe}, \text{Zr}}$), форм соединений железа, его магнитной восприимчивости (χ) и минералогии в профилях почв. Распределение $\tau_{\text{Fe}, \text{Zr}}$ в исследуемых почвах отражает процессы и условия почвообразования, а также литологические особенности. Для более детального понимания процесса преобразований соединений железа в степных почвах изучены гранулометрические фракции (<2, 2–5, 5–10, 10–50 мкм) методом мессбауэровской спектроскопии и магнитной восприимчивости на примере чернозема выщелоченного, темно-каштановой, светло-каштановой солонцеватой и бурой полупустынной почвы. Показано, что большая доля Fe^{3+} в составе илистой фракции содержится в высокодисперсных оксидах и гидроксидах в суперпарамагнитном состоянии. В гумусово-аккумулятивных горизонтах степных почв фиксируется сокращение доли Fe^{2+} в алюмосиликатах в связи с процессами выветривания. Выявленная взаимосвязь отношения гетит/(гематит + гетит) в гумусово-аккумулятивных горизонтах почв с климатическими параметрами позволяет использовать его в дальнейшем при палеоклиматических реконструкциях. Мессбауэровской спектроскопией фиксируется значительное увеличение содержания несиликатного железа в гумусово-аккумулятивных горизонтах степных почв по сравнению с почвообразующей породой, что является важным подтверждением процесса формирования оксидов железа в ходе почвообразования. При сравнении методов определения несиликатного железа в почвах (мессбауэровская спектроскопия и вытяжка Мера–Джексона) отмечены существенные различия в результатах, что указывает на недооценку количества свободных форм железа химическим методом.

Ключевые слова: гетит, гематит, магнитная восприимчивость, мессбауэровская спектроскопия

DOI: 10.31857/S0032180X24090048, **EDN:** WMBOYG

ВВЕДЕНИЕ

Железо вовлечено во многие почвенные процессы, характерные для степной зоны (гумусоаккумуляция, оксидогенез, солонцеобразование, иллювиирование, выщелачивание и т.д.). Важными факторами, которые определяют геохимическое поведение железа в почвах, являются его широкая распространенность, подвижность (обусловленная чувствительностью к изменению валентного

состояния), способность формировать разной степени стабильности соединения как в двухвалентном, так и в трехвалентном состоянии, большинство из которых обладают значительной химической активностью [53].

Поведение соединений железа в почвах тесно связано с физическими, химическими и биологическими процессами, происходящими в ней [27, 55]. Факторы, сопряженные с этими процессами, могут

существенно повлиять на относительное присутствие различных форм железа и, в свою очередь, на доступность железа как важного микроэлемента для живых организмов. Для них доступность железа в степной зоне может быть ограничена растворимостью и медленной кинетикой растворения железосодержащих минеральных фаз, что особенно характерно для нейтральных или щелочных сред, таких как карбонатные почвы [39]. До настоящего времени некоторые аспекты, связанные с биогеохимией железа в почвах степной зоны, изучены недостаточно и актуально получение более подробных знаний о процессах формирования соединений железа в почвах.

Для изучения соединений железа, а также идентификации присутствующих в образце минералов железа, определения их морфологии и химического состава обычно используют стандартные методы: рентгеновская и электронная дифракция, химическая экстракция, оптическая и электронная микроскопия, магнитные методы. Большинство из этих методов не способны точно отразить количественное содержание присутствующих в образце минеральных фаз железа. Спектроскопия диффузного отражения позволяет определить относительное содержание гематита и гетита, но при определенных условиях и доминировании этих оксидов железа в почве [46, 59]. Также для определения содержания гематита и гетита в почвах активно используются магнитные методы, в частности изучение намагниченности насыщения в магнитных полях до 4 Т. Остаточная намагниченность в магнитном поле выше 300 мТ (HIRM) отражает содержание высококоэрцитивных минералов (гематита + гетит), но при количественном определении минералов возникают ошибки, из-за сложности перевода используемых значений в абсолютные концентрации [33, 50]. Для детального изучения минералогии и соотношения этих минералов с целью палеоклиматических реконструкций применяются дорогостоящие криогенные магнетометры [35]. Точное определение соотношения гетит/гематит в почвах стандартными минералогическими методами затруднено. Содержание гетита и гематита в почве часто ниже пределов обнаружения рентгенодифрактометрического метода [36], а их выделение в составе магнитных фракций из почв затрудняется антиферромагнитными свойствами данных минералов, поэтому для идентификации гетита и гематита лучше подходит мессбауэровская спектроскопия.

Мессбауэровская спектроскопия является информативным методом изучения почвенных компонентов и, в частности, определения характеристик оксидов и гидроксидов железа, в том числе для плохо кристаллизованных [9, 18, 48, 49]. Также мессбауэровская спектроскопия в почвоведении применяется для получения характеристик,

важных для определения степени окисления атомов железа в минералах, поскольку большинство методов не способны различать Fe^{2+} и Fe^{3+} , а химические анализы часто приводят к ненадежным результатам из-за окислительных или восстановительных побочных эффектов. Среди сверхтонких параметров изомерный сдвиг (δ_{Fe}) очень чувствителен к валентности и позволяет легко различать валентные состояния железа в минералах. Fe^{3+} обычно показывает небольшой изомерный сдвиг относительно δ_{Fe} в диапазоне 0.3–0.6 мм/с, тогда как Fe^{2+} охватывает диапазон 0.7–1.2 мм/с.

Раньше считалось, что в степных почвах окислительная обстановка приводит к тому, что железо в них является малоподвижным и достаточно устойчивым элементом, находясь в основном в трехвалентной форме — наиболее термодинамически стабильной [10, 15]. Однако в дальнейшем использование комплекса методов магнитной минералогии, геохимии и микробиологии продемонстрировало связь содержания магнитных минералов с биоклиматическими условиями почвообразования в степной зоне. В частности, изучение почв геохимически сопряженных ландшафтов отразило связь состояния соединений железа в почвах с ландшафтно-климатическими условиями. Была показана ведущая роль диссимиляторных железоредукторов в образовании супердисперсного биогенного магнетита в степных почвах и в формировании, в связи с этим профиля магнитной восприимчивости и намагниченности почв [2, 3, 8].

В степных почвах Восточно-Европейской равнины распространены следующие оксиды и гидроксиды железа: магнетит (Fe_3O_4), маггемит ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$), гематит ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), гетит ($\alpha\text{-FeOOH}$), лепидокрокит ($\gamma\text{-FeOOH}$), ферригидрит ($\text{Fe}_5\text{O}_3(\text{OH})_9$ или $\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) [1–3, 12, 43]. По своей природе они могут быть образованы в ходе почвообразования, унаследованными от почвообразующей породы, а также привноситься в почву в результате техногенного загрязнения и космических выпадений. Основными параметрами, позволяющими определить происхождение минералов железа, выступают: форма и размер кристаллов, магнитные характеристики, приуроченность к гранулометрическим фракциям. Образование и стабильность различных минералов железа зависят от почвенно-климатических условий, таких как содержание влаги, окислительно-восстановительный потенциал (Eh), pH, присутствие органических лигандов, температура почвы и сезонные колебания этих параметров [2, 39, 47, 55].

В исследованиях, посвященных минералогии соединений железа степных почв [3, 2, 17, 12, 43], большое внимание уделялось формированию ферромагнетиков магнетита и маггемита. При этом их содержание составляет в почвах, как правило, не более 0.03% от общего количества железа [2, 24].

Несмотря на незначительное содержание, именно с новообразованием этих минералов связывают высокую магнитную восприимчивость гумусовых горизонтов автоморфных почв. Образование магнетита в степных почвах, как было указано ранее, связывают с диссимиляторными железовосстанавливающими бактериями [2]. Новообразованный мелкодисперсный магнетит со временем может окислиться до маггемита [58]. Наиболее широко в степных почвах представлены гетит и гематит. Считается, что их образование происходит в конкурентных условиях среды. Гетит образуется из любого источника железа через раствор [52, 55]. Гематит формируется путем превращения (включая дегидратацию) ферригидрита, даже в присутствии избытка воды [21].

Содержание и формы железосодержащих минералов, а также магнитные свойства почв относят к числу информативных показателей используемых в палеопочвоведении. Магнитные свойства почв и пород являются важным архивом климатических условий и одним из показателей, широко используемых в палеоэкологических исследованиях для реконструкции уровня атмосферных осадков в различные исторические и геологические эпохи, чаще всего для палеопочв четвертичного периода. Формирующаяся в почве более высокая магнитная восприимчивость по сравнению с исходным материалом объясняется новообразованием магнитных железосодержащих минералов, которые считаются специфическим результатом почвообразовательного процесса [2, 25, 30–32, 34, 37, 41, 42, 44, 45]. Содержание почвенного магнетита используется как “магнитная запись” о предшествующих условиях окружающей среды степей и позволяет получать количественные реконструкции климата, а также количественно оценивать сдвиг природной границы на протяжении позднего голоцена на юге Восточно-Европейской равнины, обусловленного климатическими вариациями [2, 5, 20, 23, 24]. Однако следует учитывать и другие оксиды и гидроксиды железа, которые более важны с точки зрения общего объема минералов железа в почвах.

Цель работы – изучение содержания, форм и соединений железа, а также изменения его валентного состояния в связи с процессами почвообразования в различных типах степных почв. Проведено сравнение двух методов определения содержания несиликатного железа с помощью химической вытяжки Мера–Джексона и мессбауэровской спектроскопии.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Изучены почвы южной части Восточно-Европейской равнины, собранные в ходе маршрутных исследований последних лет и охватывающие лесостепную, степную и полупустынную зону от

центрально-черноземных районов до Прикаспийской низменности и от Южного Урала до Керченского пролива: черноземы ($n = 40$) (Chernozems), каштановые ($n = 15$) (Kastanozems), солонцы ($n = 7$) (Solonetz), бурые полупустынные ($n = 7$) (Calcisols). Почвообразующими породами для черноземов, каштановых и солонцов, как правило, являются лёссы и лёссовидные суглинки. Бурые полупустынные сформированы на морской террасе позднечетвертичного периода, состоящей из суглинков, глин и песков [6, 23]. Отбор проб выполнялся на водораздельных территориях с помощью почвенного бура. Отбирали средний образец почвы из трех скважин на расстоянии 1 м друг от друга до почвообразующей породы по слоям через 10 см.

Валовой химический анализ определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа на приборе Bruker Jaguar S6. Анализ проводили по методике измерений массовой доли элементов и оксидов в таблетированных пробах, составленной на основе государственных стандартных образцов (ООКО, СП). Для определения форм соединений железа и его валентного состояния использовали метод мессбауэровской спектроскопии (МС), измерения проводили на спектрометре MS-1104Em при комнатной температуре, при 90 К в азотном криостате, а также после прокаливании при 900°C. Модельную расшифровку и анализ мессбауэровских спектров осуществляли в программе Univem MS, изомерные химические сдвиги определяли относительно металлического α -Fe. Качество составленной модели для мессбауэровских спектров оценивали с использованием критерия χ^2 .

Минеральный состав валовых образцов и илистой фракции почв изучали методом рентгеновской дифрактометрии (D2 Phaser Bruker, $\text{CuK}\alpha$ -излучение, Ni-фильтр шаг сканирования 0.02, время сканирования 2 с на точке). Для диагностики минералов илистой фракции почв (<2 мкм) получали следующий комплекс дифрактограмм: Mg-форма воздушно-сухие; Mg-форма, насыщенные этиленгликолем; Mg-форма, прокаленные до 350 и 550°C; K-форма воздушно-сухие; K-форма, насыщенные этиленгликолем; Li (Грин-Келли)-тест. Полуколичественную оценку содержания основных групп глинистых минералов в составе илистой фракции осуществляли по методу Бискайя. Результаты минералогического анализа в дальнейшем использовали при подборе модели для обработки спектров МС.

Магнитные свойства почв и гранулометрических фракций изучали с помощью показателя удельной магнитной восприимчивости χ ($10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$), измеренного на приборе Kappabridge KLY-2.

Формы железа определены в соответствии с классификацией, предложенной Зонном [15]. Валовое (общее) содержание железа ($\text{Fe}_{\text{вал}}$), силикатное

($Fe_{вал} - Fe_d$) и несиликатное (Fe_d), извлекаемое из почвы методом Мера и Джексона, аморфное железо (Fe_o) определялось методом Тамма [14, 15]. Проведено сравнение двух методов определения содержания несиликатного железа с помощью химической вытяжки Мера–Джексона и мессбауэровской спектроскопии. Определение содержания несиликатных форм железа с помощью МС проводили в образцах, прокаленных при 900°C [8, 9]. В ходе высокотемпературной обработки все свободное железо переходит в гематит, содержание которого уверенно определяется по спектрам МС.

Для более детального понимания процесса преобразований соединений железа в степных почвах провели исследования образцов гранулометрических фракций (<2, 2–5, 5–10, 10–50 мкм) методом МС и магнитной восприимчивости на примере чернозема выщелоченного (Luvic Chernozem), темно-каштановой (Haplic Kastanozem), светло-каштановой солонцеватой (Haplic Kastanozem (Endosalic, Cambic)) и бурой полупустынной почвы (Luvic Calcisol (Endosalic)). Илистую фракцию (<2 мкм) выделяли методом отмучивания с разделением остатка на фракции различного гранулометрического размера (2–5, 5–10, 10–50 мкм).

Для количественной оценки перераспределения железа в профиле почв был выполнен расчет геохимического баланса по формуле:

$$\tau_{j,w} = \frac{C_{j,w}C_{i,p}}{C_{j,p}C_{i,w}} - 1,$$

где $\tau_{j,w}$ – баланс массы изучаемого элемента в слое, $C_{j,w}$ – содержание изучаемого элемента в слое, $C_{i,p}$ – содержание неподвижного элемента в почвообразующей породе, $C_{j,p}$ – содержание изучаемого элемента в породе, $C_{i,w}$ – содержание неподвижного элемента в слое [26, 56, 61].

Согласно формуле, неподвижный элемент ведет себя как консервативная система, корректируя концентрации подвижных элементов с учетом объемных деформаций в процессе выветривания и почвообразования. Выбранным неподвижным элементом для исследуемых почв является Zr, поскольку он в основном содержится в цирконах, которые устойчивы к химическому выветриванию [56], а колебания Zr по профилю меньше, чем для Ti. Положительные значения τ указывают на прирост массы (т.е. обогащение) элемента j по отношению к исходному материалу, в то время как отрицательные значения говорят о потере массы (т.е. истощении) элемента j по отношению к исходному материалу. Так как формула предполагает расчет относительно исходного материала, определить баланс массы в почвообразующей породе не представляется возможным. Балансовые изменения массы представляют собой соотношения и не имеют единиц измерения.

Взаимосвязь между фазами железа и гранулометрическим составом оценивали корреляционным анализом (коэффициент Пирсона) в среде программирования R (версия 4.3.1). Уровень значимости (α) для корреляционного анализа составил ≤ 0.05 .

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Для оценки изменения удельной магнитной восприимчивости (χ) и общего содержания железа (Fe_2O_3) в исследуемых почвах проведен анализ профильного распределения (рис. 1a, 1b). Общее содержание железа в черноземах в слое 0–30 см варьирует от 4 до 6%, далее от 30 до 150 см происходит плавное уменьшение Fe_2O_3 . На глубине 175–200 см фиксируется увеличение до 5%, которое характерно для нескольких почв ($n = 6$), имеющих мощный и глубокий профиль, а также повышенное содержание железа в почвообразующей породе. Группа каштановых почв и солонцов имеет схожее распределение валового Fe_2O_3 по профилю. Отличительной особенностью солонцов является резкое увеличение содержания железа в слое 15–35 см от 4 до 6%, характерное для солонцового горизонта. В бурых полупустынных почвах валовое Fe_2O_3 в слое 0–30 см находится в диапазоне от 1 до 1.5%. Ниже по профилю происходит увеличение содержания железа до 2.5% в слое 100–125 см. Корреляционный анализ показал (рис. S1), что общее содержание железа в исследуемых почвах имеет положительную корреляцию с илистой (<0.001 мм) и пылеватыми (0.005–0.001, 0.01–0.005, 0.05–0.01 мм) фракциями, а с фракцией мелкого песка (0.25–0.05 мм) отрицательную.

Профиль удельной магнитной восприимчивости всех исследованных почв представляет собой кривую аккумулятивного характера. Для черноземов, каштановых и солонцов характерно уменьшение χ вниз по профилю, где наименьшие значения приурочены к почвообразующим породам ((15–30) $\times 10^{-8}$ м³/кг), а наибольшие к верхним горизонтам ((40–90) $\times 10^{-8}$ м³/кг). В бурых полупустынных почвах значения по профилю изменяются незначительно от 7 $\times 10^{-8}$ до 8 $\times 10^{-8}$ м³/кг. Основные изменения χ в профиле черноземов происходят выше 80 см, в каштановых и солонцах выше 40 см. Изменения χ и валового Fe_2O_3 имеют разную тенденцию в профильном распределении, так как удельную магнитную восприимчивость определяет не общее количество железа, а содержание ферромагнитных и антиферромагнитных форм железа [2]. Повышенное варьирование общего содержания железа и χ в почвообразующих породах черноземов и каштановых, обусловлено обширной территорией исследования, включающей не только лёссовидные суглинки, но и глинистые морские отложения и песчаники [23, 38].

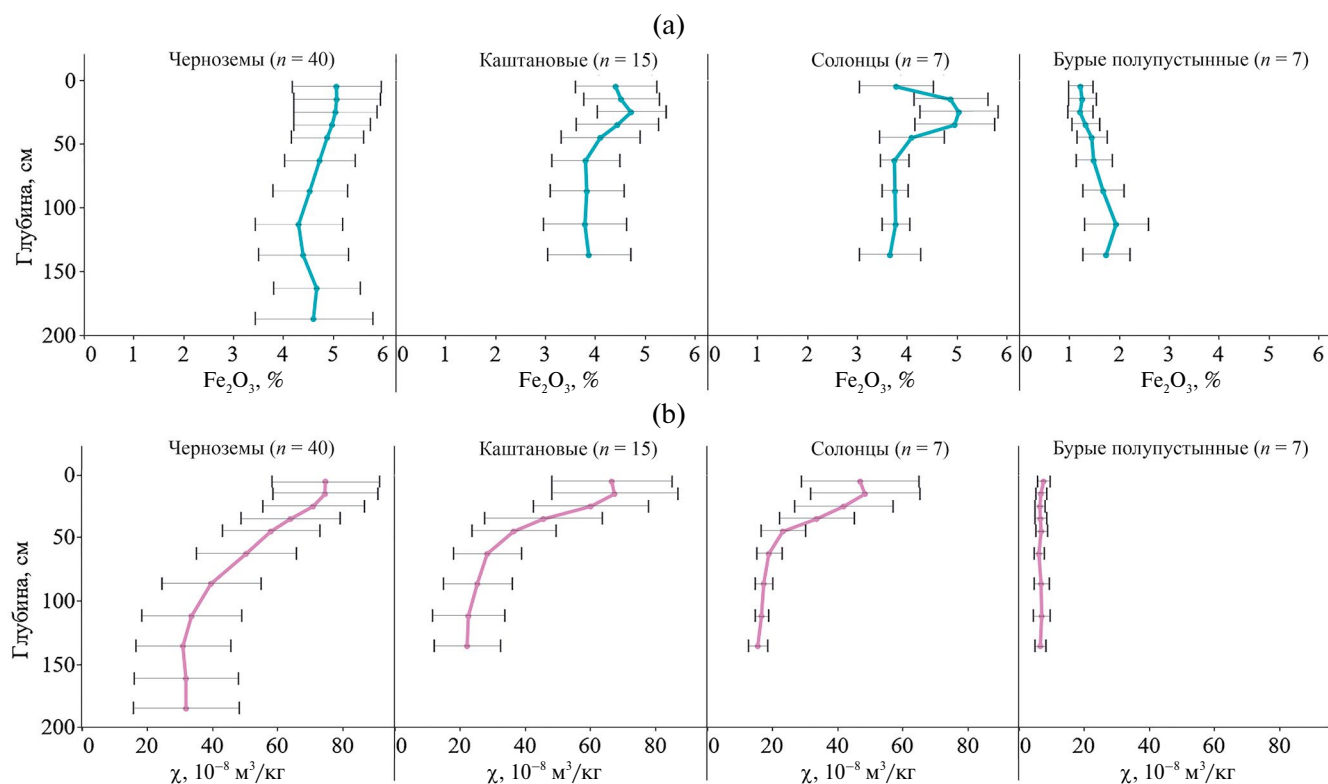


Рис. 1. Профильное распределение общего содержания железа (Fe_2O_3) и удельной магнитной восприимчивости (χ) со стандартным отклонением в степных почвах.

Для оценки перераспределения железа в профиле исследуемых почв был рассчитан геохимический баланс массы (τ) (рис. 2). В среднем для черноземов характерно равномерное распределение $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ по профилю. В верхней части профиля в зависимости от подтипа, условий почвообразования, состава почвообразующих пород $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ может изменяться от -0.1 до 0.3 , следовательно для черноземов характерен слабый привнос железа. Резкое увеличение $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ в профиле солонцов является результатом зависимости соединений железа от условий почвообразования и от степени выраженности солонцового процесса [7]. В результате последнего в солонцовом горизонте происходит накопление илистой фракции, которая является наиболее богатой железом частью степных почв. Железо в илистой фракции почв находится преимущественно в супердисперсном состоянии в форме оксидов и гидроксидов, так как образуется в результате разрушения силикатных и алюмосиликатных минералов [8, 24]. Профильное распределение $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ каштановых почв имеет схожий с солонцами пик на глубине 20–30 см, это связано с тем, что в данной группе имеются почвы с признаками солонцеватости. Для изученных бурых полупустынных почв характерно нахождение показателя $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ в отрицательной области с плавным увеличением до 0

к почвообразующей породе. По большей части подобное распределение $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ определяется тем, что почвообразующие породы бурых полупустынных почв более богаты Fe и Zr чем верхние горизонты. Объяснить данный результат как вынос в результате выветривания трудно, так как в данных почвах железо находится преимущественно в силикатных минералах, а их разрушение и, следовательно, вынос Fe в условиях сухого климата выражены слабо. По-видимому, подобное распределение в бурых полупустынных почвах происходит вследствие их развития на различных по своему литологическому составу почвообразующих породах.

Распределение железа в профиле степных почв определяется гранулометрическим составом, а именно илистой фракцией и фракцией тонкой пыли, так как в них Fe находится в составе алюмосиликатных минералов, оксидов и гидроксидов железа. При этом в черноземах и каштановых почвах фиксируется увеличение валового содержания Fe_2O_3 в гумусово-аккумулятивном горизонте на 0.4–0.6%, без увеличения содержания илистой фракции и фракции мелкой пыли. В солонцах накопление не фиксируется, так как железо перемещается из гумусово-аккумулятивного горизонта в солонцовый в результате элювиально-иллювиального распределения ила. В бурых полупустынных

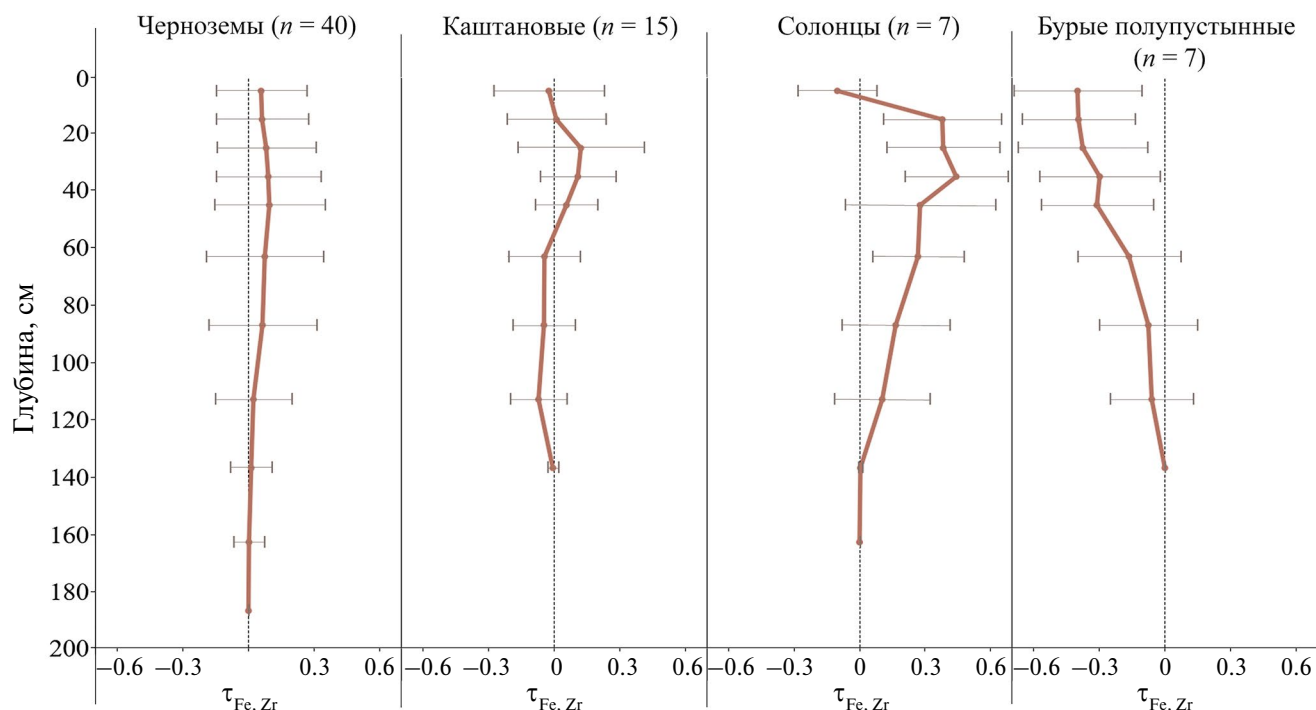


Рис. 2. Баланс массы (τ) для общего содержания железа относительно Zr со стандартным отклонением в степных почвах.

аккумуляции также нет. В черноземах и каштановых почвах накопление связано с процессами формирования несиликатных форм железа в верхней части профиля. Удельная магнитная восприимчивость показывает, что процесс формирования ферромагнитных минералов приурочен к гумусово-аккумулятивным горизонтам степных почв и является отражением биоклиматических условий их формирования. Так, максимальные значения χ приурочены к черноземам, развитым в условиях, где среднегодовое количество осадков составляет 450–600 мм/год, солонцы и каштановые – 200–400 мм/год, бурые полупустынные – 150–220 мм/год. Эти данные свидетельствуют о разнообразии условий почвообразования и о литологических особенностях, влияющих на содержание и распределение железа в степных почвах. Процессы выноса и привноса железа в профиле степных почв контролируются комплексным действием биогеохимических процессов, а также привносом пыли из атмосферы и в результате эрозии. К биогеохимическим процессам относят преобразование форм железа в ходе почвообразования, а также возможным накоплением его в результате жизнедеятельности растительности и микроорганизмов. Растительность и микроорганизмы могут подкислять среду и активизировать процессы гидролиза силикатных минералов в ризосфере, в связи с этим железо может переходить в раствор и активно вовлекаться в биогеохимический круговорот,

накапливаясь в гумусовых горизонтах степных почв [16, 28, 40, 51].

По результатам МС в исследуемых почвах железо находится в трехвалентном состоянии, которое составляет 80–90%, соответственно доля Fe^{2+} составляет 10–20% (рис. 3а). Таким образом, типоморфной формой железа для степных почв автоморфного ландшафта следует считать железо в трехвалентной форме (Fe^{+3}). В исследованных черноземах значения Fe^{2+} для гумусово-аккумулятивных горизонтов составило 7–10%, в каштановых 10–12%, в бурых полупустынных почвах 13–14% соответственно. В почвообразующих породах черноземов и каштановых почв содержание Fe^{2+} от валового железа было выше 12–18%, а в бурых полупустынных почвах не изменилось и составило 13–14%. В результате окислительно-восстановительных процессов, гидролиза и других процессов выветривания, активно протекающих в гумусово-аккумулятивном горизонте Fe^{2+} высвобождается из структуры алюмосиликатных минералов. В щелочных условиях среды дальнейшее полное или частичное окисление Fe^{2+} до Fe^{3+} приводит к формированию оксидов и гидроксидов железа. В основном данный комплекс преобразований в почвах контролируется климатом (осадками и температурой), составом органического вещества, реакцией среды (pH) и окислительно-восстановительным потенциалом почв (Eh). На основе

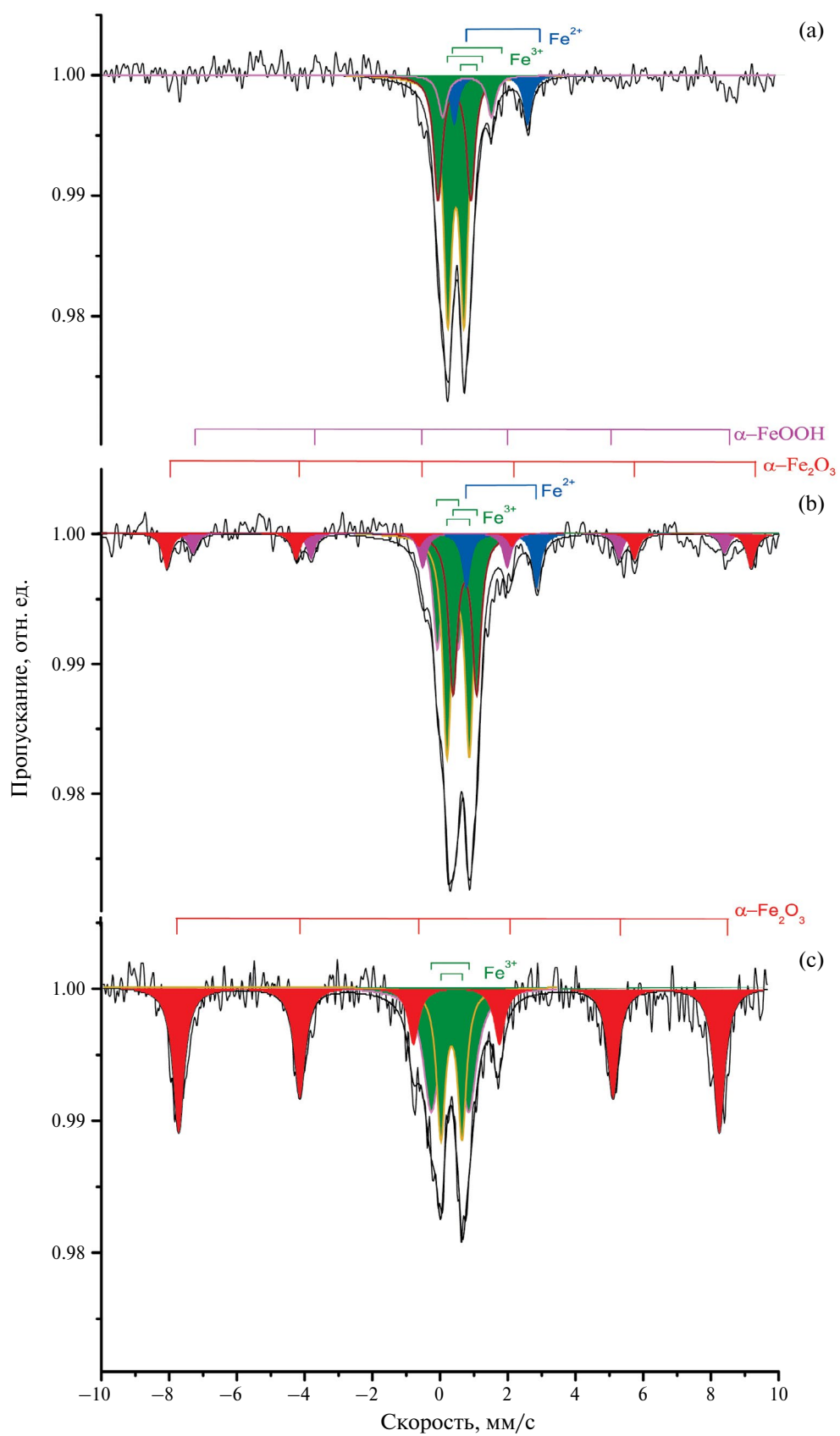


Рис. 3. Мессбауэровские спектры почв: комнатная температура (а), температура жидкого азота (90 К) (b), после прокаливании при 900°C (с).

изложенного выше можно заключить, что уменьшение значений $\text{Fe}^{2+}/(\text{Fe}^{2+}+\text{Fe}^{3+})$ в гумусово-аккумулятивном горизонте от бурых полупустынных почв к черноземам отражает интенсивность выветривания алюмосиликатных минералов. По данным корреляционного анализа, отношение $\text{Fe}^{2+}/(\text{Fe}^{2+}+\text{Fe}^{3+})$ положительно коррелирует с содержанием илистой фракции (<0.001 мм), фракцией мелкой ($0.001\text{--}0.005$ мм), средней пыли ($0.005\text{--}0.01$ мм) и крупной пыли ($0.01\text{--}0.05$ мм), следовательно возможные трансформации соединений железа будут связаны именно с этими фракциями.

В ходе исследования проведено сравнение разных методов определения свободных форм железа в степных почвах, в частности, форм железа, не входящих в состав силикатных минералов (свободных форм). В исследуемых почвах после прокаливании 900°C на мессбауэровских спектрах четко фиксировался секстет гематита ($H_{\text{эф}} = 494$ кЭ) с площадью $40\text{--}60\%$ (рис. 3с), вклад от дублета Fe^{3+} , которому соответствуют высокодисперсные гидроксиды уменьшился. Следовательно, высокотемпературная обработка привела к тому, что все несиликатное железо перешло в крупнокристаллический гематит. На основе полученных данных можно заключить, что доля железа в составе оксидов и гидроксидов по данным МС в гумусово-аккумулятивных горизонтах исследуемых почв составила от 50 до 60% , а в почвообразующих породах от 20 до 40% . Остальная доля представлена силикатными формами железа. Повышенное содержание несиликатного железа в гумусово-аккумулятивных горизонтах по сравнению с почвообразующей породой является результатом процесса оксидогенеза железа в ходе почвообразования в условиях степной зоны.

По данным обработки образцов вытяжками Тамма и Мера–Джексона был получен совершенно иной результат. По показаниям вытяжек для всех исследуемых почв характерно преобладание силикатного железа, его содержание составило от 70 до 95% . Для черноземов характерно повышенное содержание несиликатного железа, а именно аморфных и окристаллизованных форм в верхней части профиля. Для бурых полупустынных почв характерно высокое содержание окристаллизованных форм, но при этом содержание аморфных форм не превышает 3% . Отличительной особенностью солонцов является резкое увеличение окристаллизованных и аморфных форм железа в слое $30\text{--}40$ см. Полученные результаты химических вытяжек подтверждают выводы, которые были сделаны другими авторами [15].

Поведение железа и его форм в профиле почв зависит от распределения железосодержащих минералов в гранулометрических фракциях как было показано выше. В связи с этим проведены детальные исследования мессбауэровских спектров

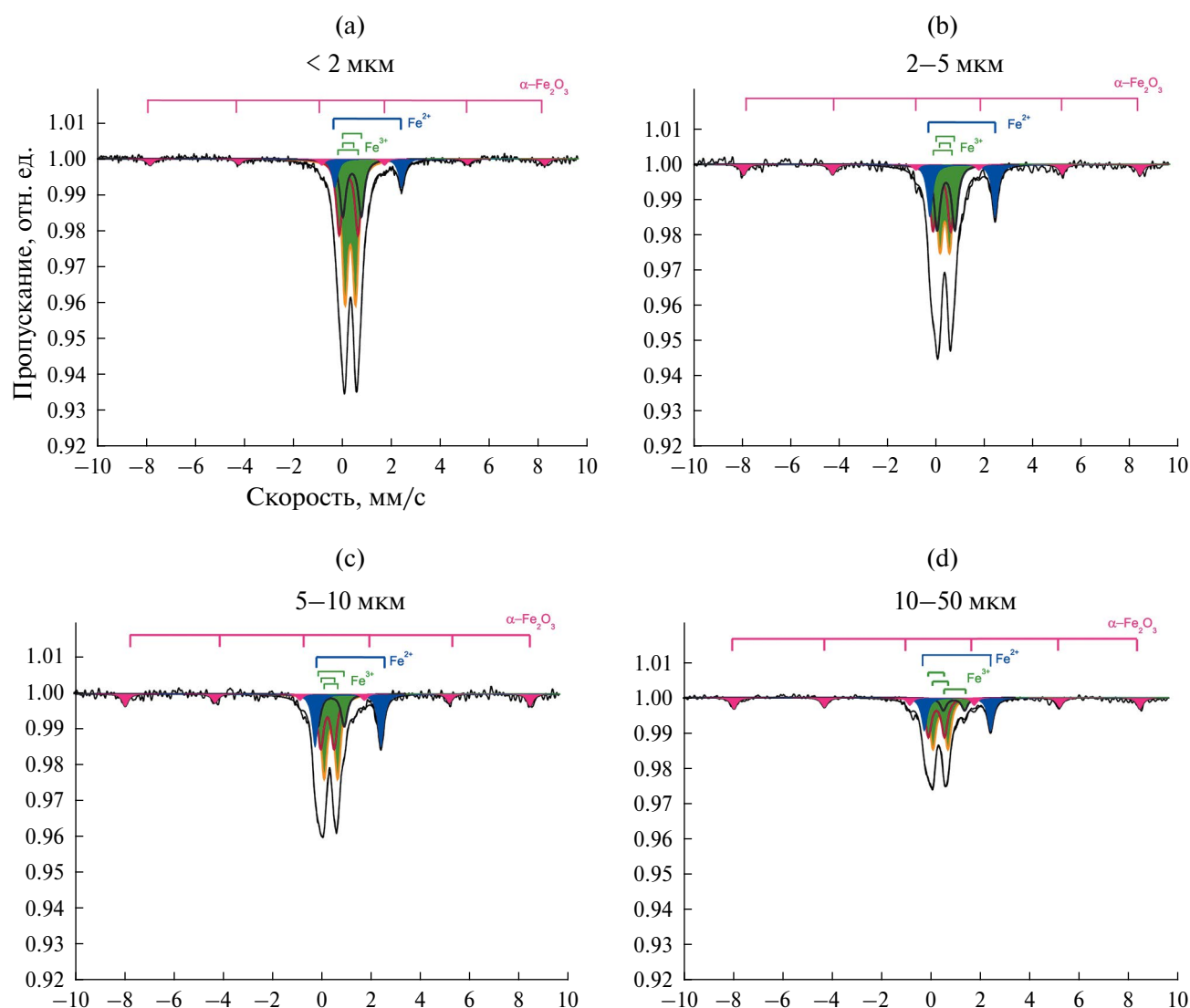
фракций и определен вклад разных гранулометрических фракций в общую магнитную восприимчивость гумусово-аккумулятивных горизонтов и почвообразующих пород для выборочных почв (чернозем выщелоченный, темно-каштановая, светло-каштановая солонцеватая, бурая полупустынная).

Основной вклад от 20 до 40% в удельную магнитную восприимчивость гумусово-аккумулятивного горизонта чернозема выщелоченного, темно-каштановой и светло-каштановой солонцеватой почвы вносит χ фракции крупной ($10\text{--}50$ мкм) и мелкой пыли ($2\text{--}5$ мкм), а также илистой фракции (<2 мкм) (табл. 1). При этом в почвообразующих породах вклад χ от илистой фракции и фракции мелкой пыли снижается, а от средней ($5\text{--}10$ мкм) и крупной пыли, а также мелкого песка ($50\text{--}250$ мкм) увеличивается. В бурой полупустынной почве наибольший вклад χ до 25% от фракции мелкого песка и средней пыли. В почвообразующей породе бурой полупустынной почвы основной вклад в χ вносят илестая фракция, фракции крупной пыли и среднего-крупного песка (>250 мкм). Полученные данные показывают перераспределение магнитного сигнала в ходе почвообразования в гранулометрических фракциях чернозема выщелоченного, темно-каштановой и светло-каштановой солонцеватой почвы, связанного, в первую очередь, с процессом оксидогенеза ферримангнитных минералов. Данный процесс приводит к формированию дисперсных форм магнетита [2–4], ассоциированного с глинистой матрицей в илестой фракции и фракции мелкой пыли. Также может происходить поступление микровключений сильномагнитного минерала в состав илестой фракции и тонкой пыли при дроблении крупноблочного материала почв [17]. Высокий вклад χ фракции крупной пыли определяется, по-видимому, ее наследуемостью от почвообразующей породы. В бурых полупустынных почвах процесс оксидогенеза железа выражен слабо, соответственно полученное перераспределение магнитного сигнала в них может определяться неоднородностью материала.

Спектры исследуемых гранулометрических фракций получены при комнатной температуре и представляют собой суперпозицию линий дублетов Fe^{3+} и Fe^{2+} . Помимо этих дублетов отмечается секстет, являющийся типичным для почвенного гематита ($H_{\text{эф}} = 510$ кЭ) [60]. На спектрах хорошо фиксируется, что с увеличением размера фракций уменьшается общее содержание железа и увеличивается доля Fe^{2+} (рис. 4). В среднем отношение $\text{Fe}^{2+}/(\text{Fe}^{2+}+\text{Fe}^{3+})$ увеличивалась от 0.1 до 0.3 от илестой к крупнопылевой фракции. Следовательно, илестую фракцию можно считать наиболее окисленной частью степных почв, так как она содержит наименьшее количество Fe^{2+} . В связи с двумя

Таблица 1. Вклад χ гранулометрических фракций в общую удельную магнитную восприимчивость исследованных почв, %

Почва	Слой, см	Содержание фракции (мкм), %					
		<2	2–5	5–10	10–50	50–250	>250
Чернозем выщелоченный	0–10	44	21	4	23	7	2
	Порода	31	3	29	24	6	6
Темно-каштановая	0–10	44	16	8	22	9	1
	Порода	22	6	11	30	25	6
Светло-каштановая солонцеватая	0–10	40	17	8	28	7	0
	Порода	28	5	5	36	26	0
Бурая полупустынная	0–10	14	13	25	11	26	12
	Порода	28	7	13	24	9	19

**Рис. 4.** Мессбауэровские спектры илистой фракции (а), мелкой (б), средней (с) и крупной пыли (д).

последними утверждениями илистые фракции изучены подробнее.

Обработка мессбауэровских спектров илистых фракций исследованных почв показала асимметрию линий центрального дублета по интенсивности и ширине, которая вызвана вкладом двух и трехвалентного железа, занимающего различные структурные позиции. Съемка образцов при температуре жидкого азота (90 К) привела к увеличению линий секстета, которое связано с наличием в образцах гетита ($H_{\text{эф}} = 470$ кЭ) и гематита ($H_{\text{эф}} = 525$ кЭ) в суперпарамагнитном состоянии и размером частиц 10–15 нм (рис. 3). Магнетит и маггемит в исследуемых образцах не обнаружены, так как их содержание в степных почвах составляет не более 0.03% от общего количества железа [2, 44], что не позволяет их обнаружить с помощью МС в образцах напрямую (без выделения магнитной фракции).

На основе данных минералогического состава и предварительной программной обработки мессбауэровских спектров илистой фракций применяли четырехдублетную и двухсекстетную модели. Так, Fe^{2+} может находиться в октаэдрическом окружении хлорита (I), а Fe^{3+} – в структуре иллита (II), смектита (III) и в составе высокодисперсной гидроокиси железа (IV). Минералы каолининовой группы обычно содержат незначительное количество изоморфного железа, поэтому при составлении расчетной модели они не учитывались.

Большая часть Fe^{3+} в илистой фракции исследуемых почв содержится в составе высокодисперсных гидроксидов в суперпарамагнитном состоянии и в слабоокристаллизованных формах соединений

железа (табл. 2). Илистые фракции верхних горизонтов исследуемых почв содержат меньше Fe^{2+} , чем почвообразующие породы, что связано с сокращением доли хлорита. При этом в спектре возрастает площадь дублета, отнесенного к Fe^{3+} в составе высокодисперсных гидроксидов, и площадь секстета гематита. В связи с этим можно предположить, что в гумусово-аккумулятивных горизонтах степных почв Fe может высвобождаться из структуры алюмосиликатов и переходить в оксиды и гидроксиды железа. В частности, в аэробных условиях и pH от 7 до 8.5 Fe^{2+} , выделяющиеся из хлорита, легко окисляется. Частичный выход Fe^{3+} из состава алюмосиликатов возможен в ходе бактериального восстановления железоредукторами с последующим медленным окислением [2]. В зависимости от окислительно-восстановительных условий, присутствия органического вещества и воды, Fe^{2+} окисляется и формирует слабоокристаллизованные высокодисперсные гидроксиды хорошо окристаллизованного гематита. Но при этом важно учитывать, что подобным путем возможно возникновение и других минералов железа, таких как магнетит. В карбонатных средах, таких как почвы степей, растворенное двухвалентное или органически сложное соединение Fe может быть повторно осаждено, что препятствует его выносу из верхней части профиля [19].

Содержание гетита в илистой фракции чернозема и каштановых почвах изменяется в диапазоне от 9 до 14%. Для всех изученных почв, кроме бурой полупустынной характерно увеличение содержания гематита в гумусово-аккумулятивных горизонтах относительно почвообразующей породы. В бурых полупустынных почвах содержание гетита

Таблица 2. Содержание фаз железа в илистых фракциях исследуемых почв по результатам мессбауэровской спектроскопии ($t = 90$ К), % от общей площади спектра

Фаза соединений железа	Чернозем выщелоченный		Темно-каштановая		Светло-каштановая солонцеватая		Бурая полупустынная		Параметры мессбауэровского спектра		
	0–10 см	порода	0–10 см	порода	0–10 см	порода	0–10 см	порода	δ , мм/с	Δ , мм/с	$H_{\text{эф}}$, кЭ
Fe^{2+} , (I)	4.2	5.2	4.5	9.2	8.8	10.3	12.3	14.4	1.26	2.79	—
Fe^{3+} , (II)	3.7	6.7	7.7	7.2	5.9	7.1	10.2	11.4	0.33	0.73	—
Fe^{3+} , (III)	1.6	7.3	0	6.8	0	5.2	0	0	0.46	0.43	—
Fe^{3+} , (IV)	71.4	64	64.5	57.1	65.4	54.7	59.7	56.4	0.46	0.56	—
$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$	8.2	3.2	10.9	5.7	10.6	10.8	10.3	9.9	0.47	–0.19	525
$\alpha\text{-FeOOH}$	11	13.6	12.6	14	9.3	11.9	7.6	7.9	0.47	–0.25	470
Gt/(Hm+Gt)	0.57	0.81	0.54	0.71	0.47	0.52	0.42	0.44	—	—	—

Примечание. I – Fe^{2+} в октаэдрическом окружении хлорита. II, III, IV – Fe^{3+} в структуре иллита, смектита и в составе высокодисперсного гидроксида железа соответственно. δ – изомерный сдвиг, Δ – квадрупольное расщепление, $H_{\text{эф}}$ – эффективное магнитное поле.

ниже (7–8%), а содержание гематита не изменяется по профилю и не превышает 10%. Определение количественного содержания гетита и гематита, позволило рассчитать отношение гетит/(гематит + гетит), далее – $Gt/(Hm + Gt)$, которое используется как показатель связанный с климатическими параметрами [42, 54, 57]. Данное отношение уменьшается от 0.57 до 0.42 (табл. 2) в верхнем слое исследуемых почв от черноземов к бурым полупустынным почвам, при соответственном снижении количества среднегодовых осадков в этих же почвах от 540 до 180 мм/год и повышении среднегодовой температуры от 7 до 8.5°С. Отношение $Gt/(Hm + Gt)$ основано на том, что образование этих минералов в ходе педогенеза происходит в конкурентных условиях среды [29, 42]. Нехватка воды и высокая температура способствуют превращению ферригидрита ($Fe(OH)_3$) (α - $FeOOH$) в гематит (α - Fe_2O_3) – форму железа, более устойчивую и менее подвижную в почвах [21, 54]. Предполагается, что ферригидрит является необходимым предшественником образования гематита по твердофазному механизму, который до конца не изучен. Превращению ферригидрита в гематит явно способствуют щелочные значения pH, повышенная температура и низкая активность воды [57]. По данному пути формирования ферригидрит не всегда трансформируется именно в гематит, возможно и образование гетита. В отличие от гематита образование гетита из ферригидрита как в кислой, так и в щелочной средах

включает фазу растворения ферригидрита с последующим осаждением гетита из раствора.

В связи с полученными данными можно предположить, что во всех исследованных почвах кроме бурой полупустынной в верхнем слое формирования гематита в илистой фракции преобладает над формированием гетита, чему способствуют щелочные значения pH, уменьшение влажности и повышенная температура [6]. Следовательно, для степных почв становится возможным использование отношения $Gt/(Hm + Gt)$, как палеоклиматического показателя для реконструкции осадков. Однако требуется дальнейшая проверка данного показателя в дополнительных исследованиях с учетом результатов для погребенных почв.

Сравнение двух методов определения несиликатного железа (рис. 5) показало, что с помощью МС фиксируется содержание железа в несколько раз больше, чем при обработке реактивом Мера–Джексона. Максимальные различия возрастают в гумусово-аккумулятивных горизонтах, для которых выявлено накопление новообразованных оксидов и гидроксидов железа. При этом оба метода хорошо фиксируют увеличение несиликатного железа в верхней части профиля исследуемых почв и его снижение от черноземов к бурым полупустынным почвам. Наблюдаемые различия, вероятно связаны с формированием в гумусово-аккумулятивных горизонтах устойчивых комплексов

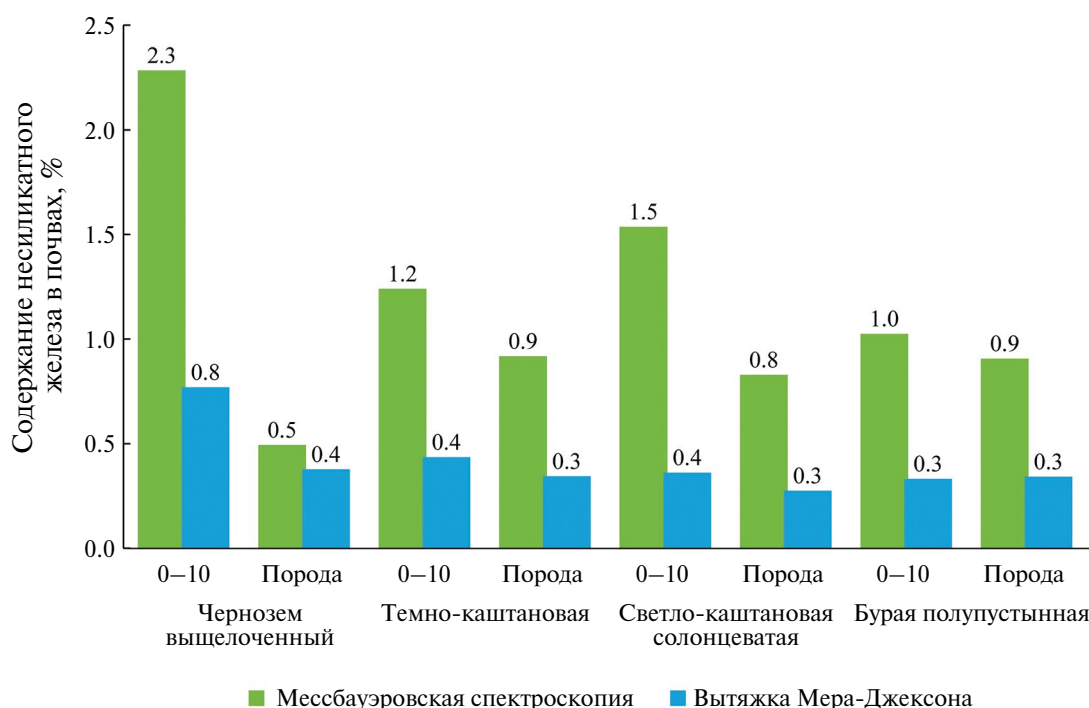


Рис. 5. Содержание несиликатного железа в почвах (валовое, %), полученное с помощью мессбауэровской спектроскопии и вытяжки Мера–Джексона.

супердисперсных оксидов и гидроксидов железа с глинистыми минералами или агрегатами, которые выступают протекторами при химической обработке. Выход железа в вытяжку сильно зависит от размера минеральных частиц, строения кристаллической решетки, степени гидратированности оксидов и гидроксидов, наличия примесей [10, 11, 13]. Соответственно вытяжка Мера–Джексона отражает реакцию железосодержащих соединений на изменение окислительно-восстановительных условий [9], а не реальное содержание несиликатных форм железа. Таким образом, действие химических вытяжек целесообразно контролировать методами минералогического анализа, желателен применение мессбаэровской спектроскопии, позволяющую получить более полную картину о состоянии соединений железа в почвах [49, 57, 60].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенное исследование показывает, что соединения железа в степных почвах являются важным показателем, изменяющимся в зависимости от условий почвообразования. Распределение железа в профиле степных почв определяется гранулометрическим составом, а именно илистой фракцией и фракцией тонкой пыли, так как в них Fe находится в составе алюмосиликатных минералов, оксидов и гидроксидов. В солонцах наблюдается перемещение железа из гумусово-аккумулятивного горизонта в солонцовый в результате элювиально-иллювиального распределения ила. В бурых полупустынных накопления железа не фиксируется. В черноземах и каштановых почвах накопление железа в гумусово-аккумулятивных горизонтах связано с процессами формирования несиликатных форм железа в верхней части профиля. В результате окислительно-восстановительных процессов, гидролиза и других процессов выветривания, активно идущих в гумусово-аккумулятивном горизонте, Fe^{2+} высвобождается из структуры алюмосиликатных минералов в ходе их трансформаций. В щелочных условиях среды дальнейшее полное или частичное окисление Fe^{2+} до Fe^{3+} приводит к формированию оксидов и гидроксидов железа.

Увеличение магнитной восприимчивости в гумусово-аккумулятивных горизонтах черноземов, каштановых почв и солонцов, определяется формированием в них оксидов железа гематита и частично магнетита. Это подтверждается наличием во многих гранулометрических фракциях (<2, 2–5, 5–10, 10–50 мкм) гематита (с площадью секстета 5–10%), несомненно вносящего вклад в магнитную восприимчивость почв и почвообразующих пород. Распределение $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ в исследуемых почвах отражает процессы выноса и привноса Fe связанного с типом почвообразования, а также литологическими особенностями.

В связи с наблюдаемым преобладанием формирования гематита над гетитом в илистой фракции изученных почв в зависимости от климатических условий в дальнейшем возможно использовать отношение $\text{Gt}/(\text{Hm} + \text{Gt})$ для палеоклиматических реконструкций. Однако требуется дальнейшая проверка данного показателя в дополнительных исследованиях с учетом результатов для погребенных почв.

Мессбаэровская спектроскопия и вытяжка Мера–Джексона, подтверждают увеличение содержания несиликатного железа в гумусово-аккумулятивных горизонтах степных почв, что является важным дополнительным подтверждением процесса формирования оксидов железа в ходе почвообразования. Количество несиликатного железа, определенное методом мессбаэровской спектроскопии, значительно превышает результаты, полученные вытяжкой Мера–Джексона, особенно для гумусово-аккумулятивных горизонтов почв, где выявлено накопление новообразованных высокодисперсных оксидов и гидроксидов железа. Рекомендуются учитывать полученные данные при использовании химической вытяжки Мера–Джексона для определения несиликатных форм железа и по возможности контролировать ее действие дополнительными методами.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (грант РНФ 24-24-00244).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

При подготовке настоящей работы авторы не использовали инструменты искусственного интеллекта. Авторы берут на себя полную ответственность за содержание публикации.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24090048>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеев А.О., Алексеева Т.В. О формировании лепидокрокита в почвах // Почвоведение. 2000. № 10. С. 1203–1210.
2. Алексеев А.О., Алексеева Т.В. Оксидогенез железа в почвах степной зоны. М.: ГЕОС, 2012. 204 с.

3. *Алексеев А.О., Алексеева Т.В., Махер Б. А.* Магнитные свойства и минералогия соединений железа в степных почвах // Почвоведение. 2003. № 1. С. 62–74.
4. *Алексеев А.О., Ковалевская И.С., Моргун Е.Г., Самойлова Е.М.* Магнитная восприимчивость почв сопряженных ландшафтов // Почвоведение. 1988. № 8. С. 27–35.
5. *Алексеев А.О., Калинин П.И., Алексеева Т.В.* Почвенные индикаторы параметров палеоэкологических условий на юге Восточно-Европейской равнины в четвертичное время // Почвоведение. 2019. № 4. С. 389–399.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319040021>
6. *Алексеев А.О., Митенко Г.В., Шарый П.А.* Количественные оценки палеоэкологических изменений в позднем голоцене на юге Восточно-Европейской равнины на основе магнитных свойств почв // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1425–1435.
7. *Алексеева Т.В., Алексеев А.О., Демкин В.А., Алексеева В. А., Соколовская З., Хайнос М., Калинин П.И.* Физико-химические и минералогические диагностические признаки солонцового процесса в почвах Нижнего Поволжья в позднем голоцене // Почвоведение. 2010. № 10. С. 1171–1189.
<https://doi.org/10.1134/S1064229310100029>
8. *Алексеева Т.В., Алексеев А.О., Ковалевская И.С., Осина Г.Н., Моргун Е.Г.* Минералогический состав илстой фракции почв сопряженных ландшафтов Ставропольской возвышенности // Почвоведение. 1988. № 9. С. 113–124.
9. *Бабанин В.Ф., Бойченко В.О., Минеева Н.С., Филатов А.В.* Изучение различных форм соединений железа и их роль в процессе почвообразования // Известия высших учебных заведений. Сер. Химия и химическая технология. 2017. № 7. С. 91–96.
<https://doi.org/10.6060/tcct.2017607.5443>
10. *Бабанин В.Ф., Трухин В.И., Карпачевский Л.О., Иванов А.В., Морозов В.В.* Магнетизм почв. Ярославль—М.: Изд. ЯГТУ, 1995. 219 с.
11. *Водяницкий Ю. Н.* Селективность реактива Мера—Джексона к Fe-содержащим минералам в почвах лесной зоны умеренного пояса // Почвоведение. 2004. № 4. С. 452–466.
12. *Водяницкий Ю.Н.* Соединения железа и их роль в охране почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2010. 282 с.
13. *Водяницкий Ю.Н., Шоба С.А.* Дискуссионные вопросы интерпретации результатов химической экстракции соединений железа из почв // Почвоведение. 2014. № 6. С. 697–697.
14. *Воробьева Л.А.* Химический анализ почв: учебник. М.: Изд-во МГУ, 1998. 272 с.
15. *Зонн С.В.* Железо в почвах. М.: Наука, 1982. 207 с.
16. *Касимов Н.С.* Геохимия степных и пустынных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1988. 253 с.
17. *Иванов А.В.* Магнитное и валентное состояние железа в твердой фазе почв. Автореф. дис. ... д. б. н. М., 2003. 41 с.
18. *Марфунин А.С.* Спектроскопия, люминесценция и радиационные центры в минералах. М.: Недра, 1975. 327 с.
<https://doi.org/10.1007/978-3-642-67112-8>
19. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Изд-во МГУ, 1999. 762 с.
20. *Татьянченко Т.В., Алексеева Т.В., Калинин П.И.* Минералогический и химический составы разновозрастных подкуранных палеопочв южных Ергеней и их палеоклиматическая интерпретация // Почвоведение. 2013. № 4. С. 379–379.
21. *Чухров Ф.В., Ермилова Л.П., Горшков А.И.* Гипергенные окислы железа в геологических процессах. М.: Наука, 1975. 207 с.
22. *Хитров Н.Б.* Выбор диагностических критериев существования и степени выраженности солонцового процесса в почвах // Почвоведение. 2004. № 1. С. 18–31.
23. *Alekseev A.O., Shary P.A., Malyshev V.V.* Magnetic susceptibility of soils as an ambiguous climate proxy for paleoclimate reconstructions // Quaternary International. 2023. V. 661. P. 10–21.
24. *Alekseeva T., Alekseev A., Maher B., and Demkin V.* Late Holocene climate reconstructions for the Russian steppe, based on mineralogical and magnetic properties of buried palaeosols // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2007. V. 249 (1–2). P. 103–127.
<https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.01.006>
25. *Balsam W.L., Ellwood B.B., Ji J., Williams E.R., Long X., El Hassani A.* Magnetic susceptibility as a proxy for rainfall: worldwide data from tropical and temperate climate // Quaternary Science Reviews. 2011. V. 30. P. 2732–2744.
<https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.06.002>
26. *Brimhall G.H., Dietrich W.E.* Constitutive mass balance relations between chemical composition, volume, density, porosity, and strain in metasomatic hydrochemical systems: results on weathering and pedogenesis // Geochim. Cosmochim. Acta. 1987. V 51 (3). P. 567–587.
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(87\)90070-6](https://doi.org/10.1016/0016-7037(87)90070-6)
27. *Carrillo-González R., Šimůnek J., Sauvé S., and Adriano D.* Mechanisms and pathways of trace element mobility in soils // Advances in agronomy. 2006. V. 91. P. 111–178.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)91003-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)91003-7)
28. *Colombo C., Palumbo G., He JZ, Pinton R., Cesco S.* Review on iron availability in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes // Journal of Soils and Sediments. 2014. V. 14. P. 538–548.
<https://doi.org/10.1007/s11368-013-0814-z>
29. *Cornell R.M., and Schwertmann U.* The iron oxides: structure, properties, reactions, occurrences, and uses. Weinheim: Wiley-vch. 2003. 664 p.
<https://doi.org/10.1515/corrrev.1997.15.3-4.533>

30. *Dearing J.A., Livingstone I.P., Bateman M.D., White K.* Paleoclimate records from OIS 8.0–5.4 recorded in loess-paleosol sequences on the Matmata Plateau, southern Tunisia, based on mineral magnetism and new luminescence dating // *Quaternary International*. 2001. V. 76/77. P. 43–56.
31. *Gao P., Nie J., Breecker D.O., Gallagher T., Serach L., and Alonso-Zarza A.M.* Similar magnetic enhancement mechanisms between Chinese loess and alluvial sediments from the Teruel Basin, NE Spain, and paleoclimate implications // *Geophysical Research Letters*. 2022. V. 49. P. e2021GL096977. <https://doi.org/10.1029/2021GL096977>
32. *Geiss C.E., Zanner C.W.* Sediment magnetic signature of climate in modern loessic soils from the Great Plains // *Quaternary International*. 2007. V. 162–163. P. 97–110. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2006.10.035>
33. *Hao Q., Oldfield F., Bloemendal J., Torrent J., and Guo Z.* The record of changing hematite and goethite accumulation over the past 22 Myr on the Chinese Loess Plateau from magnetic measurements and diffuse reflectance spectroscopy // *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*. 2009. V. 114. P. B12101. <https://doi.org/10.1029/2009JB006604>
34. *Heller F., and Liu T.S.* Paleoclimatic and sedimentary history from magnetic susceptibility of loess in China // *Geophysical Research Letters*. 1986. V. 13. P. 1169–1172. <https://doi.org/10.1029/GL013i011p01169>
35. *Hyland E., Sheldon N.D., Van der Voo R., Badgley C., Abrajevitch A.* A new paleoprecipitation proxy based on soil magnetic properties: implications for expanding paleoclimate reconstructions // *Geological Society of America Bulletin*. 2015. V. 127. P. 975–981. <http://dx.doi.org/10.1130/B31207.1>
36. *Jiang Z., Liu Q., Roberts A.P., Dekkers M.J., Barrón V., Torrent J., and Li S.* The magnetic and color reflectance properties of hematite: From Earth to Mars // *Reviews of Geophysics*. 2021. V. 60(1). P. e2020RG000698. <https://doi.org/10.1029/2020RG000698>
37. *Jordanova D., Jordanova N.* Updating the significance and paleoclimate implications of magnetic susceptibility of Holocene loessic soils // *Geoderma*. 2021. V. 391. P. 114982. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114982>
38. *Kalinin P.I., Kudrevatykh I.Y., Malyshev V.V., Pilguy L.S., Buhonov A.V., Mitenko G. V., and Alekseev A.O.* Chemical weathering in semi-arid soils of the Russian plain // *Catena*. 2021. V. 206. P. 105554. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105554>
39. *Kraemer S.M.* Iron oxide dissolution and solubility in the presence of siderophores // *Aquatic sciences*. 2004. V. 66. P. 3–18. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0690-5>
40. *Kudrevatykh I., Kalinin P., Mitenko G., Alekseev A.* The role of plant in the formation of the topsoil chemical composition in different climatic conditions of steppe landscape // *Plant and Soil*. 2021. V. 465(1–2). P. 453–472. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05019-3>
41. *Liu Q.S., Jackson M.J., Banerjee S.K., Maher B.A., Deng C.L., Pan Y.X., and Zhu R.* Mechanism of the magnetic susceptibility enhancements of the Chinese loess // *Journal of Geophysical Research*. 2004. V. 109(B12). <https://doi.org/10.1029/2004JB003249>
42. *Long X., Ji J., Barrón V., and Torrent J.* Climatic thresholds for pedogenic iron oxides under aerobic conditions: Processes and their significance in paleoclimate reconstruction // *Quaternary Science Reviews*. 2016. V. 150. P. 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.08.031>
43. *Maher B.A., Alekseev A., Alekseeva T.* Magnetic mineralogy of soils across the Russian Steppe: climatic dependence of pedogenic magnetite formation // *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 2003. V. 201(3–4). P. 321–341. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00618-7](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00618-7)
44. *Maher B.A., and Thompson R.* Paleorainfall reconstructions from pedogenic magnetic susceptibility variations in the Chinese loess and paleosols // *Quaternary Research*. 1995. V. 44. P. 383–391. <https://doi.org/10.1006/qres.1995.1083>
45. *Maxbauer D.P., Feinberg J.M., and Fox D.L.* Magnetic mineral assemblages in soils and paleosols as the basis for paleoprecipitation proxies: a review of magnetic methods and challenges // *Earth Science Review*. 2016. V. 155. P. 28–48.
46. *Meng X., Li G.K., Long X., Li S., and Ji J.* Quantifying soil goethite/hematite ratios: A new method based on diffuse reflectance spectra // *Geophysical Research Letters*. 2023. V. 50(8). P. e2022GL102280. <https://doi.org/10.1029/2022GL102280>
47. *Moreno-Jimenez E., Plaza C., Saiz H., Manzano R., Flagmeier M., and Maestre F.T.* Aridity and reduced soil micronutrient availability in global drylands. *Nature sustainability*. 2019. V. 2(5). P. 371–377. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0262-x>
48. *Murad E.* Properties and behavior of iron oxides as determined by Mössbauer spectroscopy // *Iron in soils and clay minerals*. Dordrecht: Springer Netherlands. 1988. V. 217. P. 309–350. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4007-9_12
49. *Murad E., Cashion J.* Mössbauer spectroscopy of environmental materials and their industrial utilization. N.Y.: Springer, 2003. 418 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9040-2>
50. *Roberts A.P., Zhao X., Heslop D., Abrajevitch A., Chen Y.H., Hu P., Jiang Z., Liu Q., and Pillans B.J.* Hematite (α -Fe₂O₃) quantification in sedimentary magnetism: limitations of existing proxies and ways forward // *Geoscience Letters*. 2020. V. 7(1). P. 8. <https://doi.org/10.1186/s40562-020-00157-5>
51. *Schwertmann U.* Solubility and dissolution of iron oxides // *Plant and Soil*. 1991. V. 130. P. 1–25. <https://doi.org/10.1007/BF00011851>
52. *Schwertmann U.* Transformation of hematite to goethite in soils // *Nature*. 1971. V. 232(5313). P. 624–625. <https://doi.org/10.1038/232624a0>

53. *Schwertmann U., Fitzpatrick R.W.* Iron minerals in surface environments // *Catena supplement*. 1992. V. 21. P. 7–30.
54. *Schwertmann U., Kämpf N.* Properties of goethite and hematite in kaolinitic soils of Southern and Central Brazil // *Soil Science*. 1985. V. 139(4). P. 344–350.
55. *Schwertmann U., Taylor R.M.* Iron oxides // *Minerals in soil environments*. 1989. V. 1. P. 379–438.
<https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c8>
56. *Sheldon N.D., Tabor N.J.* Quantitative paleoenvironmental and paleoclimatic reconstruction using paleosols // *Earth-science reviews*. 2009. V. 95(1–2). P. 1–52.
57. *Stucki J.W., Goodman B.A., and Schwertmann U.* Iron in soils and clay minerals. Springer Dordrecht. 1988. 894 p.
<https://doi.org/10.1007/978-94-009-4007-9>
58. *Taylor R.M., Schwertmann U.* Maghemite in soils and its origin: II. Maghemite syntheses at ambient temperature and pH 7 // *Clay Minerals*. 1974. V. 10(4). P. 289–298.
<https://doi.org/10.1180/claymin.1974.010.4.07>
59. *Torrent J., Barrón V.* Diffuse reflectance spectroscopy of iron oxides // *Encyclopedia of surface and Colloid Science*. 2002. V. 1. P. 1438–1446.
60. *Vandenbergh R.E., De Grave E.* Application of Mössbauer spectroscopy in earth sciences // *Mössbauer spectroscopy*. Berlin: Springer, 2013. P. 91–185.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-32220-4_3
61. *Yoo K., Fisher B., Ji J., Aufdenkampe A., and Klaminder J.* The geochemical transformation of soils by agriculture and its dependence on soil erosion: An application of the geochemical mass balance approach // *Sci. Total Environ*. 2015. V. 521. P. 326–335.
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(87\)90070-6](https://doi.org/10.1016/0016-7037(87)90070-6)

Iron Compounds in Steppe Soils of the East European Plain, Connection with Soil Processes and Paleoclimatic Aspects

V. V. Malyshev^{1, *}, and A. O. Alekseev¹

¹*Institute of physical, chemical and biological problems of soil science of the Russian Academy of Sciences,
Pushchino, 142290 Russia*

*e-mail: vladmalyscheff@yandex.ru

The total content, forms and mineralogy of iron compounds of soils of forest-steppe, steppe and semi-desert zones from the central chernozem regions to the Caspian lowland and from the Southern Urals to the Kerch Strait have been studied. The subjects of the study were Chernozems ($n = 40$), Kastanozems ($n = 15$), Solonetz ($n = 7$), Calcisols ($n = 7$). Based on the results obtained, characteristic features of the distribution of total iron content, mass balance ($\tau_{\text{Fe,Zr}}$), forms of iron compounds, magnetic susceptibility (χ) and mineralogy of iron in soil profiles were revealed. The distribution of $\tau_{\text{Fe,Zr}}$ in the studied soils reflects the processes and conditions of soil formation, as well as lithological features. For a more detailed understanding of the process of transformation of iron compounds in steppe soils, studies of granulometric fractions (<2 , $2-5$, $5-10$, $10-50 \mu\text{m}$) by the method of Mossbauer spectroscopy and magnetic susceptibility were carried out on samples of Luvic Chernozem, Haplic Kastanozem, Haplic Kastanozem (Endosalic, Cambic) and Luvic Calcisol (Endosalic). It is shown that a large fraction of Fe^{3+} in the silt fraction is contained in highly dispersed oxides and hydroxides in the superparamagnetic state. In humus-accumulative horizons of steppe soils, a decrease in the Fe^{2+} fraction in aluminosilicates due to weathering processes is recorded. The revealed interrelation of the goethite/(hematite + goethite) ratio in humus-accumulative horizons of soils with climatic parameters allows to use it in future paleoclimatic reconstructions. The Mössbauer spectroscopy records a significant increase in non-silicate iron in the accumulative humus horizons of steppe soils in comparison with the soil-forming rock, which is an important confirmation of the formation of iron oxides during soil formation. When comparing methods for determining non-silicate iron in soils (Mössbauer spectroscopy and Mehr-Jackson extraction), significant differences in the results were revealed due to a decrease in free forms of iron when isolated by the chemical method.

Keywords: goethite, hematite, magnetic susceptibility, Mossbauer spectroscopy

КОМПОНЕНТНЫЙ СОСТАВ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПОЧВ РАЗНОЙ СТЕПЕНИ СМЫТОСТИ И НАМЫТОСТИ НА МАЛОМ ВОДОСБОРЕ В ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЛЕСОСТЕПИ СРЕДНЕРУССКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ

© 2024 г. Ю. Р. Фарходов^{а,*} (<https://orcid.org/0000-0002-0210-380X>),

Д. А. Никитин^а, Н. В. Ярославцева^а, С. В. Максимович^а, А. Р. Зиганшина^а,
И. В. Данилин^а, В. А. Холодов^а, М. В. Семенов^а, А. П. Жидкин^а

^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

*e-mail: yulian.farkhodov@yandex.ru

Поступила в редакцию 04.02.2024 г.

После доработки 15.04.2024 г.

Принята к публикации 16.04.2024 г.

Проанализировано влияние землепользования и эрозионно-аккумулятивных процессов на некоторые физические, химические и биологические свойства почв малого водосбора в Курской области. Исследованы распахиваемые черноземы (Haplic Chernozems) и стратоземы (Fluvic Chernic Phaeosems (Loamic, Pachic)), а также нераспахиваемые стратоземы днища балки. Агрегатный состав (сухое просеивание) отличался высокой долей частиц >10 мм на пашне и низкой — в нераспахиваемом днище балки. Различия в содержании углерода, азота и показателя C/N не выявлены. По данным аналитического пиролиза, идентифицировано 26 пиролизатов, отражающих состав почвенного органического вещества. Относительные содержания пиррола, пиридина, толуола и индана были выше в составе пиролизатов органического вещества пашни, чем днища балки. Высокие доли фурфурола и метилфурфурола наблюдались среди пиролизатов днища балки по сравнению с пашней. Различия по содержанию алканов и фенола не выявлены. Биомасса микроорганизмов представлена преимущественно грибами (от 97 до 99%), высокое обилие которых характерно для непашотных почв днища балки. Различия в дыхательной активности исследуемых почв не выявлены. Показано значительное влияние эрозионно-аккумулятивных процессов и обработки почвы на пространственную неоднородность состава органического вещества и микробиологические показатели. Пахотные почвы характеризуются высоким содержанием азотсодержащих компонентов почвенного органического вещества, формирование почв днища балки происходит в условиях относительно высокого содержания углеводных компонентов зрелого органического вещества. Высокий коэффициент структурности почв днища балки в условиях накопления грибной биомассы свидетельствует об активном участии намытого материала в образовании агрегатов.

Ключевые слова: эрозия почвы, коэффициент структурности, аналитический пиролиз, биомасса микроорганизмов, люминесцентная микроскопия, биологическая активность почвы, базальное дыхание почвы, субстрат-индуцированное дыхание почвы

DOI: 10.31857/S0032180X24090059, **EDN:** WMAOGI

ВВЕДЕНИЕ

В связи с глобальным изменением климата и проблемами продовольственной безопасности все более актуальным становится изучение биосферных функций почвы в условиях проявления водной эрозии [6, 57]. Одним из перспективных подходов оценки ее влияния на функционирование почвы является изучение почвенного покрова в пределах

водосборного бассейна [20]. Такой подход дает возможность учитывать влияние геохимических потоков на процесс почвообразования. Свойство иерархичности водосборных бассейнов позволяет сопоставлять, экстраполировать и обобщать получаемые данные, что обеспечивает возможность решения проблем природопользования как локального, так и глобального характера [12, 20].

На формирование и функционирование почвы в пределах отдельного водосборного бассейна может влиять множество факторов как естественного (рельеф, климат, растительность, почвообразующая порода), так и антропогенного происхождения (механическая обработка, мелиорация, применение удобрений и средств защиты растений) [84]. При этом для оценки их воздействия на почвенные свойства важно учитывать роль водных потоков, так как вызываемые ими эрозионно-аккумулятивные процессы могут существенно влиять на характер и интенсивность проявления других почвообразовательных процессов [52].

Глобальные функции почвы во многом реализуются при участии почвенного органического вещества (ПОВ), наиболее активной частью которого является микробная биомасса (МБ) [28, 58]. МБ имеет фундаментальное значение для обеспечения экологических почвенных функций, так как регулирует циклы биогенных элементов и ответственна за аккумуляцию и деструкцию ПОВ [28, 33]. Положительная взаимосвязь между содержаниями микробного и органического углерода ($C_{орг}$) убедительно доказывает возможность использования МБ в качестве хорошего индикатора трансформации ПОВ [28, 33, 66].

В соответствии с общепринятыми представлениями влияние эрозионных процессов на ПОВ связано с его смывом, переносом и отложением [42]. При этом смыв сопровождается разрушением почвенных агрегатов и минерализацией ранее защищенного внутри них ПОВ, поэтому процессы трансформации ПОВ в ходе эрозии связаны с его устойчивостью [39]. В свою очередь, стабильность ПОВ во многом обусловлена его составом и доступностью для микроорганизмов [62, 71], а их активность определяет особенности его трансформации [28, 43]. Основные закономерности развития сообществ микроорганизмов в условиях проявления водной эрозии связаны с доступностью биогенных элементов: их низкое содержание в смытых почвах, по сравнению с ненарушенными и намытыми почвами, приводит к снижению разнообразия прокариот и микроскопических грибов [49, 59, 83]. Поэтому рассмотрение МБ в контексте оценки стабилизации и деградации ПОВ в условиях проявления водной эрозии является актуальной задачей [75].

Цель работы – оценка состава органического вещества и характеристика микробной биомассы почв малого водосбора, расположенного в центральной части Среднерусской возвышенности – региона с большой долей распахиваемых земель и при этом в значительной степени подверженного эрозии почв. Эта работа продолжает цикл статей, посвященных ПОВ водосбора “Хвошин лог”. Ранее были описаны оптические

свойства водозэкстрагируемого органического вещества [23, 24], представляемая работа посвящена молекулярному строению общего ПОВ, в котором доминируют трудноэкстрагируемые компоненты.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Малый водосбор “Хвошин лог” расположен в Курском районе Курской области. Почвенный покров водосбора представлен типичными и выщелоченными черноземами. На распахиваемых склонах формируются черноземы типичные (Haplic Chernozems) разной степени смытости [8, 80]. В днищах распахиваемых ложбин встречаются намытые почвы: черноземы выщелоченные стратифицированные и стратоземы темногомусовые водноаккумулятивные (Fluvic Chernic Phaeosems (Loamic, Pachic)). В нераспахиваемом днище балки формируются стратоземы темногомусовые водноаккумулятивные (Fluvic Chernic Phaeosems (Loamic, Pachic)), выщелоченные от карбонатов [8, 80].

Места отбора образцов были расположены в максимально контрастных условиях антропогенного воздействия и проявления эрозионно-аккумулятивных процессов. Изучены пахотные почвы, расположенные в трех частях склона: а) чернозем типичный неэродированный на приводораздельном участке склона (П1); б) чернозем типичный среднесмытый в средней части склона (П2); в) намытая почва в днище распахиваемой ложбины (П3). А также намытые почвы в трех различных частях нераспахиваемого днища балки: в устьевой (Д1), центральной (Д2) и верхней (Д3) части. Отбор образцов проводили в августе 2022 г., глубина пробоотбора – 0–25 см. Подробная физико-географическая характеристика территории отбора образцов представлена ранее [11, 23, 24].

В образцах оценивали структуру почвы, микробиологические характеристики, содержание углерода (С), азота (N), а также состав ПОВ. Общая характеристика образцов представлена в табл. 1.

Таблица 1. Физические и химические свойства почв

Почва	$K_{стр}$	С, %	N, %	С/N	pH H ₂ O
П1	1.38	3.78	0.34	11.04	6.21
П2	1.72	3.36	0.30	11.16	6.88
П3	1.08	3.23	0.30	10.57	6.60
Д3	4.37	3.70	0.35	10.61	6.56
Д2	2.13	3.40	0.29	11.63	6.26
Д1	4.82	3.50	0.42	8.27	6.28

Качество **структуры почв** оценивали при помощи агрегатного анализа методом сухого просеивания [3] на ситах с размером ячеек: 10, 7, 5, 3, 2, 1, 0.5 и 0.25 мм, с последующим расчетом коэффициента структурности ($K_{стр}$) по формуле:

$$K_{стр} = \frac{\sum (10 \text{ мм} - 0.25 \text{ мм})}{\sum (> 10 \text{ мм}, < 0.25 \text{ мм})}. \quad (1)$$

Актуальную кислотность оценивали в водной суспензии почвы (1 : 5) потенциометрическим методом с помощью рН-метра рН 211 (Hanna instruments, США) [2].

Содержание С, N и показатель C/N определяли методом каталитического сжигания в токе кислорода при температуре +960°C [53] на элементном анализаторе vario-MACRO cube (Elementar, Германия). У всех образцов $pH_{H_2O} < 7$ и реакция на содержание карбонатов отрицательная, поэтому весь определенный углерод был отнесен к органическому.

Состав ПОВ оценивали методом одностадийного аналитического пиролиза с газовой хроматографией с масс-спектрометрическим окончанием на пиролизере EGA/PY-3030D (Frontier Laboratories, Япония) и газовом хроматографе с масс-спектрометрическим детектором GCMS-QP2010 (Shimadzu, Япония). Условия хроматографирования: начальная температура колонки 50°C, температурный градиент 40°C/мин до 300°C с задержкой 3 мин, температура инжектора 300°C. Капиллярная хроматографическая колонка GsBP-5MS (Gs-Tek, США), 30 м, масс-детектор квадрупольного типа, ионизация — электронный удар, 70 эВ, диапазон детекции 45–600 m/z . Деконволюцию пирогамм проводили на платформе веб-сервиса GNPS (Global Natural Products Social Molecular Networking) [27], идентификацию пиков — в программе MS Search (версия 2.0, FairCom Co., США) с помощью библиотеки масс-спектров NIST11 (National Institute of Standards and Technology, США). Площади всех компонентов пробы суммировали и вычисляли относительную долю всех компонентов [38]. Продукты пиролиза разделяли на группы по химическому строению: алканы, фенол, азотсодержащие соединения, ароматические углеводороды, фураны.

Биомассу прокариот оценивали с помощью метода люминесцентной микроскопии с применением флуоресцентного красителя акридина оранжевого (микроскоп Биомед 5 ПР ЛЮМ, Россия) при увеличении 1000× с масляной иммерсией [7]. Десорбцию клеток с почвы проводили при помощи ультразвуковой установки УЗДН-1. Число клеток прокариот на 1 г субстрата рассчитывали по формуле:

$$N = \frac{S_1 a n}{V S_2 C}, \quad (2)$$

где N — число клеток на 1 г субстрата; S_1 — площадь препарата (мкм²); a — количество клеток в одном

поле зрения (усреднение производится по всем препаратам); n — показатель разведения бактериальной смеси (мл); V — объем капли, наносимой на стекло (мл); S_2 — площадь поля зрения микроскопа (мкм²); C — навеска субстрата, г.

Длину актиномицетного и грибного мицелия в 1 г образца (NMA) определяли по формуле:

$$NMA = \frac{S_1 a n}{V S_2 C 10^6}, \quad (3)$$

где S_1 — площадь препарата (мкм²); a — средняя длина фрагментов актиномицетного мицелия в поле зрения (мкм); n — показатель разведения суспензии (мл); V — объем капли, наносимой на стекло (мл); S_2 — площадь поля зрения микроскопа (мкм²); C — навеска образца, г.

Биомассу грибов определяли методом люминесцентной микроскопии с применением флуоресцентного красителя калькофлуора белого [7]. Учет спор и длины мицелия осуществляли на люминесцентном микроскопе Биомед 5 ПР ЛЮМ (Россия) при увеличении ×400. Десорбцию клеток с почвы проводили при помощи вортекса MSV-3500 (Латвия) при скорости 3500 об/мин в течение 10 мин. Количество грибных клеток на 1 г субстрата рассчитывали по формуле:

$$M = \frac{4 a n}{p} \times 10^{10}, \quad (4)$$

где M — количество клеток в 1 г почвы; a — среднее число клеток в поле зрения; p — площадь поля зрения (мкм²); n — показатель разведения.

Расчет грибной биомассы (мг/г почвы) осуществляли, полагая по [16], что плотность спор равна 0.837 г/см³, а плотность мицелия — 0.628 г/см³. Содержание грибной биомассы на 1 г сухой почвы рассчитывали с учетом ее влажности.

Субстрат-индуцированное дыхание (СИД) почвы оценивали по скорости начального максимального дыхания микроорганизмов после обогащения почвы дополнительным источником углерода и энергии — глюкозой [4]. Навеску почвы (2 г) помещали во флакон (объем 15 мл), добавляли раствор глюкозы (0.2 мл/г почвы), конечная концентрация которой составляла 10 мг/г, герметично закрывали и фиксировали время. Обогащенный глюкозой образец почвы инкубировали (3–5 ч при температуре 22°C), затем отбирали шприцем пробу газовой фазы из флакона (0.5–1 мл) и вводили в газоанализатор LI-COR LI-850 для регистрации CO₂. Время отбора газовой пробы также фиксировали.

Скорость СИД выражали в $\frac{\text{мкл CO}_2}{\text{г почвы ч}}$. Углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) почвы определяли пересчетом скорости СИД по формуле [4]:

$$C_{\text{мик}}, \frac{\text{мкг С}}{\text{г почвы}} = \text{СИД} 40.04 + 0.37. \quad (5)$$

Базальное дыхание определяли по скорости выделения CO_2 почвой за 24 ч инкубации при температуре $+22^\circ\text{C}$ и 60% полной влагоемкости (ПВ). Измерения БД выполняли так же, как для СИД, только вместо раствора глюкозы в почву вносили воду (0.2 мл/г почвы). Скорость базального дыхания выражали в $\frac{\text{мкг С}-\text{CO}_2}{\text{г почвы ч}}$.

Статистический анализ данных и визуализацию проводили с помощью языка программирования R в среде разработки RStudio [65]. Для разведочного анализа использовали метод главных компонент, сравнение по группам проводили с помощью однофакторного дисперсионного анализа и критерия Тьюки, неоднородность почвенных свойств оценивали с помощью коэффициента вариации (V).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Химические и физические свойства почв. Максимальное содержание $C_{\text{орг}}$ 3.8% было выявлено в несмытой почве (П1), а минимальное — 3.2% — в намытой почве в днище распахиваемой ложбины (П3). Намытые почвы в нераспахиваемом днище балки характеризуются варьированием содержания углерода от 3.4 до 3.7%.

Содержание азота практически одинаково во всех исследованных почвах — 0.3%. Наибольшее количество азота было выявлено в несмытой (П1) и намытой в днище балки (Д1) почве. Показатель C/N во всех образцах составлял ≈ 11 , только в Д1 данный он уменьшался до 8.3. Значение pH варьировало от 6.21 (П1) до 6.88 (П2). Состав структурных отдельностей проанализированных почв в основном отличался высоким содержанием глыбистых частиц $>10\text{мм}$ на пашне и высокой долей агрономически ценных агрегатов (особенно фракций 3–5 и 1–2 мм) в днище балки (рис. S3). В результате $K_{\text{стр}}$ намытых почв в днище балки значительно выше по сравнению с распахиваемыми почвами. В целом по химическим и физическим свойствам исследованные почвы характеризуются различной пространственной изменчивостью ($V = 2.6\text{--}38.2\%$): наибольшей изменчивостью обладают намытые почвы (Д) по показателям $K_{\text{стр}}$, N, C/N (табл. S1).

Состав ПОВ по данным аналитического пиролиза. В исследуемых почвах идентифицировано 26 пиролизатов, отражающих состав ПОВ. Наибольшее относительное содержание характерно для фурурола (23%), толуола (15%), фенола (12%), пиридина (11%), метилфурана (9%) и пиррола (7%) (табл. S4). На рис. 1 представлено расположение точек, соответствующих объектам исследования в

координатах первых двух главных компонент в зависимости от состава пиролизатов ПОВ. Первая компонента объясняет 34% изменчивости исходных данных, а вторая — 17%. В поле главных компонент хорошо выражены кластеры, разделяющие почвы пашни и нераспахиваемого днища балки по первой компоненте. На основе информации о вкладе отдельных признаков (пиролизатов) в изменчивость исходного набора данных (рис. S6) пиролизаты были разделены на группы: алканы, фенол, азотсодержащие, ароматические, фураны, среди фуранов отдельно выделен метилфуран.

На рис. 2 показано относительное содержание групп пиролизатов ПОВ по объектам исследования. Их вариабельность и результаты парных множественных сравнений по группам приведены в табл. S5, S7, S8. Наименьшей изменчивостью обладают данные о содержании групп пиролизатов ПОВ варианта пашня ($V = 5.4\text{--}16.9\%$) по сравнению с днищем балки ($V = 19.7\text{--}46.1\%$). По содержанию алканов и фенолов достоверных различий между вариантами пашни и днище балки не обнаружено, при этом после оценки различий между образцами выявлены различия по содержанию фенолов между П3 и Д1. Содержание азотсодержащих и ароматических соединений было значимо больше на пашне по сравнению с днищем балки. Относительное содержание фуранов было статистически значимо больше в составе пиролизатов ПОВ днища балки, содержание метилфурана, напротив, было значимо выше в образцах пашни.

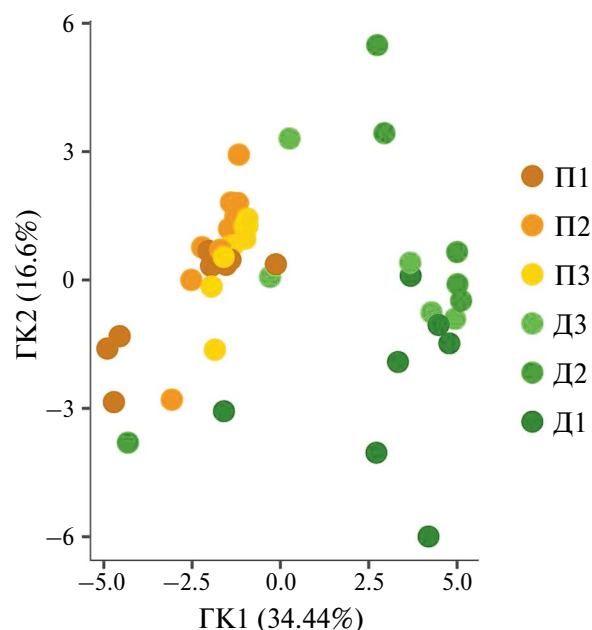


Рис. 1. Расположение объектов на плоскости первых двух главных компонент на основе состава пиролизатов их ПОВ. Объекты сгруппированы по расположению в водосборном бассейне.

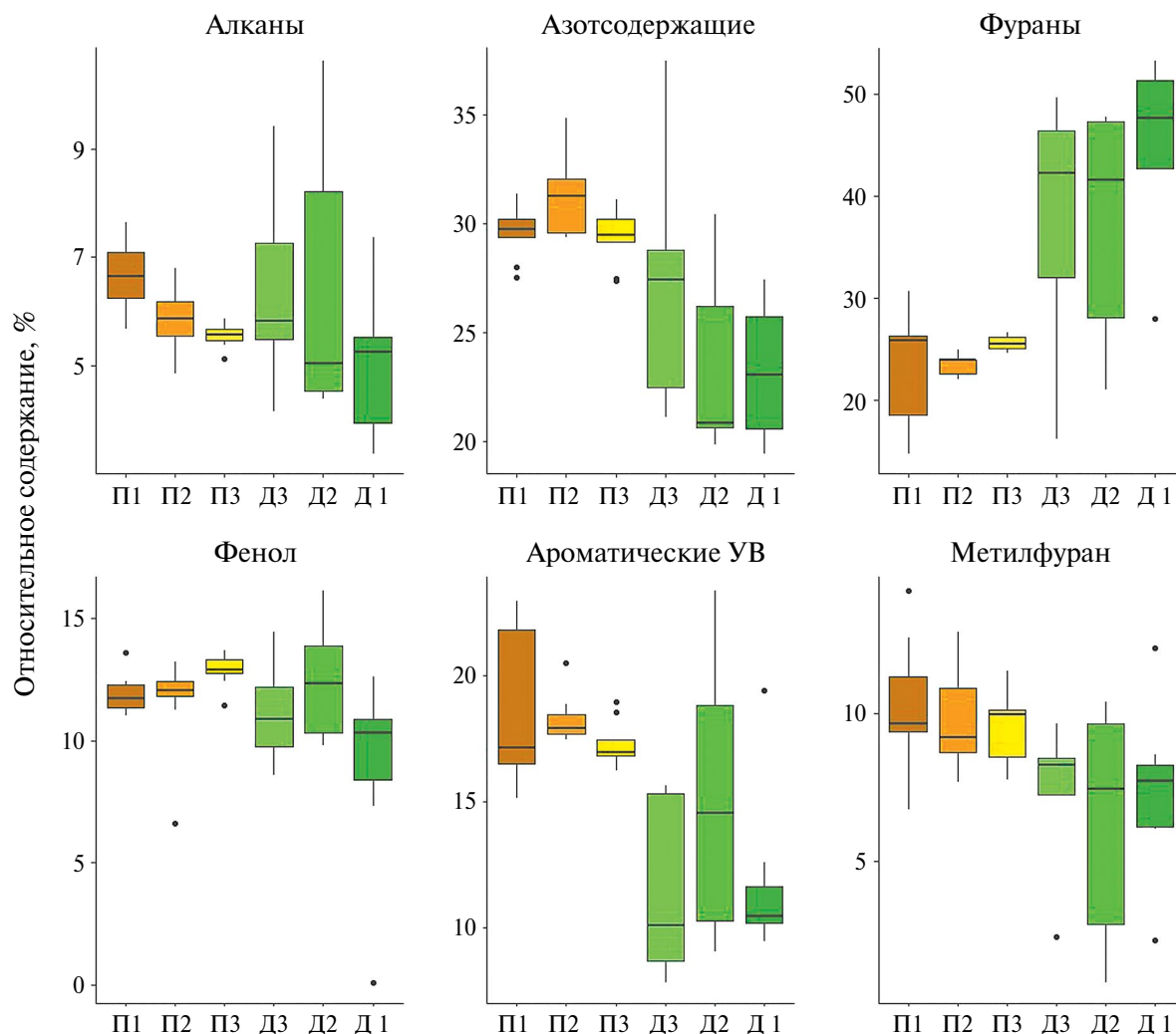


Рис. 2. Относительное содержание пиролизатов ПОВ.

Биомасса грибов изменялась от 0.075 до 0.315 мг/г почвы (табл. 2). В среднем для пашни биомасса грибов составляла сотые доли мг/г почвы, а для балки — на порядок больше. Доля мицелия — активного компонента грибной биомассы — в биомассе микобиоты изученных почв в днище балки имела большее варьирование: от 32 Д3 до 81% в Д2; а в почвах пашни — меньшее: от 56 в П3 до 70% в П2. Длина мицелия грибов изменялась от 27 до 212.3 м/г почвы. В большинстве образцов протяженность грибных гиф не превышала десятков метров на грамм почвы, а варьирование значений также существенно выше для днища балки по сравнению с пашней. Доля тонкого (менее 3 мкм в диаметре) мицелия грибов исследованных почв существенно отличалась и была относительно велика (32–38%) в почвах пашни, но меньше (21–25%) — в почвах нераспахиваемого днища балки. Базидиомицетный пряжковый мицелий грибов

обнаруживали редко (около 6–9% встречаемости от всех гиф), и лишь в почвах нераспахиваемого днища балки. Для большинства образцов численность одноклеточных грибных propagул (спор и дрожжей) составляла порядка 104 кл./г почвы, однако для нераспахиваемого днища балки (образец Д2) достигала 105 кл./г почвы. Большая часть (от 76 до 100%) propagул микобиоты представлена экземплярами мелких размеров 2–3 мкм. Она минимальна в пашне и максимальна в днище балки. Численность крупных propagул (5 мкм и более) составила порядка 103 кл./г почвы, и они выявлены только в П1, П2, П3 и Д2.

Биомасса прокариот составила от 2.0 до 4.7 мкг/г почвы. Отмечено меньшее варьирование значений биомассы для образцов днища балки (от 2.0 до 3.3 мкг/г почвы) по сравнению с почвами пашни (от 2.1 до 4.7 мкг/г почвы). Биомасса прокариот от проанализированных образцов представлена

Таблица 2. Параметры биологической активности почвы

Группа	Показатель	Пашня			Днище балки		
		П1	П2	П3	Д1	Д2	Д3
Дыхательная активность МБ	СИД, мкг С/г почвы	383	489	309	425	477	420
		393 ± 90			441 ± 32		
	БД, CO ₂ , мкг С–CO ₂ /(г ч)	1.04	1.33	1.16	0.78	0.98	1.13
		1.18 ± 0.15			0.96 ± 0.18		
Характеристика грибного сообщества	Длина мицелия грибов, м/г почвы	45.3	189.0	27.0	73.2	212.3	99.2
		87 ± 89			128 ± 74		
	Биомасса грибов (споры), мг/г почвы	0.032	0.041	0.055	0.048	0.094	0.060
		0.04 ± 0.01			0.07 ± 0.02		
	Биомасса грибов (мицелий), мг/г почвы	0.043	0.179	0.026	0.101	0.225	0.075
		0.08 ± 0.08			0.13 ± 0.08		
	Общая биомасса грибов, мг/г почвы	0.075	0.220	0.081	0.149	0.315	0.135
		0.13 ± 0.08			0.2 ± 0.1		
	Отношение грибного мицелия к спорам	1.3	4.4	0.5	2.1	2.4	1.3
		2.1 ± 2.0			1.9 ± 0.6		
Характеристика бактериального сообщества	Длина мицелия актиномицетов, м/г почвы	13.5	26.7	4.8	2.8	59.5	6.2
		15 ± 11			23 ± 32		
	Биомасса прокариот (одноклеточные), мкг/г почвы	2.1	4.7	2.1	2.8	1.4	1.8
		3 ± 1			2 ± 1		
	Биомасса прокариот (актиномицеты), мкг/г почвы	0.5	1	0.2	0.1	2.0	0.2
		0.5 ± 0.4			0.8 ± 1.1		
	Биомасса прокариот, мкг/г почвы	2.5	4.7	2.1	3.0	3.3	2.0
		3.1 ± 1.4			2.8 ± 0.7		
	Актиномицеты/одноклеточные	0.2	0.2	0.1	0.0	1.4	0.1
		0.2 ± 0.1			0.5 ± 0.8		
Общая характеристика МБ	Общая биомасса микроорганизмов, мг/г почвы	0.077	0.225	0.083	0.152	0.316	0.137
		0.128 ± 0.018			0.202 ± 0.021		
	Грибы/бактерии	29	47	40	51	94	66
		39 ± 9			70 ± 22		

Примечание. Приведены среднее ± стандартное отклонение. БД – базальное дыхание.

преимущественно (от 81 до 96%) одноклеточными формами, а не мицелием. Длина актиномицетного мицелия варьирует от 2.8 в Д1 до 59.5 м/г почвы в П3. Длина актиномицетного мицелия в образцах пашни составила от 4.8 до 26.7 м/г почвы, а в днище балки — от 2.8 до 59.5 м/г почвы. Численность прокариот колебалась от 6.5×10^8 до 1.8×10^9 кл./г почвы. Количество клеток прокариот было в 3–5 раз выше в почвах днища балки по сравнению с пашней.

Общая биомасса микроорганизмов составила от 0.077 до 0.316 мг/г почвы. Основная часть (97–99%) МБ проанализированных почв состояла из грибов, а не прокариот.

Величина **субстрат-индуцированного дыхания (СИД)** почвы варьировала от 309 до 489 мкг С/г почвы. В противоположность данным по люминесцентной микроскопии, биомасса микроорганизмов по СИД практически одинакова во всех образцах почв днища балки (от 420 до 477 мкг С/г почвы), но сильно варьирует на пашне (от 309 до 489 мкг С/г почвы).

Величина **базального дыхания (БД)** почвы изменяется от 0.78 до 1.33 мкг С–CO₂/(г ч). Базальное дыхание на пашне варьирует не так существенно (от 1.04 до 1.33 мкг С–CO₂/(г ч)), как в днище балки (от 0.78 до 1.13 мкг С–CO₂/(г ч)).

Объекты исследования характеризуются сильным варьированием биологической активности почвы практически по каждому показателю. Для пашни максимальное варьирование обнаружено по характеристикам грибного сообщества ($V = 28–102\%$), а для днища балки — по характеристикам прокариот ($V = 31–148\%$). Относительно небольшой разброс значений наблюдается по показателям дыхательной активности МБ ($V = 3.5–20.6\%$) (табл. S9). Достоверные различия ($p < 0.05$) между объектами исследования по микробиологическим показателям не выявлены, однако четко прослеживается тенденция к увеличению доли грибной биомассы в почвах днища балки по сравнению с пашней ($p = 0.08$) (табл. S10).

ОБСУЖДЕНИЕ

Химические и физические свойства почв. На основе полученных данных между почвами на пашне и в нераспахиваемом днище балки выявлены достоверные различия ($p < 0.05$) по коэффициенту структурности почвы ($K_{стр}$). Исследованные почвы имели хорошее (П3) и отличное (П1, П2, Д3, Д2, Д1) агрегатное состояние [26]. Относительное низкое значение $K_{стр}$ на пашне, вероятно, связано с механической обработкой почвы, что в совокупности с влиянием эрозии почв приводит к разрушению структуры почвы [34, 37]. В днище балки в условиях достаточного увлажнения, аккумуляции

биогенных элементов и отсутствия обработки почвы ускоряется процесс агрегатообразования с участием почвенной биоты, что улучшает структурное состояние почвенной массы [62].

По остальным показателям статистически значимых различий между исследованными почвами не выявлено, однако наблюдаются отчетливые тенденции. Наибольшее значение рН характерно для среднесмытой почвы (П2), вероятно, в связи с близким к поверхности залеганием карбонатов на глубине 40 см (по вскипанию). Высокое залегание карбонатов в эродированной почве, возможно, обусловлено приближением к поверхности карбонатных горизонтов и почвообразующих пород (лёссовидных суглинков) в связи со смывом верхних горизонтов почв.

Содержание углерода на пашне уменьшалось вниз по склону и резко увеличивалось в нераспахиваемом днище балки. Представляется любопытным, что намытая почва в распахиваемой ложбине характеризовалась минимальным в данном водосборе содержанием органического углерода, значительно меньшим, чем намытые почвы в нераспахиваемом днище балки. Данный результат свидетельствует о том, что содержание органического углерода определяется эрозионно-аккумулятивными процессами в сочетании с особенностями землепользования. Отметим, что мощность наносов в точке отбора проб в ложбине на пашне и точках в нераспахиваемом днище балки приблизительно одинаковая (от 110 до 155 см), что говорит о близких темпах накопления наносов. Несмотря на близкие темпы накопления и практически единый источник наносов, содержание углерода в этих почвах существенно отличается. Представляется перспективным дальнейшее исследование намытых почв в различных условиях землепользования.

Отношение С/Н в исследованных почвах примерно соответствует значениям в других типичных черноземах вблизи от района исследования [21]. Узкое отношение С/Н может указывать на высокую степень трансформации ПОВ [63], поэтому минимальное значение С/Н, характерное для намытой почвы в днище балки (Д1), видимо, связано с накоплением зрелого ПОВ [44, 73].

Состав ПОВ по данным аналитического пиролиза. Вариабельность данных по составу ПОВ для пашни значительно ниже, чем для днища балки. Вероятно, это связано с влиянием обработки почвы, которая снижает общую неоднородность свойств почвенного покрова за счет перемешивания пахотного горизонта [74], а также с тем, что намытые почвы состоят из разнородного материала, смытого с различных частей водосбора [11].

Алканы являются основными пиролизатами липидов [61]. Фенолы образуются при пиролизе лигнинов и танинов [55]. В совокупности высокое

содержание этих пиролизатов свидетельствует о накоплении дискретного ПОВ преимущественно растительного происхождения различной степени разложения [41, 46, 79]. Отсутствие статистически значимых различий между исследованными почвами, возможно, связано с поступлением дискретного ПОВ с различными по составу наносами в днище балки в условиях проявления дернового процесса, а также неоднородностью распределения ПОВ на пашне, которая зависит от характера проявления эрозионно-аккумулятивных процессов [50].

Азотсодержащие пиролизаты свидетельствуют о наличии аминокислот, белков, нуклеиновых кислот и аминокислот [48], а ароматические углеводороды могут образовываться при пиролизе органического вещества различного происхождения: углеводов, липидов, лигнина [36, 60], в том числе углистых частиц [56]. Наибольший вклад в содержание азотсодержащих соединений и ароматических углеводородов вносят такие пиролизаты, как пиррол (7.1%), пиридин (11.1%) и толуол (14.5%) (табл. S4). Ранее на черноземах показано, что высокое содержание этих пиролизатов характерно для ПОВ наиболее устойчивых к механическому истиранию почвенных агрегатов [22]. Отметим, что потерю углерода в процессе эрозии во многом связывают с дезагрегированием почвы [50, 79], поэтому содержание устойчивых почвенных агрегатов связано не только с содержанием ПОВ, но и с его составом. Можно предположить, что высокая доля азотсодержащих соединений и ароматических углеводородов среди пиролизатов ПОВ пашни характеризует органическое вещество устойчивых к размыву почвенных частиц. Также заметно, что наибольшее медианное значение содержания рассматриваемых групп пиролизатов характерно для среднесмытого чернозема (П2), где сильнее всего проявляются процессы эрозии, что приводит к накоплению устойчивых к размыву почвенных частиц. Подобные закономерности по увеличению доли азотсодержащих компонентов ПОВ были показаны для почв склонов водосбора Балтийского моря [54]. Если рассматривать почвы на пашне отдельно, то высокое содержание азотсодержащих пиролизатов в среднесмытом черноземе (П2), вероятно, связано с влиянием на состав ПОВ хитина — азотсодержащего полисахарида, структурного компонента грибного мицелия. Содержание грибного мицелия в среднесмытом черноземе (П2) в несколько раз превышало содержание в несмытом черноземе (П1) и намытой почве на пашне (П3). Следует отметить, что грибной мицелий является важным структурообразователем почвы [67], поэтому максимальное значение $K_{стр}$ в среднесмытом черноземе (П2) можно связать с влиянием грибного мицелия. Для почв днища балки подобные закономерности не наблюдаются, видимо, это связано

с различием специфик влияния эрозионных и аккумулятивных процессов на общие условия формирования ПОВ [79].

Фураны — основные пиролизаты углеводов [85] — часто отмечается, что они как пиролизаты ПОВ характеризуют наиболее трансформированную (зрелую) часть углеводов [51, 68]. Показано, что средний возраст предшественников фурфурола и метилфурфурола составляет 44 и 35 лет соответственно [47], что относится к медленному пулу ПОВ [77]. Часто при пиролизе ПОВ идентифицируют левоглюкозан и левоглюкозенон, которые являются маркерами свежих углеводных компонентов ПОВ [35]. В ходе анализа состава ПОВ этих пиролизатов в объектах исследования не выявлено, содержание углеводов характеризовалось исключительно фуранами, указывая на высокую трансформацию ПОВ [68], что объясняется совместным влиянием механической обработки почвы и эрозионных процессов. Отметим, что среди идентифицированных фуранов содержание метилфурана по объектам исследования имеет отличную от остальных фуранов закономерность. Предположительно метилфуран в условиях недостатка свежесформированных углеводов ПОВ характеризует наименее трансформированную часть ПОВ. Низкое содержание метилфурана в нераспахиваемом днище балки относительно пашни, вероятно, связано с высоким потенциалом активности МБ, который проявляется при наличии легкоусвояемых компонентов ПОВ. Содержание остальных фуранов было практически в 2 раза выше, чем в пашне. Как отмечено ранее, фураны характеризуют сильно трансформированную часть ПОВ, также их высокое содержание связывают с накоплением продуктов микробной деградации ПОВ. Наибольшее содержание фуранов выявлено при пиролизе образца намытой почвы в днище балки (Д1), также для него характерно наименьшее среди объектов исследования значение C/N, что дополнительно указывает на высокую степень зрелости ОВ почв днища балки.

Таким образом, выявленные по данным аналитического пиролиза различия в составе ПОВ почв пашни и днища балки водосборного бассейна “Хвощин лог”, вероятно, преимущественно связаны с влиянием эрозионно-аккумулятивных процессов: размыв и перенос почвенного материала пашни сопровождается увеличением доли азотсодержащих пиролизатов ПОВ, аккумуляция эродированного материала в днище балки сопровождается увеличением доли фуранов — пиролизатов сильно трансформированного ПОВ.

Биомасса грибов. В исследованных черноземах биомасса микобиоты в 1.7 раза больше, чем в выщелоченных черноземах Нижегородской области [18] и в 2–2.5 раза выше, чем в обыкновенных черноземах заповедника Каменная степь (Воронежская область) [13, 14], что объясняется

меньшим содержанием органического вещества в этих почвах [78] по сравнению с анализируемыми в настоящей статье. Большие значения биомассы грибов в образцах почв в нераспахиваемом днище балки, по сравнению с пашней, могут быть обусловлены различными условиями увлажнения почв и различиями в составе растительности, а также косвенно могут быть обусловлены переносом грибов, смываемых вместе с почвенным материалом. Длина мицелия грибов в проанализированных образцах в 4–5 раз выше относительно значений для черноземов Челябинской области, республики Башкортостан и Алтайского края [17], а также в 2 раза больше по сравнению с таковой для обыкновенных черноземов заповедника Каменная степь [13]. По-видимому, в проанализированных образцах высока гетерогенность условий, особенно в намытых почвах в днище балки. На пашне интенсивная обработка почв способствует гомогенизации почвенного покрова, что, вероятно, заставляет грибы искать более благоприятные условия и, соответственно, увеличивать длину гиф [45, 69].

Доля тонкого мицелия грибов изученных почв выше в почвах на пашне, чем в нераспахиваемом днище балки, что может указывать на стрессовое состояние микобиоты [15, 45, 76]. Базидиомицетный пряжковый мицелий грибов обнаруживали редко (около 7–10% от всех гиф) и лишь в образцах днища балки. Этот факт косвенно может свидетельствовать о низком количестве микоризных симбиозов [10, 76], формирующихся только в луговой растительности балки. Высокий процент мицелия в общей биомассе грибов проанализированных почв днища балки опосредовано указывает на активную трансформацию и гумификацию органического вещества [31].

Несмотря на то, что почва — естественная среда обитания большей части грибов, в ней часто складываются неблагоприятные условия для развития спорангий микобиоты [45]. Поэтому необходимо оценивать не только долю активной биомассы — мицелия, но и процент покоящихся клеток [7, 15, 17, 18]. Количество одноклеточных спорангий грибов в проанализированных почвах на 1–2 порядка меньше, чем в черноземах Челябинской области, республики Башкортостан и Алтайского края [17], а также в обыкновенных черноземах заповедника Каменная степь [13], но соответствует по порядку значений для дерново-подзолистых почв Московской области [15]. По литературным данным, основная часть (более 66%) грибной биомассы в черноземах представлена мицелием [17, 18], но в данном исследовании показано, что доля спор (покоящихся спорангий) для отдельных образцов может достигать до 68%. Данный факт можно объяснить локальными стрессовыми условиями для микобиоты [10, 15], например, аккумуляцией пестицидов. Обилие одноклеточных спорангий микобиоты

в целом коррелирует с биомассой и длиной мицелия микобиоты, однако для образцов днища балки данная закономерность не соблюдается: в них отмечается аномально большое содержание почкующихся спорангий, что может свидетельствовать о значительной активности олиготрофных дрожжей [15, 45], по-видимому, из-за периодического (весеннего) переувлажнения данных почв. Дрожжи в основном одноклеточны, поэтому их трудно отличить от покоящихся грибных спорангий (спор, конидий и др.) [45]. Отсутствие крупных спорангий диаметра 5–7 мкм для части образцов может быть связано со стрессовыми условиями в исследуемых почвах.

Биомасса прокариот. Численность прокариот в большинстве исследованных почв по порядку значений соответствует таковой для черноземов Башкортостана, но на порядок больше, чем для черноземов Челябинской области и Алтайского края [17] и на порядок меньше по сравнению с таковой для обыкновенных черноземов заповедника Каменная степь [13]. Выявленный максимум прокариот (порядка 109 кл./г почвы) в проанализированных почвах днища балки по порядку значений сопоставим с таковым для обыкновенных черноземов заповедника Каменная степь [13] и дерново-подзолистых почв средней полосы России [15, 17]. Большая неоднородность в значениях численности клеток и биомассы прокариот в днище балки по сравнению с пашней может быть объяснена более высокой гомогенностью обрабатываемой почвы по сравнению с нераспахиваемым днищем балки. Основная часть учетных клеток прокариот имела объем около 0.08–0.20 мкм³, что согласуется с другими исследованиями черноземов, выполненными методом люминесцентной микроскопии, и не превышает средний объем бактериальной или архейной клетки, равный 0.1 мкм³, который обычно берут в качестве эталона для расчета биомассы прокариот [17, 72].

Значения биомассы прокариот в исследованных почвах пашни и днища балки в 2 раза различаются, что может быть обусловлено эрозионно-аккумулятивными процессами, т.е. уменьшением численности микроорганизмов вследствие смыва почвы, либо увеличением в результате ее намыва [30, 64]. Длина актиномицетного мицелия в большинстве изученных образцов невелика (до 60 м/г почвы), что подтверждает сведения об относительно низкой доле представителя данного порядка грамположительных бактерий в большинстве агрочерноземов [14, 17, 18]. Длина мицелия актиномицетов для проанализированных почв в 2–3 раза меньше, по сравнению со значениями для выщелоченных черноземов Нижегородской области [18] и обыкновенных черноземов заповедника Каменная степь [13].

Общая биомасса микроорганизмов. В исследованных почвах биомасса микроорганизмов в 1.6 раза

выше, чем в черноземах Челябинской области, Республики Башкортостан и Алтайского края [17], но в почти в 5 раз меньше, чем в дерново-подзолистых почвах Московской области [15]. Такие существенные различия между результатами для черноземной и нечерноземной зон могут объясняться сезонной динамикой биологической активности почвы (существенно повышается при высоких температурах и достаточной влажности) и сменой растительного покрова (одни растения стимулируют рост микроорганизмов в большей, а другие — в меньшей степени). Большие значения МБ являются важным фактором стабильности агроэкосистем и одним из критериев способности их систем поддерживать гомеостаз [25].

Высокая доля грибов (97–98%) в общей биомассе микроорганизмов для проанализированных почв характерна и для дерново-подзолистых почв Московской области [15]. Факт преобладания грибов в МБ почвенных микроорганизмов показан спектром методов (прямого микроскопирования, фумигации–экстракции, селективного ингибирования СИД антибиотиками) для почв различных типов землепользования [1, 15, 17–19]. Однако это не означает, что всю биологическую активность местных почв обеспечивают грибы [5, 45]. Высокий процент биомассы микобиоты в биомассе микроорганизмов обычно свидетельствует об устойчивости экосистемы [40]. Ввиду доминирования микобиоты в составе биомассы микроорганизмов, основные тенденции ее распределения в почвах разной степени смытости и намытости аналогичны тенденциям, описанным выше для биомассы микроорганизмов.

В целом исследованные почвы характеризуются большим количеством мелких спор грибов, тонкого мицелия микобиоты и актиномицетов, а также малыми размерами клеток прокариот. Известно, что чем меньше размеры клеток, тем больше их удельная поверхность, что потенциально может ускорить обмен веществ между микроорганизмами и окружающей средой [25, 72]. Поэтому полученные результаты могут говорить о потенциально высокой биологической активности почвы [17, 18].

Субстрат-индуцированное дыхание почвы. Схожие значения СИД выявлены для выщелоченных черноземов Пензенской области [1] и черноземов Молдавии [25] и в 1.2–1.6 раза меньше по сравнению с черноземом типичным Центрально-Черноземного биосферного заповедника (ЦЧБЗ, Курская область) [19]. ЦЧБЗ и анализируемый водосбор расположены в непосредственной близости друг от друга (менее 2 км), можно предположить, что тип землепользования и степень смытости–намытости почв являются ведущими факторами, определяющими уровень МБ в почве [25, 81].

Метод СИД основан на потреблении микроорганизмами легкодоступного субстрата (глюкозы) за короткий период (3–5 ч) [4]. Поэтому можно предположить, что выделяющийся из почвы углекислый газ образуется из-за участия в СИД лишь г-стратегов [81]. Длительная традиционная обработка почвы (применяется на исследуемых объектах) снижает количество легкодоступной органики в почве и, соответственно, должна уменьшать численность г-стратегов [25, 32, 81]. Эти два предположения могут объяснять, почему полученные значения СИД для пашни меньше, чем для днища балки.

Базальное дыхание почвы. В исследованных образцах величина базального дыхания в 1.6 раза меньше, чем в черноземах типичных ЦЧБЗ [19]. Вероятно, что аналогично СИД, тип землепользования и степень смытости–намытости почв являются ведущими факторами, определяющими уровень МБ в почве. Интенсивная обработка почвы способствует быстрой минерализации органического вещества и, соответственно, ускоренной эмиссии углекислого газа [29, 82], что оказывает влияние на базальное дыхание [19]. Аналогичные результаты снижения биологической активности почвы (в том числе уменьшения уровня базального дыхания) при распахке земель показаны в разных исследованиях [4, 9, 19, 70].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Принято считать, что преобладающее воздействие эрозионно-аккумулятивных процессов на почвенный покров связано со смывом почв на склонах. В связи с этим основное внимание исследователей направлено на сравнение свойств почв разной степени смытости, при этом намытые почвы долгое время оставались без должного внимания.

В настоящей работе в результате комплексного исследования ПОВ и МБ почв в различных частях малого водосбора “Хвощин лог” выявлено, что намытые почвы в нераспахиваемом днище балки существенно отличаются от черноземов разной степени смытости на пашне. Установлено, что намытые почвы в нераспахиваемом днище балки обладают положительными с агрономической точки зрения свойствами, в некоторых случаях лучшими, чем распахиваемые черноземы и намытые почвы распахиваемых ложбин.

По данным аналитического пиролиза, идентифицировано 26 пиролизатов, отражающих состав ПОВ. Выявлено, что состав ПОВ пахотных почв характеризуется высоким содержанием азотсодержащих компонентов, в составе органического вещества почв днища балки доминируют сильно трансформированные углеводные компоненты. Агрегатный состав отличается высокой долей

частиц >10 мм на пашне и низкой — в нераспахиваемом днище балки. Биомасса микроорганизмов представлена преимущественно (от 97 до 99%) грибами, высокое обилие которых характерно для днища балки. Преобладание грибов в структуре МБ и хорошее структурное состояние почв нераспахиваемого днища балки указывают на участие преобразованного водными потоками материала наносов в процессе образования агрегатов. Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о комплексном воздействии эрозионно-аккумулятивных процессов и характера использования земель на указанные выше свойства почв. Однако при этом не выявлены значимые различия в содержании углерода, азота, показателя C/N, дыхательной активности, а также содержанию алканов и фенола среди пиролитов в исследуемых почвах.

Проведенные исследования в значительной степени пионерные, отмеченные общие и разнящиеся свойства почв нуждаются в дальнейшей проверке. Тем не менее полученные результаты однозначно свидетельствуют о перспективности изучения свойств намывных почв как в пределах пашни, так и в овражно-балочной сети для дополнения существующих представлений о почвах в сельскохозяйственных регионах России.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена молодежной лабораторией Почвенного углерода и микробной экологии в рамках государственного задания FGUR-2022-0018 «Исследование микробных драйверов секвестрации и депонирования органического углерода в почвах агроэкосистем» (характеристика микробной биомассы), а также при поддержке Российского научного фонда: проект № 22-17-00071 (отбор образцов, характеристика объектов исследования), проект 24-26-00293 (характеристика состава ПОВ).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24090059>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Гавриленко Е.Г.* Особенности определения углерода микробной биомассы почвы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1327–1333.
2. *Воробьева Л.А.* Теория и практика химического анализа почв. М: ГЕОС, 2006. 400 с.
3. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986.
4. *Гавриленко Е.Г., Сусьян Е.А., Ананьева Н.Д., Макаров О.А.* Пространственное варьирование содержания углерода микробной биомассы и микробного дыхания почв южного Подмосковья // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1231–1245.
5. *Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л.* Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1087.
6. *Жидкин А.П., Комиссаров М.А., Шамигурина Е.Н., Мищенко А.В.* Эрозия почв на Среднерусской возвышенности (обзор) // Почвоведение. 2023. № 2. С. 259–272.
7. *Звягинцев Д.Г.* Методы почвенной микробиологии и биохимии. М: Изд-во МГУ, 1991.
8. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
9. *Ковалев И.В., Семенов В.М., Ковалева Н.О., Лебедева Т.Н., Яковлева В.М., Паутова Н.Б.* Оценка биогенности и биоактивности агросерых глееватых неосушенных и осушенных почв // Почвоведение. 2021. № 7. С. 827–837.
10. *Корнейкова М.В., Никитин Д.А., Долгих А.В., Сошина А.С.* Микобиота почв города Апатиты (Мурманская область) // Микология и фитопатология. 2020. Т. 54. № 4. С. 264–277.
11. *Кошовский Т.С., Жидкин А.П., Геннадиев А.Н., Иванова Н.Н.* Диагностика, генезис и локализация педоседиментов в пределах мало-го водосбора (Среднерусская возвышенность) // Почвоведение. 2019. № 5. С. 529–543.
12. *Кузьменко Я.В., Лисецкий Ф.Н., Нарожная А.Г.* Применение бассейновой концепции природопользования для почво-водоохранного обустройства агроландшафтов // Известия Самарского научного центра РАН. 2012. Т. 14. № 1–9. С. 2432–2435.
13. *Манучарова Н.А., Белова Э.В., Воробьев А.В., Полянская Л.М., Степанов А.Л.* Сукцессия хитинолитических микроорганизмов в черноземе // Микробиология. 2005. Т. 74. № 5. С. 693–698.
14. *Манучарова Н.А., Ксенофонтова Н.А., Каримов Т.Д., Власова А.П., Зенова Г.М., Степанов А.Л.* Изменение филогенетической структуры метаболически

- активного прокариотного комплекса почв под влиянием нефтяного загрязнения // Микробиология. 2020. Т. 89. № 2. С. 222–234.
15. Никитин Д.А., Чернов Т.И., Железова А.Д., Тхакахова А.К., Никитина С.А., Семенов М.В., Ксенофонтова Н.А., Кутовая О.В. Сезонная динамика биомассы микроорганизмов в дерново-подзолистой почве // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1356–1364.
16. Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Содержание и структура микробной биомассы как показатели экологического состояния почв // Почвоведение. 2005. № 6. С. 706–714.
17. Полянская Л.М., Приходько В.Е., Ломакин Д.Г., Чернов И.Ю. Численность и биомасса микроорганизмов в древних погребенных и современных черноземах разного землепользования // Почвоведение. 2016. № 10. С. 1191–1204.
18. Полянская Л.М., Суханова Н.И., Чакмазян К.В., Звягинцев Д.Г. Особенности изменения структуры микробной биомассы почв в условиях залежи // Почвоведение. 2012. № 7. С. 792–792.
19. Сушко С.В., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Кудряков В.Н. Эмиссия CO₂, микробная биомасса и базальное дыхание чернозема при различном землепользовании // Почвоведение. 2019. № 9. С. 1081–1091.
20. Трифонова Т. А. Развитие бассейнового подхода в почвенных и экологических исследованиях // Почвоведение. 2005. № 9. С. 1054–1061.
21. Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Айдиев А.Ю., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Иванов А.Л., Куликова Н.А. Термолабильное и термостабильное органическое вещество черноземов разного землепользования // Почвоведение. 2020. № 8. С. 970–982.
22. Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Зиганишина А.Р., Максимович С.В. Неоднородность органического вещества агрегатов типичных черноземов // Почвоведение. 2022. № 7. С. 940–946.
23. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Зиганишина А.Р., Данченко Н.Н., Данилин И.В., Фарходов Ю.Р., Жидкин А.П. Водозэкстрагируемое органическое вещество почв разной степени смытости и намытости на малом водосборе в центральной лесостепи Среднерусской возвышенности: намытые почвы в днище балки // Почвоведение. 2024. № 7. С. В печати.
24. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Зиганишина А.Р., Данченко Н.Н., Фарходов Ю.Р., Максимович С.В., Жидкин А.П. Водозэкстрагируемое органическое вещество почв разной степени смытости и намытости на малом водосборе в центральной лесостепи Среднерусской возвышенности: распахиваемые почвы // Почвоведение. 2024. № 6. С. В печати.
25. Фрунзе Н.И. Суммарная микробная биомасса и метаболическое состояние микроорганизмов в черноземе типичном молдавии // Почвоведение. 2013. № 4. С. 454–454.
26. Шеин Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 432 с.
27. Aksenov A.A., Laponogov I., Zhang Z., Doran S.L.F., Belluomo I., Veselkov D., Bittremieux W. et al. Auto-deconvolution and molecular networking of gas chromatography–mass spectrometry data // Nature Biotechnology. 2021. Т. 39. № 2. С. 169–173.
28. Angst G., Mueller K.E., Nierop K.G.J., Simpson M.J. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter // Soil Biol. Biochem. 2021. V. 156. P. 108–189.
29. Awale R., Emeson M.A., Machado S. Soil Organic Carbon Pools as Early Indicators for Soil Organic Matter Stock Changes under Different Tillage Practices in Inland Pacific Northwest // Frontiers in Ecology and Evolution. 2017. V. 5.
30. Bakermans C., Emili L.A. Chapter 1 – Terrestrial systems of the Arctic as a model for growth and survival at low temperatures / Model Ecosystems in Extreme Environments / Rampelotto P. Academic Press, 2019. P. 1–21.
31. Banwart S.A., Nikolaidis N.P., Zhu Y.-G., Peacock C.L., Sparks D.L. Soil Functions: Connecting Earth's Critical Zone // Annual Review of Earth and Planetary Sciences. 2019. V. 47. № 1. P. 333–359.
32. Blagodatskaya E.V., Blagodatsky S. A., Anderson T. H., Kuzyakov Y. Priming effects in Chernozem induced by glucose and N in relation to microbial growth strategies // Appl. Soil Ecology. 2007. V. 37. № 1. P. 95–105.
33. Böhme L., Böhme F. Soil microbiological and biochemical properties affected by plant growth and different long-term fertilisation // European Journal of Soil Biology. 2006. V. 42. № 1. P. 1–12.
34. Bronick C.J., Lal R. Soil structure and management: a review // Geoderma. 2005. V. 124. № 1-2. P. 3–22.
35. Buurman P., Jongmans A.G., Nierop K.G.J. Comparison of Michigan and Dutch Podzolized Soils: Organic Matter Characterization by Micromorphology and Pyrolysis-GC/MS // Soil Sci. Soc. Am. J. 2008. V. 72. № 5. P. 1344–1356.
36. Cheng F., Bayat H., Jena U., Brewer C.E. Impact of feedstock composition on pyrolysis of low-cost, protein- and lignin-rich biomass: A review // J. Analytical Appl. Pyrolysis. 2020. V. 147. P. 104780.
37. Daraghme O.A., Jensen J.R., Petersen C.T. Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam // Geoderma. 2009. V. 150. № 1. P. 64–71.
38. De la Rosa J. M., Knicker H., Lopez-Capel E., Manning D.A.C., Gonzalez-Perez J.A., Gonzalez-Vila F.J. Direct detection of black carbon in soils by Py-GC/MS, carbon-13 NMR spectroscopy and thermogravimetric

- techniques // Soil Sci. Soc. of Am. J. 2008. V. 72. № 1. P. 258–267.
39. *de Nijls E.A., Cammeraat E.L.H.* The stability and fate of Soil Organic Carbon during the transport phase of soil erosion // *Earth-Sci. Rev.* 2020. V. 201. P. 103067.
 40. *de Vries F.T., Hoffland E., van Eekeren N., Brussaard L., Bloem J.* Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management // *Soil Biol. Biochem.* 2006. V. 38. № 8. P. 2092–2103.
 41. *Dieckow J., Mielniczuk J., González-Vila F.J., Knicker H., Bayer C.* No-till cropping systems and N fertilisation influences on organic matter composition of physical fractions of a subtropical Acrisol as assessed by analytical pyrolysis (Py-GC/MS) // *Geoderma.* 2006. V. 135. P. 260–268.
 42. *Doetterl S., Berhe A.A., Nadeu E., Wang Z., Sommer M., Fiener P.* Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes // *Earth-Sci. Rev.* 2016. V. 154. P. 102–122.
 43. *Domeignoz-Horta L.A., Shinfuku M., Junier P., Poirier S., Verrecchia E., Sebag D., DeAngelis K.M.* Direct evidence for the role of microbial community composition in the formation of soil organic matter composition and persistence // *ISME Communications.* 2021. V. 1. № 1. P. 64.
 44. *Ellerbrock R.H., Gerke H.H., Deumlich D.* Soil organic matter composition along a slope in an erosion-affected arable landscape in North East Germany // *Soil Till. Res.* 2016. V. 156. P. 209–218.
 45. *Finlay R.D., Thorn R.G.* The fungi in soil // *Modern Soil Microbiology.* 2019. P. 65–90.
 46. *Geng J., Cheng S., Fang H., Pei J., Xu M., Lu M., Yang Y., Cao Z., Li Y.* Different Molecular Characterization of Soil Particulate Fractions under N Deposition in a Subtropical Forest // *Forests.* 2019. V. 10. № 10. P. 914.
 47. *Gleixner G., Poirier N., Bol R., Balesdent J.* Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil // *Org. Geochem.* 2002. V. 33. № 3. P. 357–366.
 48. *Granada E., Blasco J., Comellas L., Gassiot M.* Pyrolysis—gas chromatographic analyses of organic matter in soils using nitrogen-selective detection // *J. Analyt. Appl. Pyrolysis.* 1991. V. 19. P. 193–202.
 49. *Hao W., Xia B., Xu M.* Erosion-deposition positively reconstruct the bacterial community and negatively weaken the fungal community // *Catena.* 2022. V. 217. P. 106471.
 50. *Holz M., Augustin J.* Erosion effects on soil carbon and nitrogen dynamics on cultivated slopes: A meta-analysis // *Geoderma.* 2021. V. 397. P. 115045.
 51. *Huang Y., Eglinton G., Van der Hage E. R. E., Boon J. J., Bol R., Ineson P.* Dissolved organic matter and its parent organic matter in grass upland soil horizons studied by analytical pyrolysis techniques // *Eur. J. Soil Sci.* 1998. V. 49. № 1. P. 1–15.
 52. *Hurni H.* Soil Erosion and Soil Formation in Agricultural Ecosystems: Ethiopia and Northern Thailand // *Mountain Research and Development.* 1983. V. 3. № 2. P. 131–142.
 53. *ISO 10694:1995* — Soil quality Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). 1995.
 54. *Jandl G., Baum C., Heckrath G., Greve M.H., Kanal A., Mander Ü., Maliszewska-Kordybach B., Niedzwiecki J., Eckhardt K.-U., Leinweber P.* Erosion Induced Heterogeneity of Soil Organic Matter in Catenae from the Baltic Sea Catchment // *Soil Systems.* 2019. V. 3. № 2. P. 42.
 55. *Jiang G., Nowakowski D.J., Bridgwater A.V.* Effect of the Temperature on the Composition of Lignin Pyrolysis Products // *Energy Fuels.* 2010. V. 24. № 8. P. 4470–4475.
 56. *Kaal J., Cortizas A.M., Nierop K.G.J.* Characterisation of aged charcoal using a coil probe pyrolysis-GC/MS method optimised for black carbon // *J. Analyt. Appl. Pyrolysis.* 2009. V. 85. № 1-2. P. 408–416.
 57. *Li Z., Fang H.* Impacts of climate change on water erosion: A review // *Earth-Science Reviews.* 2016. V. 163. C. 94–117.
 58. *Liang C., Kästner M., Joergensen R.G.* Microbial necromass on the rise: The growing focus on its role in soil organic matter development // *Soil Biol. Biochem.* 2020. V. 150. P. 108000.
 59. *Liu K., Li T., Duan X., Zhang S., Chen M., Hou H., Wang Z., Yu A., Chen D., Zhang X., Hu J., Dong Y., Liu D., Che R.* The degradation of subalpine meadows significantly changed the soil microbiome // *Agriculture, Ecosystems Environment.* 2023. V. 349. P. 108470.
 60. *Mu W., Ben H., Ragauskas A., Deng Y.* Lignin Pyrolysis Components and Upgrading—Technology Review // *BioEnergy Res.* 2013. V. 6. № 4. P. 1183–1204.
 61. *Nierop K.G.J.* Origin of aliphatic compounds in a forest soil // *Org. Geochem.* 1998. V. 29. № 4. P. 1009–1016.
 62. *Oades J.M.* The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure // *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* / Brussaard L., Kooistra M. J. Amsterdam: Elsevier, 1993. P. 377–400.
 63. *Ostrowska A., Porębska G.* Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils // *Ecological Indicators.* 2015. V. 49. P. 104–109.
 64. *Pastor A., Freixa A., Skovsholt L.J., Wu N., Romaní A.M., Riis T.* Microbial Organic Matter Utilization in High-Arctic Streams: Key Enzymatic Controls // *Microbial Ecology.* 2019. V. 78. № 3. — P. 539–554.
 65. *R Core Team (2022).* R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for

- Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
66. Ren F., Sun N., Xu M., Zhang X., Wu L., Xu M. Changes in soil microbial biomass with manure application in cropping systems: A meta-analysis // *Soil Till. Res.* 2019. V. 194. P. 104291.
 67. Ritz K., Young I.M. Interactions between soil structure and fungi // *Mycologist.* 2004. V. 18. № 2. P. 52–59.
 68. Saiz-Jimenez C., De Leeuw J.W. Chemical characterization of soil organic matter fractions by analytical pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry // *J. Analyt. Appl. Pyrolysis.*
 69. Schwalb S.A., Li S., Hemkemeyer M., Heinze S., Jørgensen R.G., Mayer J., Mäder P., Wichern F. Long-term differences in fertilisation type change the bacteria:archaea:fungi ratios and reveal a heterogeneous response of the soil microbial ionome in a Haplic Luvisol // *Soil Biol. Biochem.* 2023. V. 177. P. 108892.
 70. Singh P., Benbi D.K. Soil organic carbon pool changes in relation to slope position and land-use in Indian lower Himalayas // *Catena.* 2018. V. 166. P. 171–180.
 71. Sollins P., Homann P., Caldwell B.A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls // *Geoderma.* 1996. V. 74. № 1–2. P. 65–105.
 72. Stepanauskas R., Fergusson E.A., Brown J., Poulton N.J., Tupper B., Labonté J.M., Becraft E.D. et al. Improved genome recovery and integrated cell-size analyses of individual uncultured microbial cells and viral particles // *Nature Commun.* 2017. V. 8. № 1. P. 84.
 73. Suleymanov A., Gabbasova I., Suleymanov R., Abakumov E., Polyakov V., Liebelt P. Mapping soil organic carbon under erosion processes using remote sensing // *Hungarian Geographical Bull.* 2021. V. 70. № 1. P. 49–64.
 74. Sun B., Roberts D.M., Dennis P.G., Caul S., Daniell T.J., Hallett P.D., Hopkins D.W. Microbial properties and nitrogen contents of arable soils under different tillage regimes // *Soil Use and Management.* 2014. V. 30. № 1. P. 152–159.
<https://doi.org/10.1111/sum.12089>
 75. Tao F., Huang Y., Hungate B.A., Manzoni S., Frey S.D., Schmidt M.W.I., Reichstein M. et al. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage // *Nature.* 2023. V. 618. № 7967. P. 981–985.
 76. Tedersoo L., Bahram M. Mycorrhizal types differ in ecophysiology and alter plant nutrition and soil processes // *Biological Rev.* 2019. V. 94. № 5. P. 1857–1880.
 77. von Lützw M., Kögel-Knabner I., Ludwig B., Matzner E., Flessa H., Ekschmitt K., Guggenberger G., Marschner B., Kalbitz K. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model // *J. Plant Nutrition Soil Sci.* 2008. V. 171. № 1. P. 111–124.
 78. Wang B., An S., Liang C., Liu Y., Kuzyakov Y. Microbial necromass as the source of soil organic carbon in global ecosystems // *Soil Biol. Biochem.* 2021. V. 162. P. 108422.
 79. Wang X., Cammeraat E.L.H., Cerli C., Kalbitz K. Soil aggregation and the stabilization of organic carbon as affected by erosion and deposition // *Soil Biol. Biochem.* 2014. V. 72. P. 55–65.
 80. IUSS Working Group WRB. 2014. World reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
 81. Yang S., Wu H., Wang Z., Semenov M.V., Ye J., Yin L., Wang X., Kravchenko I., Semenov V., Kuzyakov Y., Jiang Y., Li H. Linkages between the temperature sensitivity of soil respiration and microbial life strategy are dependent on sampling season // *Soil Biol. Biochem.* 2022. V. 172. P. 108758.
 82. Yang Y.-S., Chen G.-S., Guo J.-F., Xie J.-S., Wang X.-G. Soil respiration and carbon balance in a subtropical native forest and two managed plantations // *Plant Ecology.* 2007. V. 193. № 1. P. 71–84.
 83. Zhang R., Rong L., Zhang L. Soil nutrient variability mediates the effects of erosion on soil microbial communities: results from a modified topsoil removal method in an agricultural field in Yunnan plateau, China // *Environ. Sci. Poll. Res.* 2022. V. 29. № 3. P. 3659–3671.
 84. Zhang S., Fan W., Li Y., Yi Y. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 574. P. 34–45.
 85. Zhao C., Jiang E., Chen A. Volatile production from pyrolysis of cellulose, hemicellulose and lignin // *J. Energy Institute.* 2017. V. 90. № 6. P. 902–913.

Composition of Organic Matter and Biological Properties of Eroded Soils and Sediments in a Small Catchment in the Central Forest-Steppe Zone of the Central Russian Upland

**Yu. R. Farkhodov^{1, *}, D. A. Nikitin¹, N. V. Yaroslavtseva¹,
S. V. Maksimovich¹, A. R. Ziganshina¹, I. V. Danilin¹,
V. A. Kholodov¹, M. V. Semenov¹, and A. P. Zhidkin¹**

¹Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

**e-mail: yulian.farkhodov@yandex.ru*

The impact of land use and erosion-deposition processes on some physical, chemical, and biological soil properties in a small agricultural catchment in Kursk oblast is analyzed. Plowed Haplic Chernozems and stratozems (Fluvic Chernic Phaeozems (Loamic, Pachic)), as well as unplowed stratozems of a dry valley bottom have been studied. The proportion of large soil aggregates (clods) >10 mm in soils is high on plowed land and low in the dry valley bottom. Differences in the carbon and nitrogen content and in the C/N ratio have not been detected. The analytical pyrolysis has revealed 26 pyrolysates in the composition of soil organic matter (SOM). The relative abundances of pyrrole, pyridine, toluene, and indan among SOM pyrolysates are higher in plowed soils as compared to the soils at the dry valley bottom. Proportions of furfural and methyl furfural among SOM pyrolysates are higher in soils of the dry valley bottom than in plowed soils. Differences in the content of alkanes and phenol are absent. The biomass of microorganisms is mainly formed by fungi (97–99%), and their abundance is greater in soils of the dry valley bottom than in soils of the plowland. Differences in the respiratory activity of the studied soils have not been revealed. The significant influence of erosion-deposition processes and soil cultivation on the spatial heterogeneity of the SOM composition and microbiological parameters is shown. Plowed soils are characterized by the high relative abundance of nitrogen-containing SOM components, while soils at the dry valley bottom have a relatively high abundance of carbohydrate components of mature SOM. The accumulation of fungal biomass and an increase in the structure coefficient in soils of the dry valley bottom indicate the participation of material redeposited from slopes in soil aggregation.

Keywords: soil erosion, structure coefficient, analytical pyrolysis, soil microorganisms' biomass, luminescent microscopy, soil biological activity, basal soil respiration, substrate-induced soil respiration

ПРОТИВОЭРОЗИОННЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДЬЯХ В РОССИИ (ОБЗОР)

© 2024 г. А. П. Жидкин^а, А. В. Хирк^{а, *}, В. Н. Щепотьев^а, Д. В. Фомичева^а, Д. В. Жуйков^б

^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

^бЦентр агрохимической службы “Белгородский”, ул. Щорса, 8, Белгород, 308027 Россия

*e-mail: khirkav@my.msu.ru

Поступила в редакцию 05.02.2024 г.

После доработки 21.03.2024 г.

Принята к публикации 15.04.2024 г.

Одним из важных направлений эрозиоведения является разработка противоэрозионных мероприятий. Проведенный анализ специальной литературы показал, что в России большая часть приемов и способов по борьбе с эрозией почв была разработана в 1960–1980-х гг., а в последние десятилетия отмечается значительный спад интереса к научно-практическим разработкам по борьбе с эрозией почв. Имеющаяся в литературе информация по данному вопросу слабо систематизирована и не имеет общепринятой классификации. Предложенная авторская типизация позволила систематизировать все найденные в литературе противоэрозионные мероприятия и создать их реестр. Информация об эффективности применения противоэрозионных мероприятий малочисленна и в значительной степени противоречива. Лучше всего изучена эффективность агротехнических мероприятий. Наиболее эффективным среди агротехнических мероприятий следует признать безотвальную вспашку, которая, согласно литературным данным, способствует снижению эрозии почв на 70–90%, в то время как остальные агротехнические мероприятия в среднем снижают темпы эрозии почв вдвое или меньше. В последние десятилетия в России происходят значительные изменения темпов и характера протекания эрозии почв под влиянием климатических изменений и социально-экономических преобразований в аграрно-промышленном комплексе. Однако анализ выявил дефицит работ, описывающих адаптацию имеющихся противоэрозионных мероприятий и разработку новых мероприятий, учитывающих современные изменения эрозионно-аккумулятивных процессов.

Ключевые слова: эрозия почв, вспашка, обработка почв, севооборот, лесополоса, залужение, снегозадержание

DOI: 10.31857/S0032180X24090063, **EDN:** WLYMTJ

ВВЕДЕНИЕ

Эрозия почв занимает доминирующую позицию среди различных процессов деградации почвенного покрова в глобальном масштабе. Эрозионные потери в РФ составляют более 500 млн т плодородного почвенного вещества [21]. Преобладающим является водный тип эрозии почв. В течение последних 20 лет темпы прироста эродированных земель каждые пять лет составляют 6–7%, т.е. около 1.5 млн га в год [13].

На территории России более полувека проводят исследования по борьбе с эрозией почв, разрабатывают различные мероприятия, направленные на снижение деградации почвенного покрова от

эрозии, кратко называемые противоэрозионными мероприятиями, представляющими “совокупность научно обоснованных приемов защиты почв от водной, ветровой и механической эрозии” [85].

На сегодняшний день разработано значительное количество агротехнических, лесомелиоративных, гидротехнических и иных мероприятий, способствующих снижению эрозии почв. Степень их внедрения в практику различная: одни мероприятия (например, противоэрозионные обработки почвы) широко внедрены в работу; другие (например, гидротехнические конструкции) используются только в определенных специфических условиях; иные мероприятия (например, валы-террасы с широким основанием; плетеные

фашины для укрепления откосов оврагов и крутых склонов и др.) не нашли широкого применения и практически забыты [61].

Вопросы применения и выбора противоэрозионных мероприятий, как правило, решаются без достаточного научного обоснования. В СССР существовал план по организации подразделений на предприятиях для комплексной защиты почв от эрозии в центральной черноземной зоне, а также разрабатывались планы по противоэрозионной организации территорий колхозов и совхозов с учетом экономической эффективности (урожайности и затрат на топливо) [30]. В 1983 г. была скорректирована генеральная схема противоэрозионных мероприятий до 2000 г., по которой улучшению должно было подвергнуться 1146 тыс. га [48]. В настоящее время землепользователи зачастую пренебрегают проведением специальных мероприятий или используют наименее затратные. Традиционный уклад применения земледельческих приемов не всегда эффективен в связи с изменениями эрозионно-аккумулятивных процессов под воздействием климатических изменений. В частности, на территории Европейской России в последние десятилетия отмечается сильное сокращение талого смыва почв [3], которое должно учитываться в корректировке приемов снежной мелиорации. Копирование новомодных технологий без их должной адаптации к российским условиям методом проб и ошибок (например, технологии “no-till”) приводит к излишним затратам, а иногда и к экологическим проблемам.

Во многом текущее хаотичное использование противоэрозионных мероприятий связано с большим их многообразием и при этом очень слабым обобщением научных разработок в отечественной литературе, особенно в публикациях последних лет.

Цель работы — обзор, обобщение и критический анализ описанных в литературе противоэрозионных мероприятий в России.

МЕТОДЫ

Сбор информации о противоэрозионных мероприятиях, направленных на снижение поверхностного ливневого и талого смыва почвы на полях, проводили по публикациям научных статей в журналах, сборниках и монографиях. Использовали Интернет-ресурсы, методические рекомендации по теме изучения и специализированные периодические издания — патенты, отчеты, проспекты.

На этапе сбора данных основное внимание уделяли следующим вопросам: наличию описания мероприятия, сведений о его противоэрозионной эффективности и влиянии на урожайность, региону его применения.

Так как в разных источниках смыс указывался либо в т/га, либо в м³/га, то для сравнения эффективности противоэрозионных мероприятий, вычисляли коэффициент эффективности (КЭ) по формуле:

$$КЭ = \frac{Ам}{Аб},$$

где Ам — темпы эрозии почвы на участке с применением противоэрозионного мероприятия (т/га в год); Аб — темпы эрозии почвы на участке без применения противоэрозионных мероприятий (т/га в год). Таким образом, чем ниже значение КЭ, тем более эффективно мероприятие снижает эрозию почв.

Реестр противоэрозионных мероприятий обобщен в виде таблицы в программе Microsoft Excel (табл. 1S).

Представленный реестр демонстрирует те публикации, которые в настоящее время наиболее доступны.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исторический обзор исследований противоэрозионных мероприятий. Большая часть мероприятий в СССР была разработана в 1960–1980-е гг. Основным видом публикации почвозащитных мероприятий в эти годы являются методические рекомендации, монографии, сборники статей разных авторов (рис. 1а).

В 1990-е гг. произошел резкий переход от методических рекомендаций и монографий к разработкам патентов и статей об отдельных мероприятиях. В научной библиотеке Elibrary [98] с 2000 по 2021 гг. зарегистрировано более 50 статей, в которых упоминаются почвозащитные мероприятия и почвозащитные обработки. Однако только порядка двух десятков статей непосредственно касаются эффективности обработок почвы, лишь небольшая часть из этих статей посвящена многолетним опытам, например, в Ростовской области [12, 55] и на Алтае [39, 94]. Многолетние исследования влияния способов вспашки на свойства почвы, урожайность, а также анализ и разработку способов противоэрозионной организации территории пашни проводились в НИИ сельского хозяйства Центрально-Черноземной полосы им. В.В. Докучаева [35]. Долговременное изучение эффективности обработки почвы проводилось на опытном стационаре в Ростовской области на черноземе обыкновенном за период с 1976 по 2017 гг. [62]. Гидротехническим и лесотехническим мероприятиям с 2000 по 2021 гг. посвящено лишь около десятка статей [11, 40].

Обзоры по данному вопросу в последние десятилетия крайне малочисленны. В частности, в Республике Беларусь был составлен обзор

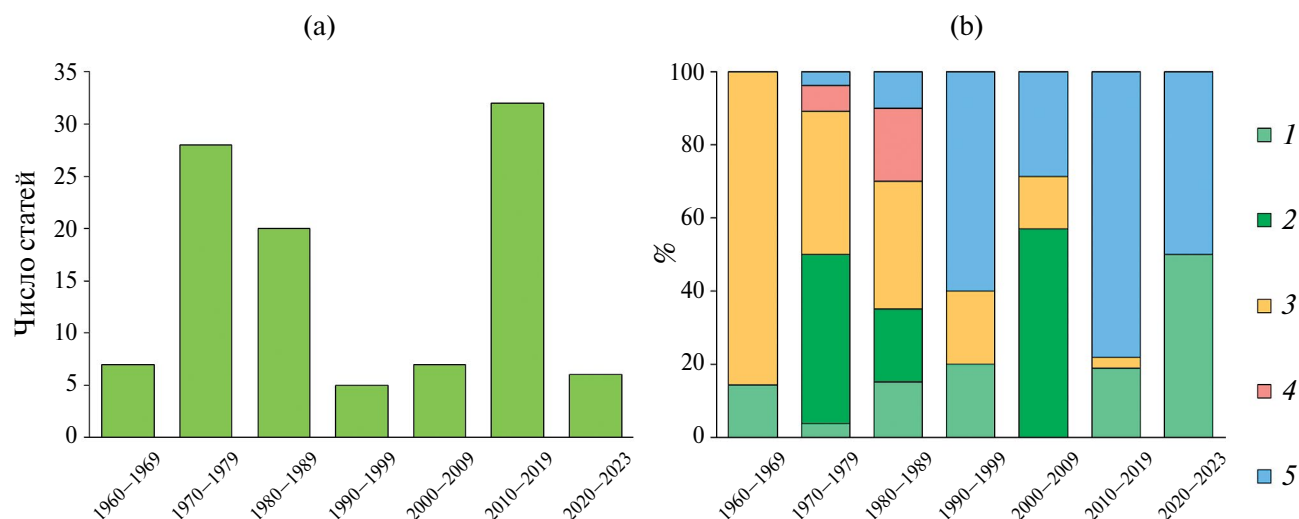


Рис. 1. Количество публикаций с 1960 по 2023 гг. (а). Структура публикаций о противоэрозионных мероприятиях с 1960 по 2023 гг.: 1 – монографии, 2 – рекомендации, 3 – статьи в журналах, 4 – статьи в сборниках, 5 – патенты (б).

противоэрозионной эффективности мероприятий на дерново-подзолистых почвах, проведенный на основе опытов и анализа литературных данных [88].

Патентование отдельных разработок началось еще в 1970-х гг., но наиболее активная публикация патентов (по их количеству в год) началась в 2000-е гг. (рис. 1б). Некоторая часть патентов является доработкой опубликованных ранее патентов, такие патенты не были внесены в реестр (табл. S1), анализ проводился по первоисточникам. Невелико число патентов, процитированных в статьях, где описывается их применение и эффективность.

Типизация противоэрозионных мероприятий. На сегодняшний день в России нет единой типизации противоэрозионных мероприятий. В обзоре отечественной и зарубежной практики предотвращения смыва почв с сельскохозяйственных полей [48] выделены различные группы методов, например, консервация почв, планировка территории, почвосберегающие методы обработки (почвозащитные технологии) и т.д. Однако в настоящей статье не рассматривается деление групп и иерархия противоэрозионных мероприятий.

В работе Каштанова [24] рассмотрены только агротехнические противоэрозионные мероприятия, которые разделены на две группы: общие (вспашка, рыхление, культивация, боронование и др.) и специальные (обвалование зяби, бороздование, лункование, щелевание, кротование и др.).

В работе Кирюшина [29] представлена классификация обработок почвы, включающая системы, подсистемы и приемы обработки почвы в севообороте. Выделяются следующие системы: отвальная, мульчирующая, комбинированная, нулевая,

гребне-грядовая. В системах используется специальный набор противоэрозионных мероприятий. Но, как и в классификации [25], В.И. Кирюшин рассматривает применение агротехнических мероприятий. Подходы этих авторов к классификации обработок почвы были учтены в данной работе при рассмотрении агротехнических мероприятий.

В классификации Швевса [93] основное внимание уделено оценке эффективности мероприятий. Приемы объединяются в группы (виды), однотипные по воздействию на смыв. Для оценки эффективности приема среди группы выбирается условный эталон, а все остальные приемы рассматриваются как его модификации и сравниваются с ним по эффективности. Иерархия противоэрозионных мероприятий построена на усложнении воздействия противоэрозионного приема на агроценозы. От предпосевного рыхления почвы до противоэрозионной структуризации мезорельефа (террасирования). Однако такая схема для всех противоэрозионных приемов и систем не очень удобна для обзора. С одной стороны, все противоэрозионные приемы иерархически связаны, с другой стороны все модификации приема оказываются равноценными.

В учебнике [37] описываются мероприятия, направленные на предупреждение водной эрозии, и они разделяются на агротехнические, агролесомелиоративные, гидротехнические и организационно-хозяйственные, однако химические мелиорации не были рассмотрены. Этот перечень был взят за основу в типизации противоэрозионных мероприятий в данной работе.

Авторами была доработана типизация противоэрозионных мероприятий с учетом существующих указанных выше типизаций (табл. 2S). Выделены



Рис. 2. Схема таксономических уровней авторской классификации противоэрозионных мероприятий.

пять иерархических уровней. Концептуальная схема типизации показана на рис. 2.

Согласно проведенному обзору, агротехнические мероприятия были разделены на 18 приемов, которые в свою очередь включают 41 способ. Гидротехнические мероприятия были разделены на 19 приемов; способы были выделены только для отдельных приемов. Лесомелиоративные и химические мелиорации включали по 6 приемов.

Агротехнические противоэрозионные мероприятия направлены на обеспечение эффективности производства и защиты почв от эрозии путем задержания или регулирования поверхностного водного стока, улучшения сложения и повышение плодородия смытых почв. Они требуют относительно небольших затрат труда и средств, оказывают быстрое действие. Все агротехнические мероприятия можно дифференцировать на следующие типы: обработка почвы — водозадерживающая и противоэрозионная, фитомелиорация — использование растительного покрова для защиты почвы от эрозии [16, 86] и снежная мелиорация — снегозадержание с регулированием снеготаяния [54, 66]. Комплексное применение этих мероприятий обеспечивает эффективную защиту сельскохозяйственных угодий от действия эрозии, но имеет короткое действие, что приводит к необходимости ежегодного повторения. Основное требование при выполнении противоэрозионных мероприятий — проведение полевых работ поперек склона.

Литературный анализ выявил большое количество способов, т.е. отдельных видов мероприятий внутри приемов. Отметим, что многие из способов на сегодняшний день не используются. Например, в настоящее время сложно встретить ступенчатую, комбинированную, ярусную и кулисную вспашки, перекрестное и прерывистое бороздование, валкование, лункование, микролиманы, полосное рыхление, кулисы из мульчи и пожнивных остатков. Тем не менее некоторые приемы активно

используются в современной земледелии, например, обычная отвальная вспашка, боронование, дискование, различные способы безотвальной вспашки; промежуточный, совместный и поперечный посевы культур; внедрение различного рода почвозащитных севооборотов и другие.

Лесомелиоративные противоэрозионные мероприятия. Система защитных лесных полос и сеть полезащитных насаждений в колхозах и совхозах была развернута в 1950-е гг. XX в. в степных и лесостепных районах европейской части страны по плану преобразования природы 1948 г. Проект подкреплялся ссылками на работы по полезащитному лесоразведению В.В. Докучаева, П.А. Костычева, М.К. Турского, Г.Ф. Морозова [29]. Однако к настоящему моменту площадь защитных лесных насаждений в России сократилась почти вдвое: из 5,2 млн га в настоящее время сохранилось 2,74 млн, около 60% всех защитных насаждений превысили допустимый критический возраст [40]. На региональном уровне в некоторых областях: Белгородской, Волгоградской — ведутся работы по ремонту и посадке деревьев. В Волгоградской области проводят исследования по обоснованию выбора критериев и параметров для проектирования и оценки эффективности мероприятий и приемов лесомелиораций [4, 77].

На сегодняшний день основным документом по созданию лесозащитных насаждений является Федеральный закон от 10 января 1996 года № 4МФЗ “О мелиорации земель”, согласно которому создание систем защитных лесных насаждений является одним из мелиоративных мероприятий, а земли, на которых они осуществлены, относятся к мелиорированным. Однако более 70% защитных лесных полос страны располагаются на земельных участках, государственная собственность на которые не разграничена, и их состояние определено как неудовлетворительное [69].

Лесные насаждения нуждаются в постоянном уходе, особенно на ранних этапах развития, когда деревья еще не окрепли. Например, в патенте [76] предлагается высевать семена на склонах в слой солом, покрытой клеящим веществом органического состава для их закрепления.

Гидромелиоративные противоэрозионные мероприятия устраивают для регуляции потоков талых и ливневых вод в оврагах и балках. Комплексы сооружений начинаются с головных установок и заканчиваются запрудами. Гидротехнические сооружения требуют тщательных расчетов, больших затрат на построение и могут требовать особых материалов для постройки. Ошибки при строительстве даже простых конструкций могут вызвать катастрофический срыв. Например, для водозадержания на склонах могут строить валы, однако при разрушении одного из них, расположенные

ниже будут разрушены концентрированным потоком. Гидротехнические сооружения часто применяются как дополнение к лесомелиоративным мероприятиям: валы и каналы, для отвода концентрированного ливневого стока и накопленной талой воды от лесополосы.

Химические мелиорации в целом имеют комплексное назначение и направлены на повышение качества и урожайности сельскохозяйственных культур и/или почв. Важно отметить, что некоторые химические мелиорации способствуют повышению урожайности культур, но не способствуют улучшению свойств почв, а в некоторых случаях могут даже приводить к ухудшению свойств почв и снижению их противоэрозионной устойчивости.

Иные химические мелиорации, напротив, направлены на улучшение свойств почв. Такие мелиорации применяются направленно на эродированных почвах для их частичного восстановления. Тем не менее они лишь косвенно способствуют защите почв от эрозии.

В данном обзоре рассматриваются химические мелиорации, направленные непосредственно на

снижение эрозии почв. В первую очередь они направлены на поддержание почвенной структуры: способствуют агрегации распыленной почвы или повышению прочности и водоустойчивости существующих почвенных агрегатов [17, 51]. Используются композиции из сорбентов влаги, таких как гидрогели [81] или полиэлектролиты и минеральных наполнителей [96] из терриконовой породы, бентонитовой глины, керамзитового отсева, известняка-ракушечника. Чаше такие композиции разрабатывают для закрепления песков, склонов отработанных карьеров. Но также применяют для распаиваемых земель на склонах, почв легкого гранулометрического состава [97]. В этом случае структурообразователь не только защищает почву от поверхностного смыва, но и препятствуют дефляции [52]. Для улучшения структуры применяют также биологические добавки – торфогели [10].

Региональные особенности применения противоэрозионных мероприятий. В каждом регионе России защита почв от эрозии имеет свои особенности (рис. 3). Противоэрозионные мероприятия должны быть научно-обоснованно адаптированы к местным условиям. К сожалению, в литературе

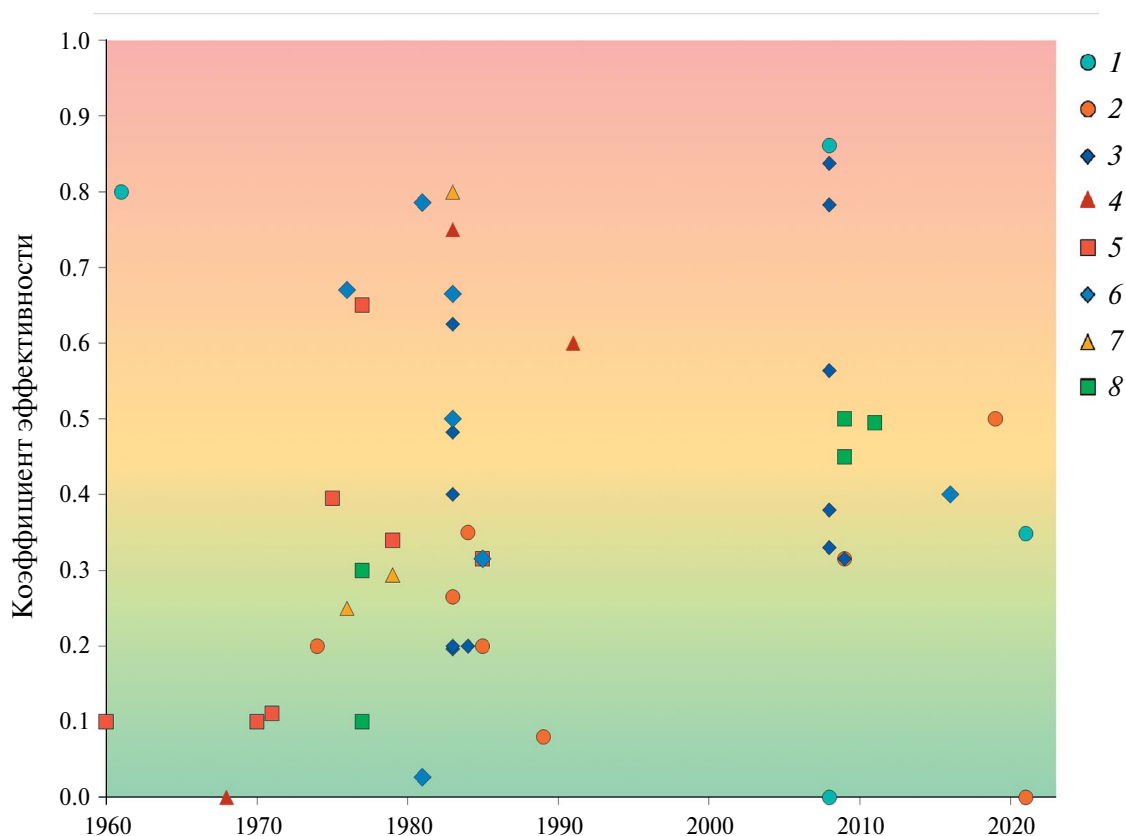


Рис. 3. Коэффициент эффективности агротехнических приемов в литературных источниках разных лет: 1 – отвальная вспашка поперечная/контурная, 2 – безотвальная вспашка, 3 – вспашка с почвоуглублением, 4 – ступенчатая вспашка, 5 – противоэрозионный нанорельеф, 6 – поделка водоотводных борозд, 7 – щелевание, 8 – способы посева культур.

относительно мало информации об ограничениях различных мероприятий.

В Нечерноземной зоне проведение противоэрозионных мероприятий главным образом направлено на борьбу с избытком талых и ливневых вод. Целью мероприятий является отвод лишней влаги в гидрографическую сеть за пределы полей, а также перевод поверхностного стока во внутрипочвенный. Для этого в Нечерноземье при проведении зяблевой обработки почвы применяется преимущественно отвальная вспашка. О необходимости проведения вспашки поперек склона в конце XIX в. писали Зеленский [20], Измаильский [23], Костычев [34], Масальский [49] и др. Как показали многочисленные исследования, проведенные в разных регионах страны [6, 38, 44, 46, 64, 65, 70, 73, 79, 83, 91, 97], вспашка почвы и посев сельскохозяйственных культур поперек склона обеспечивает задержание значительной части талых вод. Отвальная вспашка поперек склона является основным противоэрозионным мероприятием, вместе с которым могут быть применены специальные почвозащитные или водозадерживающие приемы обработки или дополнительные гидро- и лесомелиоративные мероприятия.

В 1940-80-е гг. в Нечерноземье наблюдались морозные зимы с мощным снежным покровом и интенсивным снеготаянием весной. Это приводило к повсеместному распространению талой эрозии. Поэтому основное внимание уделялось разработке методов борьбы с талым смывом. Так, в 60-х гг. прошлого века, для задержания или перераспределения поверхностного стока воды и сокращения смыва почвы при озимой обработке широко применялись дополнительные специальные достаточно сложные и трудоемкие приемы: лункование, валкование, обвалование зяби, прерывистого и наклонного бороздования и др. [8, 45, 71]. В СССР выпускались машины и оборудование для выполнения таких полевых работ. В настоящее время, в связи с потеплением климата и наступлением мягких зимних периодов, сопровождающихся частыми оттепелями с впитыванием влаги зимних осадков, действие талой эрозии значительно уменьшается и не наносит заметного ущерба поверхности пашни [3]. Поэтому сейчас для увеличения задержания и поглощения влаги большинство авторов рекомендует использование приемов глубокой обработки для увеличения мощности, окультуривания и улучшения агрофизических показателей корнеобитаемого слоя эродированных почв. Для этих целей используют вспашку с почвоуглублением [24], ступенчатую [73], ярусную [22] или с глубоким рыхлением подпахотных слоев. На почвах с малой мощностью гумусового горизонта или на смывых вариантах используют безотвальную обработку — вспашку, чизелевание или культивацию, чтобы не выворачивать на поверхность малопродуктивные

горизонты [69, 77]. Глубокая вспашка на >25 см считается энергоемким мероприятием, поэтому ее рекомендуется проводить 1–2 раза за ротацию севооборота и чередовать с обычной вспашкой или безотвальными приемами обработки почвы — пахотой, дискованием, лущением и т.п. [24, 68].

Сильно изрезанные промоинами, оврагами склоны и сильно смытые непригодные для сельскохозяйственного использования участки рекомендуется отводить под облесение [67, 85]. Лесные насаждения позволяют укрепить откосы и остановить рост оврагов. При наличии активных вершинных оврагов лесомелиорацию сочетают с гидротехническими мероприятиями: водозадерживающими валами и водоотводными канавами [8, 66, 78].

Также используются безотвальные обработки с мульчированием или укрытием поверхности почвы соломой, стерней, пленками и другими материалами [19, 67]. В областях с большим весенним стоком почвозащитные мероприятия дополняют созданием на полях буферных полос из многолетних трав и залужением водоотводящих ложбин и сильноэродированных балок [5, 9]. На тяжелых почвах, в посевах озимых и трав, систему зяблевой обработки рекомендовано дополнять проведением щелевания замерзшей поверхности, позволяющим увеличить поглощение талой влаги и уменьшить сток [5].

В Черноземной зоне европейской территории России, особенно в засушливых южных лесостепных и степных районах, главной особенностью земледелия и защиты почв от эрозии является, с одной стороны, дефицит влаги в вегетационный период, с другой стороны, неустойчивое распределение осадков и выпадение эрозионно-опасных ливней. В связи с этим система обработки почвы на склонах направлена на максимальное впитывание выпадающих осадков и предупреждение потерь влаги на сток и непродуктивное испарение. В Черноземной зоне используется наибольшее количество разнообразных противоэрозионных мероприятий. Основное внимание уделяется агротехническим приемам, направленным на задержание и поглощение влаги с использованием, как отвальной, так и безотвальной зяблевой вспашки.

В СССР большая часть почвозащитных технологий возделывания сельскохозяйственных культур основывалась на проведении отвальной вспашки с одновременным формированием на полях лунок [5, 45], гребней [74], борозд [9], валков [30, 65], микролиманов [47] или проведения почвоуглубления [77], полосного глубокого рыхления [33], щелевания [82, 87], кротования [5] и других приемов. Эти мероприятия значительно уменьшали или устраняли поверхностный сток талых и ливневых вод, увеличивали водопроницаемость и ускоряли поглощение воды почвой.

В настоящее время отмечается переход на внедрение более эффективных и менее энергозатратных приемов возделывания почвы с использованием орудий, обеспечивающих безотвальную обработку с сохранением стерни и созданием мульчирующего слоя из растительных остатков на поверхности [25, 68]. В зависимости от свойств почв такая обработка проводится разными орудиями: культиваторами, плоскорезами, чизелями, дисковыми боронами и т.д. Но по мнению некоторых исследователей [32] приемы минимизации с заменой основной осенней обработки на склонах на поверхностную обработку зяби плоскорезами и боронами не позволяют достичь высокого противоэрозионного эффекта. Уменьшение глубины обработки почвы сопровождается уменьшением водопроницаемости подпахотных слоев и увеличением объема стока талых вод. С этими негативными явлениями может справиться ступенчатая вспашка, при которой плуги расположены на разном уровне, глубокие плуги нарушают целостность подпахотного слоя и дно борозды приобретает ступенчатый профиль [35].

Хорошие результаты в Черноземье показывают простые и давно применяемые приемы изменения микрорельефа поверхности пашни: комбинированная и гребнистая вспашки [1]. На полях озимых с выровненной поверхностью или в междурядьях пропашных культур для увеличения запасов влаги и уменьшения стока применяют щелевание почвы [44]. Для склонов, осложненных ложбинами основную обработку, дополняют глубоким полосным рыхлением, уменьшающим сток и увеличивающим поглощение выпадающих осадков в 2–3 раза [16], или проводят гребнекульную вспашку [92].

К важным агротехническим мероприятиям в Черноземной зоне в прошлом веке относили снежные мелиорации: валкование, полосное уплотнение и чернение снега, позволяющие регулировать снеготаяние и увеличить запасы влаги на полях [54, 67]. Однако в настоящее время в связи с изменением климата снежные мелиорации в Черноземной зоне европейской территории России применяются редко.

Противоэрозионные мероприятия обязательно включают облесение оврагов и залужение крупных ложбин и балок. В дополнение к овражно-балочным насаждениям рекомендуется создание сети водорегулирующих и полезащитных лесных полос, которые рассеивают и снижают скорость потоков воды на склонах. Совмещение лесополос с водозадерживающими и водорегулирующими валами и канавами полностью задерживает сток и останавливает эрозию почв на прилегающих полях [55, 60, 80].

Для закрепления оврагов используют постоянные водозадерживающие земляные валы или бетонные сооружения в сочетании с созданием прудов и водоемов [14, 68].

Черноземная зона Сибири характеризуется резко континентальным климатом с часто повторяющимися засухами. При этом механизм эрозии почв существенно меняется в разных районах, что требует использования разных систем почвозащитных мероприятий. На юге Западной Сибири необходима защита почв от талого смыва, в Хакасии существенную опасность представляет ветровая эрозия, в Прибайкалье и Забайкалье деградация почв происходит под совместным воздействием ливневого смыва и дефляции [2]. Также особенностью систем земледелия является почти полное отсутствие посевов озимых, которые вымерзают в суровые зимы. Отсутствие растительного покрова на поверхности пашни в осенне-зимний период и ранней весной приводит к развитию эрозионных процессов.

На юге Сибири меньше используют отвальную обработку, чем в Черноземной зоне европейской территории России, в основном применяют безотвальную обработку почвы с сохранением стерни и растительных остатков на поверхности пашни [24, 25]. В рекомендациях [68] указывается, что плоскорезная обработка должна быть главным приемом основной обработки почв на склоновых землях. Также для сокращения числа рыхлений еще в 1970-е годы было предложено применять гербициды при уходе за чистым паром [53], в настоящее время этот способ также применяется [90]. Главными достоинствами предложенных способов являются минимизация воздействия и создание мульчирующего слоя из растительных остатков [26]. Все основные приемы обработки почвы выполняются без оборота пласта пахотного горизонта, а только рыхлением и частичным перемешиванием в сочетании со щелеванием [57] или послойной обработкой в два срока [32]. Они характеризуются относительно высокой почвозащитной эффективностью. Также рекомендуется применение лункования [57, 58]. Обработки могут проводить в зависимости от свойств почвы самыми разными орудиями: плоскорезами, чизелями, дисковыми боронами, культиваторами и т.д. [24]. В засушливых условиях считается полезной и глубокая зяблевая вспашка, которую проводят раз в 3–5 лет. Она увеличивает запасы влаги в почве и уменьшает смыл [52].

Используются также следующие приемы: мульчирование соломой и другими материалами, сохранение пожнивных остатков и обработка поверхности пашни полимерами, повышающими устойчивость поверхности пашни к размывающему действию водных потоков [17, 52]. В настоящее время продолжают исследования и запатентованы новые методы защиты поверхности пашни с

применением мульчирующего посева и создания кулис из мульчи и растительных остатков [70, 74]. Для задержания снега на полях используют посевы кулис из высокостебельных культур и буферные полосы из многолетних трав.

Для борьбы с водной эрозией на территории Сибири также применяют гидротехнические сооружения типа валов совместно с лесополосами [56]. Однорядные лесные полосы в комплексе с валами, накапливают снег на полях, улучшают водный режим почвы и повышают продуктивность облесенных агроландшафтов до 20%. Многолетние исследования показывают существенное снижение смыва при использовании валов в контурно-полосном размещении их на склонах пашни, обрабатываемой под зябь [11].

Горные территории. В связи с сильной расчлененностью рельефа противоэрозионные мероприятия здесь преимущественно представлены гидро- и лесомелиоративными разделами. Наиболее эффективным способом снижения эрозии и регулирования поверхностного стока на пахотных угодьях считается проведение нарезного или насыпного террасирования склонов. Ступенчатые террасы с обратным уклоном резко снижают, смыв почвы на межтеррасных участках склонов и обеспечивают полное задержание стока и смываемой почвы с поверхности террас. В настоящее время предложены новые методы защиты крутых склонов с помощью водозадерживающих валов и дренажных траншей с полимерными наполнителями [7, 95]. Система защитных лесных насаждений состоит из сплошного облесения сильно эродированных и селеопасных склонов, сохранения и улучшения естественной лесолуговой растительности.

Агротехнические мероприятия на горных склонах направлены на предупреждение поверхностного стока. Рекомендуются использовать глубокие плоскорезные обработки [26], прерывистое бороздование и щелевание междурядий садовых и пропашных культур [45]. На длинных склонах земледелие осуществляется полосами с чередованием посевов зерновых, кормовых культур и трав для снижения расходов воды и, как следствие, эродированности способности потоков.

Анализ данных об эффективности применения противоэрозионных мероприятий. Существующие оценки эффективности противоэрозионных мероприятий имеют широкий разброс (табл. 3S). В настоящее время кажется очевидным, что определение данного показателя должно проводиться в относительно близких геоморфологических условиях при продолжительном (многолетнем) опыте. Однако теоретические разработки планирования опытов начались лишь в 1980-е гг., и единой схемы разработано не было. Противоэрозионная эффективность оценивалась по величине

стока, мутности, запасам влаги, выносу питательных веществ и урожайности [41]. Например, авторы в 1960-е гг., работавшие в разных областях: Воронежской, Ростовской, Полтавской и Московской [9, 33, 54, 72], указывали, что при обваловании зяби происходит полное прекращение смыва. Позднее в литературе встречали данные о снижении смыва, а не полного его прекращения, например, в 2–3.5 раза в Воронежской области [31], а в Башкирии (Зауралье) КЭ составил 0.33–0.30 [45]. Такой разброс объясняют различными условиями опытов: разным положением в рельефе, площадью полей и, как следствие, протяженности линий токов воды [62]. Также на оценки смыва почв влияет продолжительность опытов, так как за время их проведения может не наблюдаться значительного смыва на контроле [41].

Отмечается большой разброс в эффективности различных видов вспашки — КЭ отвальной вспашки на глубину 20 см с почвоуглублением до 35 см поперек склона (3–5°) составляет по сведениям разных авторов от 0.2 до 0.8, в среднем 0.4 и прибавку урожая зерновых около 2 ц/га [25, 63, 77]. Высокие показатели КЭ приводят для ступенчатой вспашки — 0.7–0.8 [22, 64, 78] и кулисной вспашки — 0.7 [16, 92]. Для безотвальной вспашки плоскорезом КЭ очень высокий и находится в диапазоне 0.2–0.3 [24, 31].

При описании водозадерживающих обработок объем дополнительного запаса влаги в почве часто выходит на первое место, и данных об уменьшении смыва при использовании водозадерживающих обработок значительно меньше, чем у противоэрозионных обработок. Для лункования описана разная эффективность, так в Кировской и Горьковской областях КЭ этих мероприятий составил 0.8–0.7 [5, 67], а в Башкирии 0.3–0.33 [45], прибавка урожая ячменя примерно 2 ц/га, яровых зерновых 0.8–1.1 ц/га, запасы влаги увеличивались на 330 м³/га.

Различные виды посевов, сравнивая с рядовым, также имеют очень высокие показатели эффективности. Для Ростовской области бороздковый посев имеет КЭ 0.7–0.8, а узкорядный посев — КЭ 0.9 [16]. Во Владикавказе КЭ кулисного посева составил 0.42–0.57 [86]. КЭ мульчирования почвы составляет 0.33 для Нечерноземной области [65].

Среди агротехнических мероприятий больше всего разрабатывали противоэрозионные приемы обработки почв (вспашки на разную глубину, безотвальные вспашки) (рис. 3). Основная масса разработок приходится на 1960–1985 гг. Далее оценки эффективности мероприятий малочисленны. В последнее время запатентовано несколько разработок поверхностных обработок и способов посева культур. Средний КЭ агротехнических приемов составил для различных видов вспашки 0.5, для

поверхностных обработок — также 0.5, для безотвальной вспашки — 0.2, для различных посевов культур — 0.28, поделки водоотводных борозд — 0.63, противоэрозионного нанорельефа — 0.55. Среди проанализированных агротехнических мероприятий наиболее эффективным следует признать безотвальную вспашку с КЭ от 0.1 до 0.3, что соответствует снижению темпов эрозии почв на 70–90%.

Данные об эффективности гидромелиоративных сооружений для перехвата и отвода стока практически отсутствуют в литературе. Указана эффективность водоотводных борозд [9], и она имеет большой разброс КЭ от 0.19 до 0.83 на несмытых и 0.09–0.05 на средне- и сильносмытых почвах в Тульской и Московской областях, а прибавка урожайности зерновых составляла 8 ц/га.

Химические мелиорации с применением структурообразователей в условиях Узбекистана характеризуются КЭ 0.5–0.4 [17], в поливных бороздах КЭ составил 0.1 [51], а прибавка урожая хлопка оказалась более 5 т/га. В настоящее время существует множество патентов различных структурирующих составов, например, [96] для Ростовской области, приводящий к снижению стока в зависимости от уклона орошаемого массива — на 15% и интенсивности — на 20%. Использование биогеля на основе торфа имеет КЭ, равный 0.14 [10], а КЭ геля на основе экзотического гуара составил 0.4 [87].

Особенности современного применения противоэрозионных мероприятий. Разработка и освоение почвозащитного земледелия является значимым направлением для дальнейшего устойчивого развития России и мира.

Значительным шагом в развитии почвозащитного земледелия стала разработка адаптивно-ландшафтных систем земледелия. Данные системы земледелия разрабатывают применительно к определенным агроэкологическим группам земель, исходя из их природного состояния и биологических, агротехнологических нужд растений [28]. Для эрозионных земель такими операциями являются преимущественно противоэрозионные мероприятия и почвозащитные севообороты [29].

Таким образом, в настоящее время противоэрозионные мероприятия применяют, как правило, не по отдельности, а в комплексе с другими технологическими операциями.

Различающиеся почвенно-климатическими условиями зоны России обуславливают применение различных систем земледелия. Часто научно обоснованные противоэрозионные мероприятия описывают по отдельности, однако в практике они зачастую применяются комплексно. С целью обеспечения эффективного ведения земледелия разрабатывают зональные организационно-технические

системы возделывания культур, включающие комплекс противоэрозионных мероприятий, адаптированных к местным условиям. В основе таких систем земледелия заложен принцип почвозащитной целесообразности и экологической адаптивности приемов и технологий обработки.

В современных системах земледелия важно учитывать тренды пространственно-временных изменений протекания эрозионно-аккумулятивных процессов. В последние несколько десятилетий отмечают существенные изменения механизмов и темпов эрозии почв. В частности, в последние десятилетия сильно сократились темпы прироста оврагов в лесных и лесостепных ландшафтах Восточно-Европейской равнины [18]. В связи с этим внедрение лесополос и иных мероприятий, направленных на борьбу с овражной эрозией, приобретает все более локальный характер.

В связи с изменением климата отмечается очень сильное сокращение талого стока, особенно на территории Европейской России, [3] и, как следствие, сокращение талого смыва. В результате в лесостепной и степной зонах европейской территории России в настоящее время практически не требуется применение противоэрозионных мероприятий, направленных на борьбу с весенним смывом почв.

Сокращение талого смыва, вероятно, является одной из причин изменения пространственной структуры транспорта и накопления наносов. В некоторых исследованиях малых водосборов [15, 36] отмечают аккумуляцию наносов в распахиваемых ложбинах в последние десятилетия. К сожалению, остается широко распространенным мнение о необходимости залужения ложбин, что далеко не всегда оказывается нужным в современных условиях.

В предгорных степных равнинах Сибири отмечается существенные колебания температуры, скорости ветра и увлажнения, что приводит к чередованию сухих (с преобладанием ветровой эрозии) и влажных периодов (с преобладанием ливневой эрозии). При этом в разных районах Сибири в настоящее время наблюдаются различные, а местами даже противоположные тренды [2]. Безусловно требуется адаптация почвозащитных мероприятий под такие климатические флуктуации.

Кроме того, важно отметить очень сильные изменения в площади распахиваемых земель, которые произошли в последние три десятилетия [42, 43]. В частности, во многих областях Нечерноземья площадь распахиваемых земель в 1990-е гг. XX в. сократилась вдвое и более, что сильно снизило объемы эрозионных потерь почв, так как выведенные из оборота земли быстро зарастают естественной растительностью, которая защищает почву от смыва. В настоящее время залежные земли вновь

вовлекают в оборот, что стимулирует развитие новой волны усиления эрозии почв. Кроме того, наиболее плодородные земли практически не забрасывали, что в отсутствие применения почвозащитных мероприятий способствовало их деградации. Более того в лесостепной и степной зонах европейской территории значительно снизилась почвозащитная способность агроценозов на фоне роста эрозионного потенциала ливневых осадков [42].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенный литературный анализ показал наличие описаний большого количества технологических приемов и устройств, направленных на сокращение эрозии почв. Имеющаяся информация о противоэрозионных мероприятиях слабо систематизирована и не имеет общепринятой типизации. Предложенная авторская типизация позволила систематизировать все найденные в литературе противоэрозионные мероприятия.

Информация об эффективности применения противоэрозионных мероприятий в различных агроэкологических условиях в значительной степени противоречива. Во многом противоречия обусловлены тем, что теоретические разработки планирования опытов начались лишь в 1980-е годы, но единой схемы учета эффективности противоэрозионных мероприятий разработано не было. Среди проанализированных агротехнических мероприятий наиболее эффективным следует признать безотвальную вспашку, которая, согласно литературным данным, способствует снижению эрозии почв на 70–90%. Несмотря на существенное варьирование оценок, в среднем агротехнические мероприятия способствуют снижению темпов эрозии почв вдвое.

Проведенный анализ показал значительный спад научного интереса к научно-практическим разработкам по борьбе с эрозией почв в последнее десятилетие. Большая часть приемов и способов по борьбе с эрозией почв была разработана в 1960–1980-х гг. В настоящее время такие разработки относительно малочисленны, представлены в основном патентами и слабо используются в практике. Представляется крайне важным возрождение данного направления эрозиоведения.

В последние десятилетия в России происходят значительные изменения в интенсивности и характере протекания эрозии почв под влиянием климатических изменений и социально-экономических преобразований в аграрно-промышленном комплексе. Значительно колеблется площадь распаханых и залежных земель, отмечается сокращение талого смыва и темпов прироста оврагов, в ряде регионов увеличивается эрозионный потенциал ливневых осадков на фоне снижения почвозащитной способности сельскохозяйственных культур,

наблюдаются сильные флуктуации в интенсивности ветровой эрозии почв и т.д. На фоне имеющейся в литературе информации о трендах варьирования факторов и процессов эрозии почв отмечается практически полное отсутствие каких-либо рекомендаций, направленных на адаптацию существующих противоэрозионных мероприятий к глобальным и региональным изменениям.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена лабораторией эрозии почв Почвенного института им. В.В. Докучаева в рамках государственного задания Министерства науки и образования РФ № FGUR-2022-0015

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24090063>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аксенов П.И. Выбор противоэрозионных приемов по задержанию стока на полях // Проектирование противоэрозионных мероприятий. Сб. науч. тр. М.: ГИЗР, 1973. С. 108–116.
2. Баженова О.И. Современная денудация предгорных степных равнин Сибири. Новосибирск: Гео, 2018. 259 с.
3. Барабанов А.Т., Долгов С.В., Коронкевич Н.И., Панов В.И., Петелько А.И. Поверхностный сток и инфильтрация в почву талых вод на пашне в лесостепной и степной зонах Восточно-Европейской равнины // Почвоведение. 2018. № 1. С. 74–81 <https://doi.org/10.7868/S0032180X18010069>
4. Барабанов А.Т., Кулик А.В., Гордиенко О.А. Научное обоснование выбора критериев и параметров для проектирования и оценки эффективности мероприятий и приемов управления эрозионно-гидрологическим процессом. Волгоград: ФНЦ агроэкологии РАН6 2020. 100 с.
5. Беляев В.А. Борьба с водной эрозией почв в Нечерноземной зоне. М: Россельхозиздат, 1976. 160 с.
6. Богомолов Д.В. Влияние продольной и поперечной вспашки на склонах на развитие поверхностного

- стока и эрозионных явлений // Почвоведение. 1943. № 6. С. 14–19.
7. *Борисенко И.Б., Овчинников А.С., Плескачев Ю.Н., Чамурлиев О.Г.* Патент № 2644569 С1 // Бюл. изобр. 2018 № 5. С. 1–4.
 8. *Брауде И.Д.* Система агротехнических противоэрозионных мероприятий в Нечерноземной зоне Европейской части СССР // Агротехнические методы борьбы с водной эрозией почв. Курск, 1972. 72 с.
 9. *Брауде И.Д.* Эрозия почв, засуха и борьба с ними в ЦЧО. М.: Наука, 1965, 140 с.
 10. *Володина О.В., Смородько А.В., Проценко Е.П. и др.* Пат. РФ № 2562382 С1 // Бюл. изобр. 2015 № 25. С. 1–6.
 11. *Вольнов В.В., Бойко А.В., Чичкарев А.С.* Опыт использования противоэрозионных гидротехнических сооружений в борьбе со стоком талых вод и смывом пахотных почв на склоновых землях Алтайского края // Вестник Алтайского гос. аграрного ун-та. 2017. № 6. С. 42–48.
 12. *Гаевая, Э.А., Тарадин С.А., Нежинская Е.Н.* Приемы возделывания ярового ячменя, увеличивающие его урожайность на эрозионно-опасных склонах // Аграрные конференции. 2018. № 3. С. 1–10.
 13. *Глушко А.Я.* Влияние водной и ветровой эрозии на земельный фонд юга европейской части России // Известия Дагестанского гос. пед. Ун-та. Естественные и точные науки. 2010. № 1. С. 75–85.
 14. *Голосов В.Н., Литвин Л.Ф.* Результаты обследования водозадерживающих валов // Земледелие. 1989. № 3. С. 29–30
 15. *Голосов В.Н., Жидкин А.П., Петелько А.И., Осипова М.С., Иванова Н.Н., Иванов М.М.* Полевая верификация эрозионных моделей на основе исследований малого водосбора в бассейне р. Воробжи (Курская область) // Почвоведение. 2022. № 10. С. 1321–1338. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22100045>
 16. *Грызлов Е.В., Зайцев В.Н., Демченко И. П., Слесарев Н.И., Полуэктов Е.В., Кострова С.С., Рожков Н.М., Бурдин А.С.* Результаты исследований по защите почв от водной эрозии в Ростовской области // Водная эрозия почв и борьба с ней. М.: Колос, 1977. 124 с.
 17. *Гуссак В.Б.* Опыт применения гуминовых и полимерных препаратов на сероземах в целях улучшения их структуры и борьбы с эрозией // Почвоведение. 1961. № 8. С. 42–53.
 18. *Ермолаев О.П., Медведева Р.А., Иванов М.А.* Современная овражная эрозия в лесных и лесостепных ландшафтах востока Русской равнины // Геоморфология. 2021. Т. 52. № 4. С. 28. <https://doi.org/10.31857/S0435428121040064>
 19. *Жук А.Ф.* Способ противоэрозионной обработки почвы // Сельскохозяйственные машины и технологии. 2016. № 6. С. 10–15.
 20. *Зеленский И.К.* Вернейшие средства получать огромный доход с населенных имений, равно удобные и при больших и маленьких имениях. М., 1853.
 21. *Иванов А.Л., Савин И.Ю., Столбовой В.С., Аветян С.А., Шишконокова Е.А., Каштанов А.Н.* Карта агрогенной эродированности почв России // Доклады РАН. Науки о Земле. 2020. Т. 493. № 2. С. 99–102. <https://doi.org/10.31857/S2686739720080095>
 22. *Ильина Л.В., Е.И. Иваницкая* Какой должна быть обработка почвы в Рязанской области // Земледелие. 1991. № 4. С. 52–55.
 23. *Измаильский А.А.* Как высохла наша степь // Полтава. Л.: Сельхозгиз. 1893. 76 с.
 24. *Каштанов А.Н.* Земледелие. Избр. тр. М.: Россельхозакадемия, 2008. 685 с.
 25. *Каштанов А.Н.* Эрозия почв и меры борьбы с ней на Алтае // Водная и ветровая эрозия почв и меры борьбы с нею в Сибири. Новосибирск: Наука, 1974. 164 с.
 26. *Кененбаев С.Б., Иорганский А.И., Барангазиев Б.К.* Повышение эффективности растениеводства в эрозионных агроландшафтах юга-востока Казахстана // Эрозия почв: проблемы и пути повышения эффективности растениеводства. Ульяновск, 2009. 182 с.
 27. *Кирюшин В.И.* Экологизация земледелия и технологическая политика / М.: Изд-во МСХА, 2000. 413 с.
 28. *Кирюшин В.И.* Проблема экологизации земледелия в России (белгородская модель) // Достижения науки и техники АПК. 2012. № 12 С. 3–9.
 29. *Кирюшин В.И.* Теория адаптивно-ландшафтного земледелия и проектирование агроландшафтов. М.: Колосб 2013. 739 с.
 30. *Кирюшин В.Д.* Противоэрозионная организация территории. М.: Колос. 1973. 160 с.
 31. *Комаров М.И.* Агрономическая оценка приемов комбинированной обработки почвы на склонах в целях защиты их от водной эрозии в Центрально-Черноземной зоне // Эрозия почв и почвозащитное земледелие, 1975. С. 175–177.
 32. *Комаров М.И., Рогов А.Н.* Послойная плоскорезная обработка склонов // Земледелие. 1989. № 3. С. 56–57.
 33. *Комлев А.А.* Экономика противоэрозионной мелиорации. М.: Колос, 1970. 152 с.
 34. *Костычев П.А.* К вопросу об обработке черноземных почв // Сельское хозяйство и лесоводство. 1886. № 3. С. 216–231.
 35. *Котлярова О.Г.* Почвозащитная система в интенсивном земледелии Центрально-Черноземной

- зоны. // Всеросс. Отд.-ние ВАСХНИЛ НИИ с/х Центр.-Чернозем. Полосы им. В.В. Докучаева. Воронеж: Центр.-Чернозем. кн. изд-во, 1990. 226 с.
36. Кошовский Т.С., Жидкин А.П., Геннадиев А.Н., Иванова Н.Н. Диагностика, генезис и локализация педоседиментов в пределах малого водосбора (Среднерусская возвышенность) // Почвоведение. 2019. № 5. С. 529–543.
 37. Кузнецов М.С., Глазунов Г.П. Эрозия и охрана почв. М.: Юрайт, 2019. 380 с.
 38. Кузник И.А. Влияние зяблевой вспашки на сток // Соц. зернов. хоз-во 1938. № 6. С. 79–95.
 39. Кулагин А.М., Шуравилин А.В. Почвозащитные способы основной обработки почв на склонах среднегорья Алтая // Мелиорация и водное хозяйство. 2009. № 2. С. 39–41
 40. Кулик К.Н., Барабанов А.Т., Манаенков А.С. Стратегия развития защитного лесоразведения в Российской Федерации на период до 2020 года. Волгоград, 2008. 34 с.
 41. Лисецкий Ф.Н., Светличный А.А., Черный С.Г. Современные проблемы эрозии почв / Под ред. Светличного А.А. Белгород: Константа, 2012. 456 с.
 42. Литвин Л.Ф., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Добровольская Н.Г. География динамики земельной эрозии почв на Европейской территории России // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1390–1400. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17110089>
 43. Литвин Л.Ф., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Добровольская Н.Г., Горобец А.В. География динамики земельной эрозии почв Сибири и Дальнего Востока // Почвоведение. 2021. № 1. С. 136–148
 44. Лысак Г.И. Противоэрозионная агротехника в Чермасано-Демской степи Башкирии // Эрозия почв и борьба с ней М.: Сельхозгиз, 1957. С. 17–21.
 45. Лысак Г.И. Почвозащитные системы земледелия в Башкирии // Земледелие. 1985. № 2. С. 37–38 <https://doi.org/10.31857/S0032180X2101007X>
 46. Львович М.И. Влияние обработки почвы на сток // Изв. АН СССР. Сер. географическая 1954. № 5. С. 40–48.
 47. Мажаров П.П. Микролиманы // Эрозия почв, засуха и борьба с ними в ЦЧО. М.: Наука. 1965. 140 с.
 48. Манжина С.А., Сурувикина А.П. Российская и зарубежная практика предотвращения диффузионного смыва почв с сельскохозяйственных полей // Экология и водное хозяйство. 2020. № 1. С. 27–42.
 49. Масальский В.И. Овраги черноземной полосы России, их распространение, развитие и деятельность. СПб.: Тип. В. Киршбаума, 1897. С. 45–56.
 50. Методические рекомендации по организации подразделений и предприятий для комплексной защиты почв от эрозии в ЦЧЗ. Курск, 1986. 36 с.
 51. Методические указания по оценке противоэрозионной и противодефляционной эффективности почвоулучшителей. ВАСХНИЛ, 1986. 48 с.
 52. Мирзаян К.М., Погосян К.П., Беседина С.Г. Система противоэрозионных мероприятий на расчлененном рельефе Средней Азии // Почвозащитное земледелие на склонах. 1983. С. 223–232.
 53. Милащенко Н.З. Сокращение числа рыхлений почвы с применением гербицидов // Водная и ветровая эрозия почв и меры борьбы с ней в Сибири. Новосибирск: Наука, 1974. С. 120–126.
 54. Миронченко Ф.А., Грызлов Е.В. Водная эрозия и агротехнические приемы борьбы с ней // Препградим путь эрозии. Ростов-на-Дону: Ростовское книжное изд-во, 1970. 248 с.
 55. Мищенко А.Е., Кисс Н.Н., Гаевая Э.А. Почвозащитные мероприятия при возделывании полевых культур в системе контурно-полосной организации эрозионно-опасного склона // Достижения науки и техники АПК. 2016. Т. 30. № 2. С. 49–53.
 56. Мишенев В.Д. Полезащитные лесные полосы в комплексе противоэрозионных мероприятий // Водная и ветровая эрозия почв и меры борьбы с ней в Сибири, Новосибирск: Наука, 1974. С. 155–159.
 57. Мусохранов В.Е. Повышение продуктивности склоновых земель/ Барнаул: Алт. кн. изд-во. 1979. 92 с.
 58. Орлов А.Д., Танасиенко А.А. Эродированные черноземы Кузнецкой котловины и пути их рационального использования // Водная эрозия почв в Сибири. Новосибирск: Наука, 1975. С. 4–15.
 59. Павловский Е.С. О кустарниках водорегулирующих лесных полос // Проектирование противоэрозионных мероприятий. Сб. науч. трудов. М.: ГИЗР, 1973. С. 91–94.
 60. Павловский Е.С., Зыков И.Г. Особенности защитного лесоразведения на склоновых землях // Почвозащитное земледелие на склонах. М.: Колос, 1983. 528 с.
 61. Петелько А.И., Новиков Н.Е. Противоэрозионные гидротехнические сооружения и устройства // Вестник АПК Ставрополя. № 2. 2016. С. 242–245.
 62. Полуэктов Е.В., Рощина Ж.В. Мониторинг биоинженерного сооружения по регулированию стока талых вод // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2020. № 2. С. 56–70.
 63. Почвозащитное земледелие на склоновых землях Нечерноземной зоны РСФСР (рекомендации). М.: Россельхозиздат, 1984. 40 с.
 64. Преснякова Г.А. Влияние “сезонной” эрозии на урожай сельскохозяйственных культур // Почвоведение. 1946. № 7. С. 26–31.

65. Преснякова Г.А. Обвалование и бороздование зяби как мера борьбы с эрозией почв и засухой // Почвоведение. 1955. № 2. С. 48–60.
66. Рекомендации по защите почв от эрозии в Курской области. Курск, 1971. 56 с.
67. Рекомендации по агротехническим приемам защиты почв от водной эрозии в Нечерноземной зоне. М.: Колос, 1977. 32 с.
68. Рекомендации по склоновому земледелию в Сибири. Новосибирск, 1982. 88 с.
69. Сергеева М. Лесные полосы: современное состояние и правовые основы функционирования и управления на примере Республики Адыгея // Устойчивое лесопользование. 2018. № 4. С. 21–27.
70. Сильвестров С.И. Борьба с эрозией в системе правильной организации территории и хозяйства колхозов // Борьба с эрозией почв в СССР. М.—Л., 1938. С. 80–82.
71. Слесарев В.Н., Синещев В.Е., Власенко А.Н. и др. Пат. РФ № 2566637 С1 // Бюл. изобр. 2015. № 30. С. 1–6.
72. Соболев С.С. Развитие эрозионных процессов на территории Европейской части СССР и борьба с ними. М., 1960. Т. 2. 248 с.
73. Соболев С.С. Защита почв от эрозии. М.: Сельхозиздат, 1961. 232 с.
74. Соколов Н.М., Стрельцов С.Б., Худяков В.В. и др. Пат. РФ № 2719720 С1 // Бюл. изобр. 2020. № 21. С. 1–12.
75. Сурмач Г.П. Борьба с эрозией почвы на основе учета поверхностного стока // Вестн. с.-х. науки. 1964. № 8. С. 81–90.
76. Сучков Д. К. Противоэрозионные насаждения и мероприятия на смытых и размытых почвах // Научно-агрономический журнал. 2020. № 2(109). С. 56–61.
<https://doi.org/10.34736/FNC.2020.109.2.009.56-61>.
77. Трегубов П.С., Зверхановский Н.В. Борьба с эрозией почв в Нечерноземье. Л.: Колос. Ленингр. отделение, 1981. 160 с.
78. Трегубов П.С. Почвозащитные мероприятия на склоновых землях Нечерноземной зоны РСФСР // Почвозащитное земледелие на склонах. М.: Колос, 1983. 528 с.
79. Трушин В.Ф. Агротехнические приемы борьбы с эрозией почв в южной части Тульской области на примере совхоза Плавский. Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук, М., 1954. 14 с.
80. Турусов В.И., Дейнекин С.А., Годунов С.И. Пат. РФ № 2657742 С1 // Бюл. изобр. 2018. № 17. С. 1–5.
81. Уитзулл П., Гриффин У., Николс П. Пат. РФ № 2698179 С2 // Бюл. изобр. 2019. № 24. С. 1–10.
82. Урсу А.Ф., Синкевич З.А. Охрана почв в условиях интенсификации сельскохозяйственного производства. Кишинев: Картя Молдовеняска, 1988. 166 с.
83. Фалесов В.М. Определение коэффициента стока путем искусственного дождевания // Метеорология и гидрология. 1939. № 3. С. 98–100.
84. Федеральный закон от 16.07.1998 № 101-ФЗ (ред. от 19.07.2011) “О государственном регулировании обеспечения плодородия земель сельскохозяйственного назначения”.
85. Харитонов Г.А. Водорегулирующая и противоэрозионная роль леса в условиях лесостепи. М.: Гослесбумиздат, 1963. 256 с.
86. Хацаева Ф.М., Бекузарова С.А., Макоев Х.Х. и др. Пат. РФ № 2424645 С2 // Бюл. изобр. 2011. № 21. С. 1–5.
87. Цзи П., Кристобаль Г. Пат. РФ № 2626928 // Бюл. изобр. 2017. № 22. С. 1–9.
88. Цыбулько Н.Н. Агроэкологическая эффективность технологий обработки эродированных почв // Экологический вестник. 2007. № 3. С. 111–122.
89. Цыганов М.С. Пути повышения плодородия почвы // Эрозия почв, засуха и борьба с ними в ЦЧО. М.: Наука, 1965. 140 с.
90. Чебоचाков Е.Я., Едимечев Ю.Ф., Шапошников Г.М., Муртаев В.Н. Противоэрозионная эффективность приемов биологизации земледелия в степном и лесостепном агроландшафтных районах Средней Сибири // Кормопроизводство. 2019. № 1. С. 27–30.
91. Черемесинов Г.А. Водный режим почв в связи с рельефом и протекающими эрозионными процессами. Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. М., 1949. 8 с.
92. Шаббаев А.И. Почвозащитные мероприятия на склоновых землях Поволжья // Почвозащитное земледелие на склонах. М.: Колос, 1983. 528 с.
93. Швейбс Г.И. Теоретические основы эрозиоведения. Киев—Одесса:Вища школа. Головное изд-во, 1981. 224 с.
94. Шуравилин А.В., Кулагин М.А. Ресурсосберегающая технология защиты почв от эрозии на склонах среднегорья Алтая // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер. Агрономия и животноводство. 2009. № 4. С. 39–42.
95. Щедрин В.Н., Васильев С.М., Козликина А.С. Пат. РФ № 2467543 С1 // Бюл. изобр. 2012. № 33. С. 1–6.
96. Щедрин В.Н., Васильев С.М., Нозадзе Л.Р. Пат. РФ № 2537178 С2 // Бюл. изобр. 2014. № 36. С. 1–7.
97. Щеклеин С.Л. Стационарные наблюдения над стоком поверхностных талых и дождевых вод под г. Кировом // Борьба с эрозией почв в СССР. М.—Л.: АН СССР. 1938. С. 251–283.
98. <https://www.elibrary.ru/>

Erosion Control Measures on Agricultural Land in Russia (Review)

A. P. Zhidkin¹, A. V. Khirk^{1,*}, V. N. Shepotiev¹, D. V. Fomicheva¹, and D. V. Zhuikov²

¹*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

²*Center of agrochemical service "Belgorod", Belgorod, 308027 Russia*

**e-mail: khirkav@my.msu.ru*

One of the important areas of erosion science is the development of anti-erosion measures. The literature analysis showed that most of the techniques and methods for combating soil erosion were developed in the 1960–1980s of the 20th century, and in recent decades there has been a significant decline in interest in scientific and practical developments to combat soil erosion. The information available in the literature on anti-erosion measures is poorly systematized and does not have a generally accepted classification. The proposed author's typification made it possible to systematize all anti-erosion measures found in the literature and create a register presented in the work in the form of a table of measures. Information on the effectiveness of anti-erosion measures is scarce and largely contradictory. The effectiveness of agrotechnical measures has been best studied. The most effective among agrotechnical measures should be recognized as non-moldboard plowing, which, according to literature data, helps reduce soil erosion by 70–90%, while other agrotechnical measures, on average, reduce the rate of soil erosion by half. In recent decades, Russia has seen significant changes in the rate and nature of soil erosion under the influence of climate change and socio-economic transformations in the agricultural and industrial complex. However, literature analysis has revealed a shortage of works aimed at adapting existing anti-erosion measures, or developing new measures aimed at global and regional changes in soil erosion.

Keywords: register, plowing, cultivation, crop rotation, forest belt, planting herbs, snow retention

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 551.4, 631.2, 910.3

**ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ТЕМПОВ СМЫВА ПАХОТНЫХ
ПОЧВ ПУТЕМ ПОВТОРНОГО ОБСЛЕДОВАНИЯ**

© 2024 г. М. М. Иванов^{a, b, *}, Н. Н. Иванова^b, В. Н. Голосов^{a, b},
А. А. Усачева^{a, c}, Г. А. Смолина^d, Д. В. Фомичева^e

^aИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, стр. 4, Москва, 119017 Россия

^bГеографический факультет, МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^cИГЕМ РАН, Старомонетный пер., 35, Москва, 119017 Россия

^dМСХА им. К. А. Тимирязева, ул. Тимирязевская, 49, Москва, 127434 Россия

^eПочвенный институт им. В.В. Докучаева РАН, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

*e-mail: ivanovm@bk.ru

Поступила в редакцию 30.01.2024 г.

После доработки 06.04.2024 г.

Принята к публикации 10.04.2024 г.

Трансформация радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель изотопом ^{137}Cs служит одним из свидетельств проявления эрозии почвы. Количественная оценка изменения запасов радионуклида и соответствующих им темпов потери почвы может быть осуществлена методом повторного отбора интегральных образцов почвы на ключевых участках через продолжительные интервалы времени. Такие исследования сравнительно немногочисленны и в зоне интенсивного чернобыльского загрязнения в Центральной России ранее не проводились. Метод повторного пробоотбора был использован в 2023 г. в пределах распахиваемых склонов малого водосбора в южной части Тульской области через 26 лет после проведения аналогичной процедуры в 1997 г. Произошедшие за этот период изменения запасов ^{137}Cs оказались статистически значимыми, в среднем сокращение составило более 10%. Согласно пропорциональной конверсионной модели эрозии, использующей относительные изменения запасов ^{137}Cs , среднесуточный темп смыва был оценен в 11.7 т/га в год. Такие величины потерь почвы в целом сопоставимы с опубликованными ранее результатами независимого математического моделирования для этой территории. Таким образом, использование метода повторного пробоотбора, в том числе на новых объектах, является перспективным для оценки темпов потерь почвы и дает возможность верифицировать существующие модели эрозии, а также отслеживать долгосрочные тенденции пространственной трансформации радиоактивного загрязнения.

Ключевые слова: водная эрозия, радиоцезиевый метод, радионуклиды, Chernic Phaeozems

DOI: 10.31857/S0032180X24090078, **EDN:** WLVOZW

ВВЕДЕНИЕ

Массовая распашка земель в бассейнах равнинных рек умеренного пояса способствует активизации водной эрозии на обрабатываемых склонах и ускоренной деградации почв [5, 10, 33, 50]. Кроме того, водная эрозия на пашне является основным механизмом латеральной миграции загрязнителей [22, 29, 55], включая техногенные радионуклиды, попавшие в окружающую среду вследствие испытаний ядерного оружия или аварий на объектах атомной промышленности [17, 27].

При этом отсутствие мониторинговых наблюдений за смывом почвы на пахотных водосборах [40] или короткие временные промежутки между отбором проб почвы [21] затрудняют получение полевых данных о фактических темпах смыва в пределах освоенных междуречных склонов. Ряд других методов оценки среднегодовых потерь почвы с пахотных склонов за длительные (более 10 лет) периоды, а именно использование искусственных ловушек наносов, таких как водозадерживающие валы, располагающиеся вдоль нижних краев пашен выше

вершин оврагов [10, 35], или небольшие пруды, сооруженные в днищах малых эрозионных форм, собирающих сток воды и наносов с пахотных склонов [51], позволяют оценивать объемы суммарных потерь почвы с фиксированной площади. Однако на основе определения объемов наносов, переотложившихся в таких ловушках, не могут быть выявлены различия в темпах смыва внутри различных частей пахотных склонов.

В качестве альтернативы для оценки темпов смыва и перераспределения наносов по площади пашни широко используются косвенные методы, среди которых важное место занимают исследования распределения и миграции техногенного радионуклида ^{137}Cs . В силу своих химических особенностей миграция ^{137}Cs происходит в связанном с минеральными частицами состоянии [14, 31]. Изменения суммарного содержания (запасов) ^{137}Cs в пределах пахотных склонов могут быть пересчитаны с помощью конверсионных математических моделей в темпы перераспределения почвенного материала в результате эрозионной деятельности и механического воздействия на почву в процессе сельскохозяйственной обработки [53].

При однократном пробоотборе относительное изменение запасов за период с момента выпадения радионуклидов из атмосферы до момента отбора проб не может быть измерено напрямую. Производится сопоставление содержания радионуклида в каждой точке отбора с его содержанием в пробе, отобранной на близлежащей ненарушенной геоморфологической позиции, где изменения содержания радионуклидов в почве происходили только за счет процесса радиоактивного распада [41]. Базовой проблемой данного подхода является пространственная вариабельность начального выпадения радионуклидов на поверхность почвы [48], в результате чего полученные значения могут вызывать обоснованные сомнения [44]. Более надежным является подход, когда изменения запасов радионуклидов-трассеров определяются на основе повторного отбора проб в фиксированных точках, расположенных в различных частях обрабатываемых склонов через отрезки времени, достаточные для проявления эрозионной деятельности [23, 30, 36, 38]. К настоящему времени данный подход использовался на малых пахотных водосборах по всему миру, где загрязнение почвы было связано с глобальными выпадениями ^{137}Cs , происходившими в период проведения ядерных взрывов в открытой атмосфере [24, 34, 37, 39, 49], и регионах, где соотношение чернобыльских и глобальных выпадений ^{137}Cs было близко к 1 [19, 46, 47].

В пределах центра европейской части России, где доля пахотных земель высока, имеются значительные площади, в пределах которых глобальные выпадения ^{137}Cs пренебрежимо малы в сравнении со вкладом от Чернобыльской аварии [9, 25].

При этом до настоящего времени методика повторного отбора проб ^{137}Cs для определения темпов перераспределения наносов на пашне на территориях России, подвергшихся значительному чернобыльскому загрязнению, не использовалась.

Цель работы — оценка возможности применения результатов повторного пробоотбора (re-sampling) ^{137}Cs для количественных оценок темпов перераспределения наносов на пашне за длительный период (более 25 лет) в регионах с уровнями радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС, существенно (в 2 раза и более) превышающих глобальные выпадения данного радионуклида. Релевантность полученных результатов устанавливалась на основе определения статистической значимости полученных изменений запасов радионуклидов и их сопоставления с результатами расчетов темпов смыва почвы по математическим эрозионным моделям.

ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ

В качестве объекта исследований выбран распаханый водосбор площадью 0.25 км², который располагается в южной части Тульской области (рис. 1а) в бассейне р. Локны — левого притока р. Плавы. Основную часть водосбора (0.23 км²), в пределах которой проводился отбор проб, занимают пологие распахиваемые междуречные склоны крутизной от 1° до 7°. Остальная часть водосбора представлена крутыми (до 25°) задернованными бортами и пологонаклонным днищем сухой долины (рис. 1б).

Коренные породы — известняки каменноугольного возраста перекрываются толщей лёссовидных суглинков, являющихся почвообразующей породой [13]. Почвенный покров бассейна в пределах междуречных пространств представлен черноземами выщелоченными (Luvic Chernic Phaeozems) и оподзоленными (Luvic Greyzemic Chernic Phaeozems) [58]).

В целом для правобережной части бассейна р. Локна, где расположен исследуемый водосбор, характерен пологоволнистый возвышенный равнинный рельеф с сильным эрозионным расчленением — до нескольких десятков метров. Склоны междуречий распахиваются практически до бровок долин эрозионной сети более двух столетий [8]. Большая часть поверхности пашни характеризуется крутизной более 2°, что является достаточным для развития смыва [4, 15].

По данным метеостанции г. Плавска среднегодовое количество осадков составляет около 650 мм. С начала 1990-х гг. для европейской территории России отмечается отчетливая тенденция повышения средних температур в зимнее время и снижения талого стока вплоть до полного исчезновения в

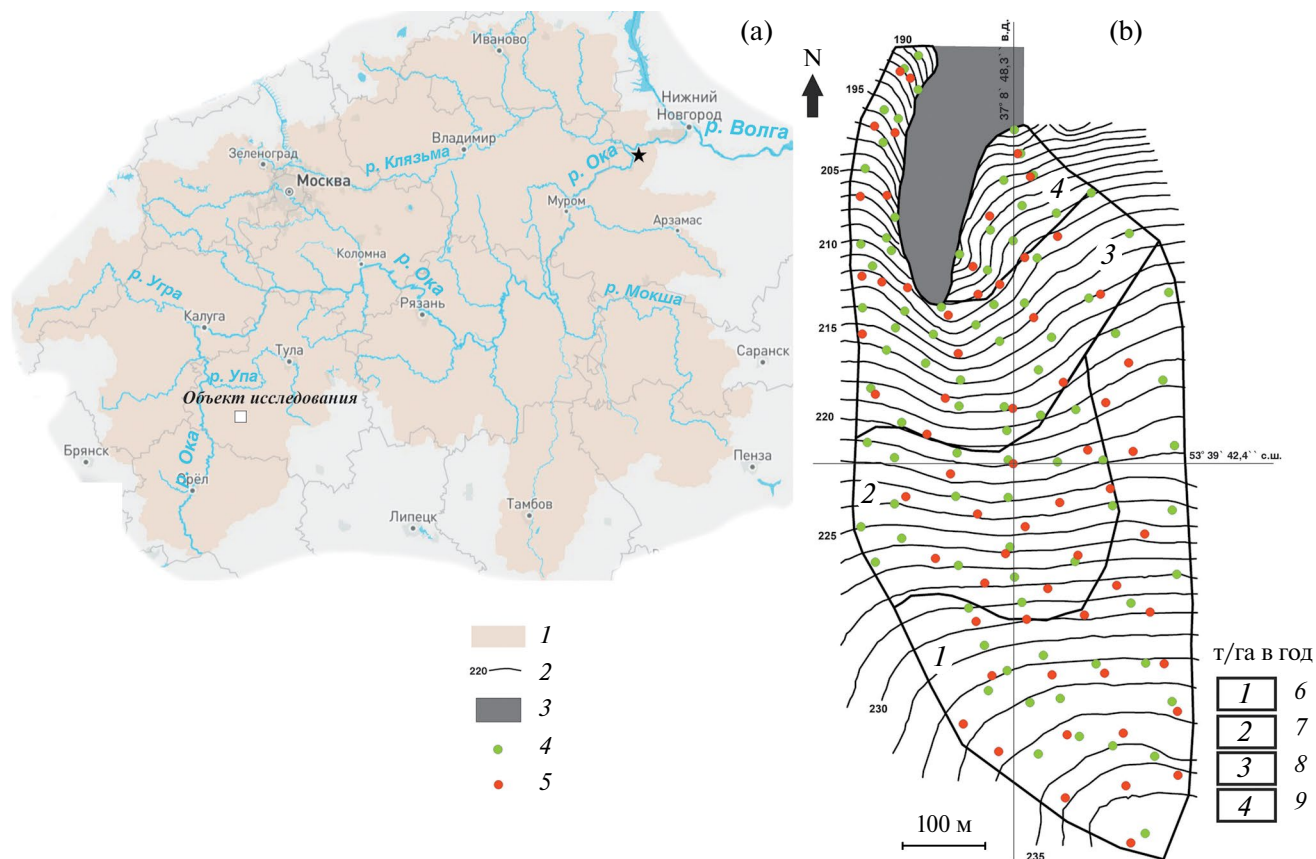


Рис. 1. Расположение объекта исследования (а): 1 – территория бассейна р. Оки [57]; схема отбора проб (б). 2 – абсолютная высота, м; 3 – задернованные борта и днище балки; 4 – точки отбора проб в 1997 г. [24]; 5 – точки отбора проб в 2023 г.; зоны с различной интенсивностью смыва, рассчитанного с помощью USLE [7]: 6 – 0–5; 7 – 5–10; 8 – 10–15; 9 – 15–20 т/га в год.

отдельные годы [2] вследствие уменьшения глубины промерзания почвы и сокращения поверхностного стока воды в период снеготаяния из-за высокой инфильтрационной способности почвы.

Исследуемый водосбор является частью балочной системы Лапки, расположенной в осевой части наиболее загрязненного чернобыльскими выпадениями Плавского радиоактивного пятна [1]. Высокий уровень содержания ^{137}Cs в почве определяет значительный интерес этой территории для исследования процессов послечернобыльской трансформации загрязнения речных бассейнов.

Водосбор Лапки ранее был детально изучен на предмет оценки темпов эрозионно-аккумулятивных процессов с применением ^{137}Cs чернобыльского происхождения в качестве радиоактивного трассера [25, 43, 54]. Высокая пространственная вариабельность чернобыльских выпадений предполагает выявление запасов ^{137}Cs на разных геоморфологических позициях с массовым отбором проб [18, 32].

Первичный отбор интегральных проб почвы в 1997 г. производился по равномерной нерегулярной

сетке с использованием цилиндрического стального пробоотборника с внутренним диаметром 6,8–8 см [25]. В 2023 г. был проведен повторный пробоотбор также по равномерной сети точек с использованием интегрального пробоотборника Eijkelkamp с внутренним диаметром 7 см. Пространственное совпадение положения точек отбора не выдерживалось, поскольку предполагалось сопоставление осредненных значений запасов в пределах произвольно заданных полигонов. Глубина пробоотбора составляла минимум 40 см (в отдельных случаях до 70 см), что признавалось достаточным для оценки суммарных запасов ^{137}Cs в пахотном горизонте даже для намытых почв на участках предполагаемой аккумуляции, расположенных внутри пашни. Объем полученных выборок составил 87 проб для 1997 г. и 62 пробы для 2023 г. Положение точек отбора фиксировалось с помощью геодезических GPS-приемников.

После отбора пробы были доставлены в лабораторию, где след за взвешиванием, просушиванием и повторным взвешиванием для определения влажности почвы и расчета ее плотности

были гомогенизированы и помещены в емкости заданной цилиндрической формы для проведения гамма-спектрометрических измерений. В 2023 г. измерения содержания ¹³⁷Cs были выполнены с использованием гамма-спектрометра с детектором из особо чистого германия (ОЧГ) производства компании ORTEC (США) с погрешностью, не превышающей 5%, что является близким показателям измерений, проводимых в конце 1990-х г. [25]. В целях корректного сопоставления выборок все показатели активности были пересчитаны на момент выпадения в апреле–мае 1986 г. При периоде полураспада ¹³⁷Cs в 30.2 лет к 1997 г. запасы радионуклидов сократились в 1.3 раза, а к 2023 г. в 2.3 раза исключительно за счет радиоактивного распада. Для двух выборок были построены гистограммы распределения, квантиль–квантиль (КК) графики, проведены статистические U-тест Манна–Уитни, T-тест Уэлча и тест Шапиро–Уилка, рассчитаны средние значения и коэффициенты вариации (CV).

Территория водосбора была разделена на зоны с различной интенсивностью расчетных величин темпов смыва почвы (рис. 1б), границы которых были выделены по результатам проведенной ранее оценки темпов смыва с использованием модели USLE [7]. Зоны 1 и 2 занимают верхние части междуречных склонов с небольшими уклонами и отсутствием расчленения. Рельеф зоны 3 характеризуется более сложным строением, крутизна склонов значительно варьирует, появляются слабо выраженные склоновые ложбины. В зоне 4

расположены устьевые части склоновых ложбин, хорошо выраженные в рельефе и концентрирующие сток воды и наносов. Единственным фактором, определяющим неравномерность проявления эрозионных процессов, выступал эрозионный потенциал рельефа – все остальные факторы, фигурирующие в уравнении, принимались в качестве констант. Последующая статистическая обработка полученных данных и их интерпретация производилась как для всей обрабатываемой части водосбора, так и по выделенным зонам (рис. 1б).

В настоящей работе оценка темпов потерь почвы и аккумуляции по относительным изменениям запасов ¹³⁷Cs выполнялась при помощи пропорциональной конверсионной модели эрозии [53]:

$$Y = 10 \frac{BdX}{100T},$$

где Y – средние темпы смыва, т/га в год; B – плотность почвы, кг/м³; d – глубина вспашки, м; X – относительное изменение запасов ¹³⁷Cs, %; T – время с момента выпадения радионуклидов, лет. При расчетах принимались следующие значения: $B = 1200$ кг/м³; $d = 0.2$ м; $T = 26$ лет (1997–2023 гг.)

Относительное изменение запасов определялось согласно следующему уравнению:

$$X = \frac{Q_{2023} - Q_{1997}}{Q_{1997}} 100,$$

где Q_i – среднее значение запасов ¹³⁷Cs в пахотном горизонте, оцененных по сети точек в пределах зоны с предполагаемыми темпами смыва (рис. 1б), в соответствующем году, кБк/м².

Таблица 1. Статистические показатели запасов ¹³⁷Cs в пахотном горизонте для выделенных зон (рис. 1) и для водосбора в целом

Зона	Год	Число проб	Среднее, кБк/м ²	Значимость (p-value) по тесту Шапиро–Уилка	CV, %	Изменение средних запасов, кБк/м ²	Значимость (p-value)
1	1997	22	510.2	0.2932	17.8	–21.9	0.4684*
	2023	22	488.3	0.2629	21.9		
2	1997	19	451.5	0.09902	18.4	–34.1	0.3745*
	2023	13	417.4	0.6833	28.0		
3	1997	36	489.3	0.00005	22.6	–87	0.002617**
	2023	22	402.3	0.005135	42.2		
4	1997	10	502.4	0.2131	29.6	–142.5	0.07751*
	2023	5	359.9	0.2058	34.0		
Весь водосбор	1997	87	487.8	0.00001	21.7	–55.2	0.00682**
	2023	62	432.6	0.06117	32.3		

* По результатам T-теста Уэлча.
** По результатам U-теста Манна–Уитни.

Полученные с помощью конверсионной модели оценки темпов перераспределения наносов сопоставлялись с результатами математического моделирования эрозии в пределах выделенных зон [7, 8].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Распределения запасов ^{137}Cs в выборках 1997 и 2023 гг. (табл. 1) представлены на рис. 2а, 2б. С целью определения их характера распределения был проведен тест на нормальность Шапиро–Уилка. Согласно результатам теста и принимая в качестве

пороговой величины уровень значимости 0.05, можно заключить, что данные 1997 г. по водосбору в целом, а также данные из зоны 3 за оба года характеризуются распределением отличным от нормального, данные по остальным зонам и общего водосбора 2023 г. — нормальным. Для площади всего водосбора это можно может быть проиллюстрировано КК-графиками. В конкретном случае прямая линия соответствует нормальному распределению (рис. 2с, 2д).

Сравнение выборок данных, характеризующихся нормальным распределением, с использованием

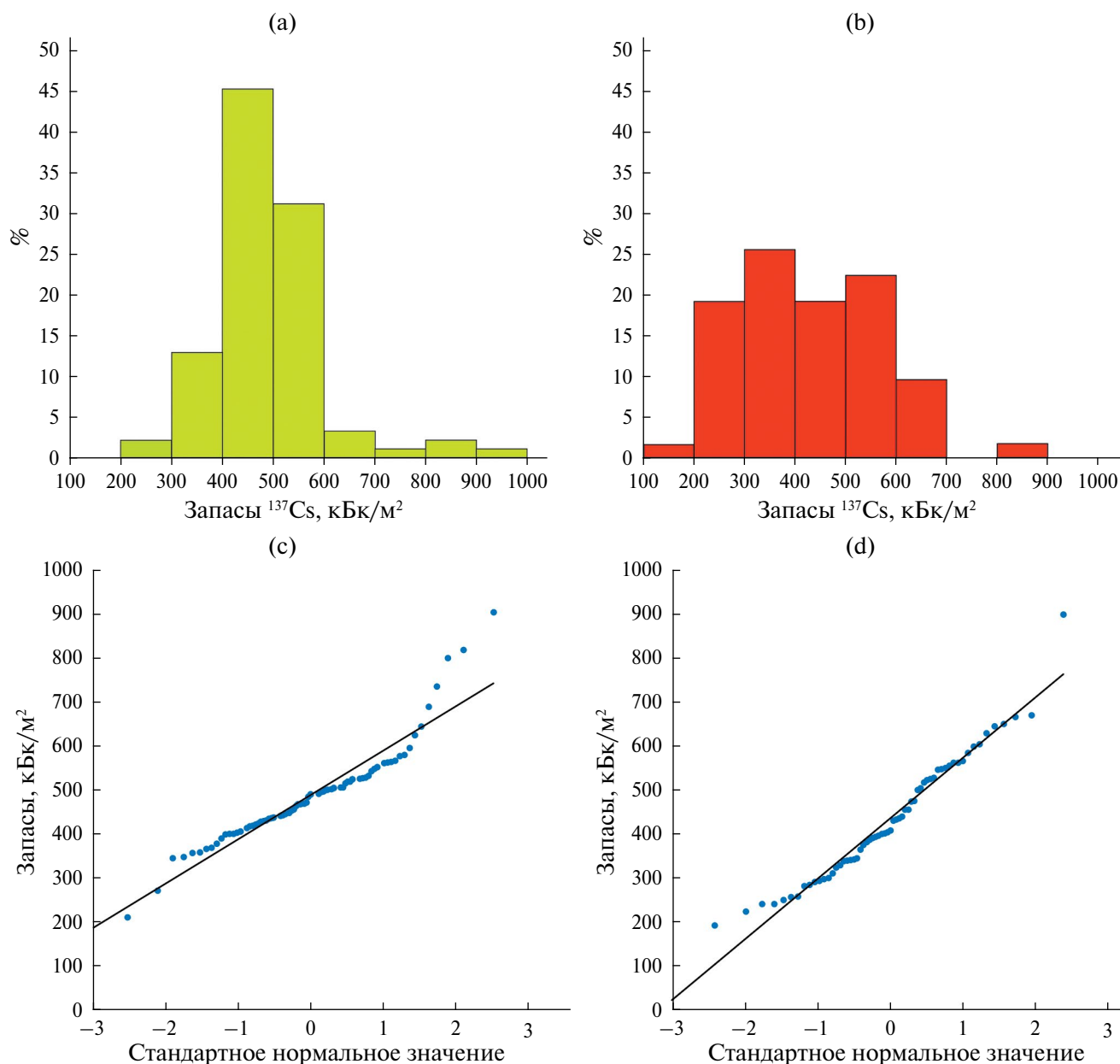


Рис. 2. Гистограммы распределения запасов изотопа ^{137}Cs в пахотном горизонте на склонах в 1997 г. (а) и в 2023 г. (б); КК-графики по данным 1997 (с) и 2023 гг. (д).

Т-критерия Уэлча дали результаты с уровнем значимости выше порогового 0.05, что указывает на то, что нулевая гипотеза об идентичном распределении не может быть отвергнута, а различия между выборками данных по содержанию ¹³⁷Cs, полученных из зон 1, 2, 4 за 1997 и 2023 гг. нельзя считать статистически значимыми. Для выборок, характеризующихся распределением, отличным от нормального, проводился U-тест Манна–Уитни, согласно результатам которого, различия между выборками данных из водосбора в целом и зоны 3, можно считать статистически достоверными.

По сравнению с 1997 в 2023 гг. средняя величина запасов ¹³⁷Cs уменьшилась более, чем на 10%, при этом вариабельность значений возросла на треть. Произошедшая трансформация поля загрязнения характеризуется значительной пространственной неравномерностью. В наименьшей степени изменения произошли в границах зон 1 и 2, занимающих верхние части склонов, где интенсивность эрозионного смыва минимальна и не превышает 10 т/га в год по оценке авторов [7]. На более низких гипсометрических позициях (зоны 3, 4), где происходит рост общей длины склонов и крутизны в их нижней части, т.е. увеличение эрозионного потенциала рельефа, а также концентрация склонового стока по серии ложбин (в особенности в зоне 3), получены значительно большие изменения запасов. Стоит отметить, что оценка изменений запасов ¹³⁷Cs для зоны 4, в силу малого объема выборки 2023 г., является наименее надежной. Однако в зоне 3, где в 2023 г. было отобрано самое большое количество проб, наблюдается как сильное сокращение запасов (–17.8%), так и рост CV с 22.6 до 42.2%.

Использование пропорциональной модели при классическом способе оценки относительного изменения запасов ¹³⁷Cs путем их сопоставления на

заданной позиции и на опорной водораздельной площадке дало значение среднего темпа смыва для исследуемого водосбора за период около 10 лет после аварии равное 20.2 т/га в год [7]. В течение первых десятилетий XXI в., с учетом имеющей место тенденции сокращения талого стока [2] и сравнительной редкости выпадения в Плавском районе экстремальных ливневых осадков, способных спровоцировать значительный смыв почвы [6], темпы эрозии ожидалось ниже, чем в период 1986–1997 гг. Оценки для периода 1997–2023 гг., полученные с использованием пропорциональной конверсионной модели, близки к результатам расчетов по эрозионным моделям (табл. 2) или превышают их, как показывают экспериментальные данные, это типично для конверсионных моделей [56].

ОБСУЖДЕНИЕ

Оценки средних темпов смыва с использованием конверсионной модели имеют существенные ограничения. Конверсионные модели рассчитаны на оценку только плоскостного смыва. Микрорельеф обрабатываемых склонов междуречий, выражающийся, в частности, в наличии морфологически обособленных склоновых ложбин, способен контролировать темпы и пространственное проявление эрозионно-аккумулятивных процессов, концентрируя склоновой сток. В таких условиях происходит преобразование гидравлических характеристик потока, и использование моделей, оценивающих плоскостной смыв, не совсем корректно. В границах выделенных полигонов морфологически выраженные ложбины присутствуют только в зоне 4. Малое количество точек отбора в 1997 г. не позволяет в достаточной мере охарактеризовать пространственную неоднородность запасов ¹³⁷Cs, приуроченных к различным элементам рельефа. Поэтому невозможно провести

Таблица 2. Среднегодовые темпы смыва почвы за период 1997–2023 гг. на пахотных склонах по выделенным зонам (рис. 1) и в целом для водосбора, установленные на основе пропорциональной конверсионной модели и с использованием моделей эрозии USLE и WaTEM/SEDEM

Зона	Оценка интенсивности смыва, т/га в год		
	пропорциональная конверсионная модель	USLE*	WaTEM/SEDEM**
1	4.0	0–5	4.8
2	7	5–10	5.6
3	16.4	10–15	11
4	26.2	15–20	34.7
Весь водосбор	11.7	6.4	8.9

* По [7].

** По [8].

корректное сопоставление состояний загрязнения на разных временных этапах, даже если бы набор данных 2023 г. был более обширным. Также для рассматриваемого периода из оценки были исключены подножия пахотных склонов, где в узкой зоне перед нижней границей пашни происходит аккумуляция. Этот процесс особенно интенсивен при наличии морфологически выраженного вала — напаша, формируемой в результате совместного действия сельскохозяйственной техники (так называемая механическая эрозия) и переотложения продуктов смыва. Эффект от механической эрозии проявляется только в границах полей и выражается в постепенном перемешивании и перемещении материала к подножию склона, а также к нивелированию контрастного микрорельефа в случае его наличия. При этом не происходит выноса материала за пределы распаханых склонов.

Потери почвенного материала также происходят при уборке урожая корнеплодов. Проблема количественной оценки этого процесса остается плохо освещенной как в отечественной, так и в мировой литературе. Одно из немногих детальных исследований проводилось в конце 1980-х гг. [3]. Оценка масштабов выноса мелкозема с урожаем картофеля и корнеплодов путем отмывки проб картофеля и сахарной свеклы, взятых непосредственно на поле в Калужской области, дала значения 2.5 и 2.3 т/га за один сбор урожая соответственно. В обобщении опыта европейских исследований [42] оценки выноса колеблются от 2.7 до 10 т/га за один сбор урожая, отмечается слабый тренд уменьшения потерь почвы с севера на юг в связи с увеличением сухости почвы. По другим данным [45], потери почвы при уборке корнеплодов составляют не менее 1.5 т/га в год, но могут превышать и 10 т/га в год. Российские и зарубежные оценки достаточно близки, но столь существенный разброс значений заставляет предположить, что объем отчуждаемой с урожаем почвы в основном определяется местными условиями: гранулометрическим составом, влажностью, липкостью почвы во время уборки. Поэтому для понимания индивидуального вклада водной и механической эрозии, а также потерь почвы при уборке корнеплодов необходимы дополнительные исследования. Для оценки вклада механической эрозии в перераспределение наносов необходимо обладать информацией о частоте и направлении обработки почвы, а также об особенностях плугов, используемых при вспашке [28]. Отчуждение почвы с урожаем можно оценить имея, как минимум, данные о ротации культур на исследуемом участке. В общей структуре севооборотов Тульской области в 2000–2018 гг. доля картофеля не превышала 5%, а сахарной свеклы — 1.2% [16]. На основании всех приведенных данных предполагаем, что для исследованного водосбора отчуждение почвы с урожаем

корнеплодов не вносит существенного вклада в эрозионные потери.

Деление водосбора, согласно результатам математического моделирования, на четыре зоны по изменениям интенсивности смыва показало как закономерное относительное сокращение запасов ^{137}Cs при общем движении вниз по склону, так и сопоставимые величины темпов смыва в каждой зоне, полученные различными методами. Оценки темпов смыва на основе изменений запасов ^{137}Cs в пределах компактных ключевых водосборов на основе повторного пробоотбора почв успешно проводились в разных странах (табл. 3). В основном для исследований выбирались участки меньшей площади, которые располагались или на территориях только с глобальными выпадениями ^{137}Cs [24, 34, 49] или с сопоставимыми по величине уровнями глобальных и чернобыльских выпадений ^{137}Cs [46]. И в том, и в другом случаях это создавало проблемы при пересчете изменений запасов ^{137}Cs в темпы смыва/аккумуляции на основе конверсионных моделей. В частности, это связано с тем, что глобальный цезий выпадал из атмосферы в период с 1954 г. до начала 1980 г. с несколькими максимумами (1959, 1963 гг.). Поэтому возникала необходимость учитывать выпадения ^{137}Cs на уже трансформированное в связи с развитием водной и механической эрозии поле загрязнения. В настоящем случае уровни загрязнения территории ^{137}Cs чернобыльского происхождения, выпадение которого можно считать практически одномоментным, на два порядка превышали предшествующие выпадения ^{137}Cs глобального происхождения. Вследствие этого необходимость учитывать его предшествующее перераспределение при пересчете от содержания ^{137}Cs к темпам смыва фактически отсутствует.

Метод повторного пробоотбора почвы для оценки изменений содержания ^{137}Cs не позволяет фиксировать небольшие изменения темпов смыва [46]. Период в 26 лет (1997–2023 гг.), прошедший между отборами проб, оказался достаточным для проявления воздействия эрозионных процессов на пространственную картину загрязнения, что также связано с достаточно высокой энергией рельефа исследуемого водосбора, обусловленной большим для пахотных склонов перепадом высот. Первый геоморфологически обоснованный долгосрочный прогноз воздействия эрозионно-аккумулятивных процессов на трансформацию поля радиоактивного загрязнения почвенного покрова был сделан для бассейна р. Локны в результате работ, проведенных в 1993 г. — спустя 7 лет после аварии [11]. Обработываемые склоны междуречий рассматривались в качестве зон смыва материала, в результате которого должно было происходить постепенное сокращение плотности радиоактивного загрязнения. Концентрация радионуклидов в пахотном горизонте с течением времени уменьшалась, так как

Таблица 3. Параметры некоторых малых водосборов, расположенных в различных регионах мира, выявленные с применением методики повторного пробоотбора ¹³⁷Cs темпы смыва

Параметр	Исследование				
	[24]	[49]	[34]	[46]	настоящая работа
Страна	США	Канада	Канада	Италия	Россия
Год отбора проб	1974, 1998	1990, 2005	1971, 1985	1999, 2013	1997, 2023
Площадь, га	6.03	4.3	1.7	1.38	23
Землепользование	Пашня	Пашня, разведение овощей	Пашня	Естественная растительность, посадки эвкалипта	Пашня
Средние запасы ¹³⁷ Cs, кБк/м ² *	1.9	1.7	2	1.8	175.6
Средние темпы эрозии (потери почвы), т/га в год	19	13.6	6	12.6	11.7

* На момент проведения повторного пробоотбора.

одновременно со смывом верхней части почвенного профиля при фиксированной глубине механической обработки происходила постоянная подпашка относительно чистого материала. Прогнозные оценки изменений относительной концентрации чернобыльского ¹³⁷Cs в пахотном слое с учетом скорости его распада и интенсивности смыва были получены при помощи метода определения интенсивности эрозии почв по изменениям концентрации радионуклида, разработанного для ¹³⁷Cs глобальных выпадений [12]. При прогнозе учитывалось, что средняя относительная ошибка измерений концентрации изотопа в образце равна 10%. Был сделан вывод, что для склонов с интенсивностью смыва 5–10 т/га в год повторный отбор проб почвы для оценки изменений запасов ¹³⁷Cs целесообразно проводить через 30–50 лет. В связи с этим в первое десятилетие после аварии значимых изменений запасов ¹³⁷Cs, связанных с эрозионной деятельностью, не ожидалось [43]. Следует отметить, что полученные результаты в целом подтверждают данный прогноз, так как статистически значимые различия в содержании ¹³⁷Cs выявлены только для зоны 3, где темпы смыва превышали 10 т/га в год.

Проверка эффективности применения конверсионной модели путем сравнения с результатами эрозионного моделирования имеет существенное ограничение, поскольку сопоставлялись несколько разные по своей сути величины. Темпы перераспределения наносов, полученные при помощи конверсионной модели, подразумевают комплексный процесс перемещения вещества под воздействием не только водной, но и механической эрозии, что также находит отражение в изменениях

запасов ¹³⁷Cs. В использованных моделях данный процесс не учитывается, хотя в перспективе его вклад может быть включен в расчет [49]. Любой дополнительный критерий проверки, доступный в каждом конкретном случае, приветствуется [52].

Удельная величина среднесуточных потерь почвы, т.е. интенсивность смыва в т/га в год – это удобный показатель, позволяющий сравнивать объекты разной площади. Однако он не отражает реальные ежегодные эрозионные потери, особенно при исследованиях с относительно коротким временным лагом в пределах первых десятилетий. Вследствие чрезвычайной пространственно-временной неравномерности проявлений эрозионно-аккумулятивных процессов, особенно при ливневой эрозии, наибольшие объемы перемещения почвы происходят в результате выпадения ливневой малой обеспеченности, площадь покрытия которых может быть небольшой [20]. Эти ливни могут не фиксироваться даже близлежащими метеостанциями и не попадать в ряды метеоданных, используемых для расчета эрозионного потенциала осадков при математическом моделировании.

Описанный в статье подход, основанный на оценках темпов эрозии почв за сравнительно длительный интервал времени на основе определения изменений содержания ¹³⁷Cs чернобыльского происхождения, впервые использован на территориях со значительным радиоактивным загрязнением. Помимо собственно оценок смыва, он представляет интерес и для изучения трансформации поля радиоактивного загрязнения в пределах обрабатываемых междуречий. Именно продукты смыва с пашен являются основными источниками

поступления наносов с повышенным содержанием радионуклидов в нижележащие звенья флювиальной сети. В результате формируются участки аккумуляции с повышенными запасами радионуклидов [27]. К сожалению, ранее исследованных объектов со столь плотной сетью отбора проб на содержание ^{137}Cs насчитывается мало. Проведение аналогичных исследований в пределах компактных пахотных водосборов с повторным отбором проб может использоваться в качестве альтернативы гораздо более дорогостоящему и трудозатратному инструментальному мониторингу эрозионно-аккумулятивных процессов, который необходим в связи с климатическими изменениями и изменениями севооборотов. Пригодными для организации подобных исследований являются территории европейской части России, где уровни загрязнения почв после аварии на Чернобыльской АЭС более чем вдвое превышали их загрязнения ^{137}Cs глобального происхождения. Подобные территории имеются и в ряде европейских стран. Высокий уровень содержания ^{137}Cs выступает в качестве преимущества, поскольку снижает временные затраты на проведение аналитических работ и дает возможность проводить анализ трансформации загрязнения с гораздо меньшим временным шагом, чем было описано в настоящем исследовании. Частый повторный пробоотбор повышает вероятность получения чрезвычайно важных данных о вкладе единичных эрозионных событий в суммарные среднегодовые потери почвы. Вместе с этим наличие непрерывного ряда даже в условиях значимого проявления эрозионных процессов на малых отрезках времени (1–2 года) может послужить в качестве холостого контрольного опыта, повышающего достоверность оценки средних многолетних темпов смыва или наоборот показывающего ее нерелевантность.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенное исследование является первым опытом применения метода повторного пробоотбора с использованием ^{137}Cs чернобыльского происхождения для оценки интенсивности эрозионно-аккумулятивных процессов на территории Центральной России. Полученные результаты могут быть использованы для верификации имеющихся моделей эрозии. Установлено, что несмотря на наблюдаемую тенденцию к сокращению талого стока, на локальном уровне темпы смыва значимы. В перспективе описанная практика может быть распространена на серию склоновых водосборов с различными геоморфологическими и метеорологическими условиями, строением почвенного покрова и системой землепользования. Для получения надежных оценок требуется предварительное проведение крупномасштабной

геоморфологической и почвенной съемки. На каждый из периодов между проведением пробоотбора крайне желателен непрерывный ряд метеоданных, получаемых в непосредственной близости от исследуемого объекта, который мог бы надежно фиксировать частоту и интенсивность выпадения экстремальных дождевых осадков. Безусловным достоинством потенциального участка будет служить наличие локального накопителя стока наносов, например, в виде искусственного водоема, который позволит оценивать баланс наносов для сегмента эрозионной сети, куда поступает смытый со склонов почвенный материал. Вместе с этим такая система мониторинга с использованием метода повторного пробоотбора на территориях, подверженных интенсивным чернобыльским выпадениям, позволит отслеживать трансформацию радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий и оценивать потенциальные радиоэкологические риски, связанные с латеральной миграцией техногенных радионуклидов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках реализации проекта РНФ № 23-77-10045.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины / Под ред. Израэля Ю.А. М.: Росгидромет, Роскартография, 1998 142 С.
2. Барабанов А.Т., Долгов С.В., Коронкевич Н.И., Панов В.И., Петелько А.И. Поверхностный сток и инфильтрация в почву талых вод на пашне в лесостепной и степной зонах Восточно-Европейской равнины // Почвоведение. 2018. № 1. С. 62–69. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18010069>
3. Белоцерковский М.Ю., Ларионов Г.А. Отчуждение мелкозема с урожаем картофеля и корнеплодов — составная часть потерь почвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 1988. № 4. С. 49–54.
4. Брауде И.Д. Природа пятнистости пахотных почв на склонах и мелиорация // Почвоведение. 1991. № 12. С. 89–97.

5. Жидкин А.П., Комиссаров М.А., Шамигурина Е.Н., Мищенко А.В. Эрозия почв на Среднерусской возвышенности (обзор) // Почвоведение. 2023. № 2. С. 259–272.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22600901>
6. Иванов М.М., Цыпленков А.С., Голосов В.Н. Современные тенденции развития эрозионно-аккумулятивных процессов и геоморфологическая связанность потоков наносов в бассейне р. Упы // Эрозия почв и русловые процессы. 2022. Вып. 22. С. 66–97.
7. Иванова Н.Н., Голосов В.Н., Маркелов М.В. Сопоставление методов оценки интенсивности эрозионно-аккумулятивных процессов на обрабатываемых склонах // Почвоведение. 2000. № 7. С. 898–906.
8. Иванова Н.Н., Фомичева Д.В., Рухович Д.И., Шамигурина Е.Н. Ретроспективный анализ истории земледельческого освоения и оценка темпов эрозии почв в бассейне р. Локна, Тульская область // Почвоведение. 2023. № 7. С. 872–886.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22601475>
9. Квасникова Е.В., Стукин Е.Д., Голосов В.Н. Неравномерность загрязнения цезием-137 территорий, расположенных на большом расстоянии от Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. 1999. № 2. С. 5–11.
10. Литвин Л.Ф. География эрозии почв сельскохозяйственных земель России. М.: Академкнига. 2002. 255 С.
11. Литвин Л.Ф., Голосов В.Н., Добровольская Н.Г., Иванова Н.Н., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф. Перераспределение ¹³⁷Cs процессами водной эрозии почв // Водные ресурсы. 1996. Т. 23. № 3. С. 314–320.
12. Острова И.В., Силантьев А.Н., Литвин Л.Ф., Голосов В.Н., Шкуратова И.Г. Оценка интенсивности эрозионно-аккумулятивных процессов по содержанию в почве цезия-137 // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 1990. № 5. С. 79–85.
13. Ратников А.И. Геоморфологические и агропочвенные районы Тульской области // Почвенное районирование СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1960. С. 92–115.
14. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Хацкевич Р.Н. Пространственное распределение цезия-137 в почвах европейской части СССР // Почвоведение. 1978. № 4. С. 47–48.
15. Соболев С.С. Развитие эрозионных процессов на территории Европейской части СССР и борьба с ними. М., 1948. Т. I. 307 с.
16. Тульский статистический ежегодник статистический сборник // Федеральная служба государственной статистики, Территориальный орган Федеральной службы государственной статистики по Тульской области. Тула: Тулстат, 2022. С. 174.
17. Уоллинг Д., Голосов В.Н., Квасникова Е., Вандеркастель К. Экологические проблемы радионуклидного загрязнения малых водосборных бассейнов // Почвоведение. 2000. № 7. С. 888–897.
18. Фридман Ш.Д., Квасникова Е.В., Глушко О.В., Голосов В.Н., Иванова Н.Н. Миграция цезия-137 в сопряженных комплексах Среднерусской возвышенности // Метеорология и гидрология. 1997. № 5. С. 45–55.
19. Arata L., Meusburger K., Bürge A., Zehringer M., Ketterer M.E., Mabit L., Alewell C. Decision support for the selection of reference sites using ¹³⁷Cs as a soil erosion tracer // Soil. 2017. V. 3. № 3. P. 113–122.
<https://doi.org/10.5194/soil-3-113-2017>
20. Belyaev V.R., Golosov V.N., Kislenko K.S., Kuznetsova J.S., Markelov M.V. Combining direct observations, modelling, and ¹³⁷Cs tracer for evaluating individual event contribution to long-term sediment budgets // Sediment Dynamics in Changing Environments. 2008. V. 325. P. 114–122.
21. Brazier R.E. Quantifying soil erosion by water in the UK: a review of monitoring and modelling approaches // Progress Phys. Geograph. 2004. V. 28. P. 340–365.
<https://doi.org/10.1191/0309133304pp415ra>
22. Ciszewski D., Grygar T.M. A review of flood-related storage and remobilization of heavy metal pollutants in river systems // Water Air Soil Poll. 2016 V. 227. P. 1–19.
<https://doi.org/10.1007/s11270-016-2934-8>
23. De Jong E., Kachanoski R.G. The importance of erosion in the carbon balance of prairie soils // Can. J. Soil Sci. 1988. V. 68. P. 111–119.
24. Fornes W.L., Whiting P.J., Wilson C.G., Matisoff G. Caesium-137-derived erosion rates in an agricultural setting: the effects of model assumptions and management practices // Earth Surface Processes and Landforms. 2005. V. 30. № 9. P. 1181–1189.
<https://doi.org/10.1002/esp.1269>
25. Golosov V.N., Walling D.E., Panin A.V., Stukin E.D., Kvasnikova E.V., Ivanova N.N. The spatial variability of Chernobyl-derived ¹³⁷Cs inventories in a small agricultural drainage basin in Central Russia // Appl. Radiation and Isotopes. 1999. V. 51. P. 341–352.
[https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(99\)00050-0](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(99)00050-0)
26. Golosov V.N., Walling D.E., Stukin E.D., Nikolaev A.N., Kvasnikova E.V., Panin A.V. Application of a field-portable scintillation detector for studying the distribution of Cs-137 inventories in a small basin in Central Russia // J. Environ. Radioactivity. 2000. V. 48. № 4. P. 79–94.
27. Golosov V., Ivanov M. Quantitative Assessment of Lateral Migration of the Chernobyl-Derived ¹³⁷Cs in Contaminated Territories of the East European Plain // Behavior of Radionuclides in the Environment II. Singapore: Springer, 2020. P. 195–226.
https://doi.org/10.1007/978-981-15-3568-0_4

28. Govers G., Vandaele K., Desmet P., Poesen J., Bunte K. The role of tillage in soil redistribution on hillslopes // Eur. J. Soil Scie. 1994. V. 45. P. 469–478.
29. Horowitz A.J. A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry. Lewis: Chelsea, 1991. 134 p.
30. Kachanoski R.G., de Jong E. Predicting the temporal relationship between soil cesium-137 and erosion rate // J. Environ. Quality. 1984. V. 13. № 2. P. 301–304. <https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300020025x>
31. Konoplev A.V., Bobovnikova Ts.I. Comparative analysis of chemical forms of long-lived radionuclides and their migration and transformation in the environment following the Kyshtym and Chernobyl accidents // Proceedings of Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents. Luxembourg, 1–5 October 1990. 1990. V. 1. P. 371–396.
32. Kvasnikova E.V., Stukin E.D., Golosov V.N., Ivanova N.N., Panin A.V. Caesium-137 behaviour in small agricultural catchments on the area of the Chernobyl contamination // Czechoslovak J. Phys. 1999. V. 49. Suppl 1. P. 181–187. <https://doi.org/10.1007/s10582-999-0025-4>
33. Lal R. Soil degradation by erosion // Land Degradation Development. 2001. V. 12. № 6. P. 519–539. <https://doi.org/10.1002/ldr.472>
34. Li S., Lobb D.A., Kachanoski R.G., McConkey B.G. Comparing the use of the traditional and repeated-sampling-approach of the ¹³⁷Cs technique in soil erosion estimation // Geoderma. 2011. V. 160. № 3–4. P. 324–335. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.09.029>
35. Litvin L.F., Zorina Y.F., Sidorchuk A.Y., Chernov A.V., Golosov V.N. Erosion and sedimentation on the Russian Plain, part 1: contemporary processes // Hydrological Processes. 2003. V. 17. P. 3335–3346. <https://doi.org/10.1002/hyp.1390>
36. Lobb D.A., Kachanoski R.G. Modelling tillage erosion in the topographically complex landscapes of southwestern Ontario, Canada // Soil Till. Res. 1999. V. 51. P. 261–277. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00042-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00042-2)
37. Loughran R.J., Balog R.M. Re-sampling for Soil-caesium-137 to Assess Soil Losses after a 19-year Interval in a Hunter Valley Vineyard, New South Wales, Australia // Geograph. Res. 2006. V. 44. № 1. P. 77–86. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2006.00361.x>
38. McHenry J.R., Bubbenzer G.D. Field Erosion Estimated from Cs Activity Measurements // Transactions of the ASAE. 1985. V. 28. № 2. P. 480–483.
39. Moustakim M., Benmansour M., Zouagui A., Nour A., Benkdad A., Damnati B. Use of caesium-137 re-sampling and excess lead-210 techniques to assess changes in soil redistribution rates within an agricultural field in Nakhla watershed // J. African Earth Sci. 2019. V. 156. P. 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2019.04.017>
40. Owens P.N. Soil erosion and sediment dynamics in the Anthropocene: a review of human impacts during a period of rapid global environmental change // J. Soils Sediments. 2020. V. 20. P. 4115–4143. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02815-9>
41. Owens P.N., Walling D.E. Spatial variability of caesium-137 inventories at reference sites. An example from two contrasting sites in England and Zimbabwe // Appl. Radiation Isotopes. 1996. V. 47. P. 699–707. [https://doi.org/10.1016/0969-8043\(96\)00015-2](https://doi.org/10.1016/0969-8043(96)00015-2)
42. Panagos P., Borrelli P., Poesen J. Soil loss due to crop harvesting in the European Union: A first estimation of an underrated geomorphic process // Sci. Total Environ. 2019. V. 664. P. 487–498. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.009>
43. Panin A.V., Walling D.E., Golosov V.N. The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl-derived caesium-137: a case study of the Lapki catchment, Central Russia // Geomorphology. 2001. V. 40. № 3–4. P. 185–204. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00043-5](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00043-5)
44. Parsons A.J., Foster I.D. What can we learn about soil erosion from the use of ¹³⁷Cs? // Earth-Science Reviews. 2011. V. 108. № 1–2. P. 101–113. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.06.004>
45. Poesen J. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs // Earth Surface Processes Landforms. 2018. V. 43. № 1. P. 64–84. <https://doi.org/10.1002/esp.4250>
46. Porto P., Walling D.E., Alewell C., Callegari G., Mabit L., Mallimo N., Meusburger K., Zehring M. Use of a ¹³⁷Cs re-sampling technique to investigate temporal changes in soil erosion and sediment mobilisation for a small forested catchment in southern Italy // J. Environ. Radioactivity. 2014. V. 138. P. 137–148. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.08.007>
47. Porto P., Walling D.E., Cogliandro V., Callegari G. Exploring the potential for using ²¹⁰Pb_{ex} measurements within a re-sampling approach to document recent changes in soil redistribution rates within a small catchment in southern Italy // J. Environ. Radioactivity. 2016. V. 164. P. 158–168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.06.026>
48. Sutherland R.A. Caesium-137 soil sampling and inventory variability in reference locations: A literature survey // Hydrological Processes. 1996. V. 10. № 1. P. 43–53. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199601\)10:1<43::AID-HYP298>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199601)10:1<43::AID-HYP298>3.0.CO;2-X)
49. Tiessen K.H.D., Li S., Lobb D.A., Mehuys G.R., Rees H.W., Chow T.L. Using repeated measurements of ¹³⁷Cs and modelling to identify spatial patterns of tillage and water erosion within potato production in Atlantic Canada // Geoderma. 2009. V. 153. № 1–2. P. 104–118. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.07.013>
50. Tsybarovich P., Kust G., Kumani M., Golosov V., Andreeva O. Soil erosion: An important indicator for the

- assessment of land degradation neutrality in Russia // *Int. Soil And Water Conservation Res.* 2020. V. 8. № 4. P. 418–429.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.06.002>
51. *Verstraeten G., Poesen J.* Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds: methods and implications for the assessment of sediment yield // *Progress Phys. Geograph.* 2000. V. 24. № 2. P. 219–251.
<https://doi.org/10.1177/030913330002400204>
 52. *Walling D.E., Quine T.A.* Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data // *Land Degradation Development.* 1990. V. 2. №. 3. P. 161–175.
<https://doi.org/10.1002/ldr.3400020302>
 53. *Walling D.E., He Q.* Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements // *J. Environ. Quality.* 1999 V. 28. P. 611–622.
<https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020027x>
 54. *Walling D.E., Golosov V.N., Panin A.V., He Q.* Use of radiocaesium to investigate erosion and sedimentation in areas with high levels of chernobyl fallout // *Tracers in Geomorphology* / Ed. Foster I.D.L. Chichester: Wiley & Sons. 2000. P. 183–200.
 55. *Walling D.E., Owens P.N., Carter J., Leeks G.J.L., Lewis S., Meharg A.A., Wright J.* Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems // *Appl. Geochem.* 2003. V. 18. P. 195–220.
[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00121-X](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00121-X)
 56. *Zhang X.J.* Evaluating and improving ^{137}Cs technology for estimating soil erosion using soil loss data measured during 1954–2015 // *Earth-Science Rev.* 2023. V. 247. 104619.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2023.104619>
 57. <https://oka.miigaik.ru/>
 58. <https://wrb.isric.org/documents/>

Assessment of Changes in Chernobyl Contamination and Erosion Rates Within Cultivated Slopes Using Soil Re-Sampling Method

**M. M. Ivanov^{1, 2, *}, N. N. Ivanova², V. N. Golosov^{1, 2},
A. A. Usacheva^{1, 3}, G. A. Smolina⁴, and D. V. Fomicheva⁵**

¹*Institute of Geography of RAS, Moscow, 119017 Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

³*IGEM of RAS, Moscow, 119017 Russia*

⁴*Moscow Timiryazev Agricultural Academy, Moscow, 127434 Russia*

⁵*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

*e-mail: ivanovm@bk.ru

The transformation of radioactive contamination of agricultural lands with the ^{137}Cs isotope is one of the evidences of soil erosion. Quantitative assessment of changes in radionuclide inventories and the corresponding rates of soil loss can be carried out by repeated sampling of integral soil samples at key sites over long time intervals. Due to the high labor intensity, such studies are relatively few and have not previously been conducted in the zone of intense Chernobyl contamination in Central Russia. The method of repeated sampling (re-sampling) was used in 2023 within the plowed slopes of a small catchment area in the southern part of the Tula region, 26 years after a similar procedure was carried out in 1997. The changes in ^{137}Cs inventories that occurred during this period turned out to be statistically significant, with an average reduction of more than 10%. According to a proportional erosion conversion model using relative changes in ^{137}Cs inventories, the average annual flushing rate was estimated at $11.7 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. Such values of soil losses are generally comparable with the previously published results of independent mathematical modeling for this area. Thus, the use of the re-sampling method, including at new sites, is promising for assessing the rate of soil loss, and in addition makes it possible to verify existing erosion models and track long-term trends in the spatial transformation of radioactive contamination.

Keywords: erosion, radiocesium method, radionuclides, Chernic Phaeozems

ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГОРОДСКОЙ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ С ПРИМЕНЕНИЕМ ИНТЕГРАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

©2024 г. А. П. Хаустов^{a,*} (<https://orcid.org/0000-0002-5338-3960>),
М. М. Редина^a (<https://orcid.org/0000-0002-3169-0142>)

^aРоссийский университет дружбы народов имени Патриса Лумумбы,
ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия

*e-mail: khaustov-ap@rudn.ru

Поступила в редакцию 08.01.2024 г.

После доработки 16.04.2024 г.

Принята к публикации 17.04.2024 г.

Рассмотрено распределение интегральных показателей загрязнения компонентов почвенно-растительной системы полициклическими ароматическими углеводородами на городской территории. Объект изучения — антропогенно-измененный природный комплекс кампуса РУДН и прилегающего Юго-западного лесопарка (г. Москва), включая почвы (Albic Retisols (Ochric)) и местные растительные виды. Основной источник загрязнений — автотранспортная нагрузка. Воздействие от пяти участков автодорог, окружающих и пересекающих территорию, формируют специфическую картину распространения загрязнителей, что демонстрируется на примере маркерных соединений — полициклических ароматических углеводородов. В качестве ориентировочно безопасного уровня загрязненности почв и растительности рассчитаны фоновые концентрации индивидуальных полиаренов в средах, определяемые методом динамических фазовых портретов. Выявлено локальное перераспределение зон загрязнения при миграции полиаренов из снежного покрова в почвы, затем в корневые системы и надземные части растительности. Предложенный методический подход, основанный на применении интегральных показателей, позволяет оценивать степень пораженности экосистем комплексом приоритетных загрязнителей.

Ключевые слова: суммарный индекс загрязнения, полициклические ароматические углеводороды, Albic Retisols (Ochric), автотранспорт

DOI: 10.31857/S0032180X24090084, **EDN:** WLVIFF

ВВЕДЕНИЕ

Транспортная нагрузка — один из ведущих факторов загрязнения городских почвенно-растительных комплексов. По данным докладов о состоянии окружающей среды в г. Москве вклад транспорта в загрязнение атмосферы составляет более 83% [4, 5]. Среди выбросов — газообразные вещества и твердые частицы, с которыми ассоциирован комплекс соединений, представляющих опасность для здоровья человека и городских экосистем. В частности, это токсичные канцерогенные соединения, например, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ, или полиарены).

Группа ПАУ насчитывает более 200 соединений с двумя и более бензольными кольцами в структуре молекулы. Они плохо растворимы в воде, липофильны, что объясняет их преимущественную миграцию с твердыми частицами. В международной

практике в объектах окружающей среды контролируют 16 соединений ПАУ (список ЕРА [33]); в настоящей статье рассмотрены 14 из них¹. Наиболее репрезентативным (с точки зрения токсичности, накопления, миграции и трансформаций в окружающей среде) считается поведение бенз(а)пирена — одного из наиболее токсичных представителей ПАУ. Ориентируясь на его свойства, разрабатывают нормативы загрязненности сред всем комплексом полиаренов. Однако такой подход справедливо подвергается критике: все соединения полиаренов уникальны по характеру миграции, генезису и аккумуляции в средах.

¹ ПАУ: нафталин (Naph), флуорен (Fluorene), фенантрен (Phen), антрацен (An), флуорантен (Flu), пирен (Py), бенз(а)антрацен (BaA), хризен (Chr), бенз(б)флуорантен (BbFlu), бенз(к)флуорантен (BkFlu), бенз(а)пирен (BaP), дибенз(а, h)антрацен (DbA), бенз(г, h, i)перилен (Bghi), инденопирен (IP)

Помимо относительной стабильности в окружающей среде и подтвержденных токсических, канцерогенных и мутагенных свойств, с исследовательской точки зрения их анализ необходим в связи с маркерной ролью этих соединений. Присутствие ПАУ в объектах окружающей среды, кроме природных процессов, обусловлено техногенными поступлениями (привязка к определенным типам производства), а различные сочетания концентраций ПАУ свидетельствуют о характере источника загрязнения [16, 22–24, 26–34, 36]. Источник ПАУ идентифицируется на основе индикаторных соотношений: рассчитываются соотношения концентраций изомеров ПАУ, присутствующих в изучаемых объектах. Так, преобладание концентрации B[b]Flu над B[k]Flu свидетельствует о том, что источник загрязнения – автотранспорт, работающий на сжигаемом топливе. Соотношения могут говорить также о пирогенном (сжигание при температуре более 300°C) или петрогенном источниках ПАУ (более низкие температуры формирования); о нахождении источника в городской черте или за пределами города и др. В связи с этим в предлагаемой статье рассматриваются именно данные соединения – 14 ПАУ из списка ЕРА.

При анализе уровня загрязнения отдельных природных сред набором соединений применяются комплексные индексы загрязнения. Для почв такие индексы разработаны и апробированы (например, суммарный показатель загрязнения Z_c), но для растительности их не предложено. Очевидно, это связано с разнообразием (спецификой) накопления соединений в растительных организмах различных систематических групп и отдельных видов, и даже в разных органах растений. В этой связи предлагается подход, основанный на сравнении выявленной концентрации вещества с фоновыми их содержаниями в растениях тех же видов. Отказ от использования ПДК в настоящем исследовании обусловлен тем, что ПДК по своей сути должны быть индивидуальны для каждого биологического вида, а для растений в настоящее время ПДК обоснованы лишь для некоторых пород древесных видов [12]. В России они применялись в ограниченный период времени в порядке эксперимента и в настоящее время не действуют. Особенно дискуссионно применение ПДК для загрязнителей, концентрации которых находятся за пределами чувствительности аналитических методов. В частности, это касается стойких органических загрязнителей (диоксинов, фуранов, многих ПАУ). Но наиболее важно, что при использовании ПДК не учитывается взаимодействие веществ, приводящее к образованию вторичных токсичных соединений, метаболитов и продуктов трансформации. В связи с этим, предпочтительно оценивать степень загрязнения сред по отношению к фоновым значениям.

Цель работы – определить пространственную изменчивость загрязнения взаимодействующих компонентов экосистемы (снежный покров–почвы–корни–надземные части растений) на основе единого подхода к расчету суммарных показателей их загрязнения в импактных функциональных зонах исследуемой территории в условиях автотранспортных нагрузок.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Рассматривается состояние урбоэкосистемы на территории кампуса Российского университета дружбы народов имени Патриса Лумумбы и прилегающей части Юго-западного лесопарка. Несмотря на расположение объекта исследования в относительно экологически благополучной части города, территория подвержена воздействию автотрасс с суммарной интенсивностью движения около 40 млн автомобилей в год. В результате почвенно-растительная система загрязняется целым комплексом веществ, содержащихся в выхлопах автомобилей и побочных продуктах их эксплуатации. По предварительным расчетам только твердых частиц поступает в атмосферу около 320 т/год [16]. Оседающие твердые частицы содержат на поверхности ассоциированные с ними загрязнители, которые и представляют токсическую и канцерогенную опасность. В частности, это ПАУ (219.6 кг/год), по данным о распространении которых достаточно уверенно выделяются зоны влияния источников загрязнений [11, 21, 27, 28, 32]. Для оценки нагрузок на территорию с 2017 г. действует система экологического мониторинга кампуса, а территория рассматривается как импактный полигон, на котором уверенно выявляются эффекты транспортных нагрузок. Схема контроля предполагает высокую частоту отбора проб и жесткие требования к информации (в том числе маркеры миграции поллютантов по данным одних и тех же выборок, требования к аналитическим определениям в различных средах). Это дает возможность минимизации ошибок интерпретации данных и сопоставимости пространственных оценок взаимодействия компонентов экосистемы статистическими методами.

Территория является социально значимой и подпадает под действие руководящих документов по оценке риска для здоровья населения (Р 2.1.10.3986-23), главное требование которого – учет способности веществ к межсредовым (пространственным) распределениям. Это предполагает оценку структурных взаимодействий компонентов экосистемы территории на основе выявления одних и тех же структурных форм в площадных схемах (пространственная вариабельность по [4]).

Зонирование территории проведено на основе данных о пространственном распространении ПАУ в почвах, корневых и надземных частях



Рис. 1. Схема функционального зонирования, точки отбора проб и участки автодорог на исследуемой территории: 1 – лесопарковая зона, 2 – социально-административная зона, 3 – транспортная зона.

Таблица 1. Среднее содержание ПАУ в средах на исследуемой территории, мкг/кг

Показатель	Naph	Fluorene	Phen	An	Flu	Py	BaA	Chr	Bbflu	BkFlu	BaP	DbA	Bghi	IP	ΣПАУ
Лесная зона															
$C_{\text{снег}}$	0.0	0.0	0.2	0.1	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1
$C_{\text{почв}}$	28.7	3.6	33.7	1.7	35.4	30.0	10.7	16.4	17.0	6.3	10.9	0.7	8.4	0.0	203.4
$C_{\text{корни}}$	52.6	8.0	44.7	2.4	16.9	10.0	4.0	5.2	4.6	2.2	4.2	0.5	2.4	0.0	157.5
$C_{\text{стебель}}$	43.7	10.0	78.9	4.2	21.1	16.7	4.4	7.0	6.8	2.7	3.7	0.7	7.0	2.2	209.1
Социально-административная зона															
$C_{\text{снег}}$	0.0	0.0	0.1	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7
$C_{\text{почв}}$	19.8	2.2	22.4	2.3	23.9	31.2	12.3	14.4	22.7	8.1	18.2	0.8	13.4	1.7	193.3
$C_{\text{корни}}$	48.1	8.8	51.3	3.7	34.9	32.9	15.5	16.2	21.6	8.8	18.0	1.8	16.5	4.3	282.4
$C_{\text{стебель}}$	37.1	8.7	65.5	3.3	25.0	22.2	7.7	14.0	12.7	5.4	7.1	1.4	11.3	3.8	225.1
Транспортная зона															
$C_{\text{снег}}$	0.02	0.01	0.19	0.02	1.15	0.46	0.01	0.05	0.07	0.02	0.04	0.01	0.07	0.02	2.14
$C_{\text{почв}}$	34.0	11.4	126.9	34.6	389.9	399.8	222.5	190.1	294.6	105.3	271.2	13.1	178.1	194.3	2465.7
$C_{\text{корни}}$	63.4	10.4	62.9	5.1	50.9	50.1	21.9	27.5	38.3	14.7	27.6	2.4	38.7	17.6	431.6
$C_{\text{стебель}}$	60.5	10.4	79.6	5.5	53.5	49.0	21.1	25.8	31.0	12.7	24.9	1.9	30.3	21.9	428.0

растительности [21]. Выделены транспортная, социально-административная и лесопарковая зоны с различающимися режимами миграции и накопления полиаренов (рис. 1, табл. 1). Преобладание маркерных ПАУ в этих зонах обусловлено выбросами транспорта [11, 27].

Отбор, подготовка и анализ проб снежного покрова, почвы и растительности проводили в соответствии с действующими нормативами и руководствами. Детальная информация о соответствующих методах представлена в работах [29–31]. Отбор проб проводили на 33 точках регулярной сети экологического мониторинга, действующей в РУДН с 2017 г. снежный покров территории имел высоту до 50 см в лесопарковой зоне; отбор проб проводили во второй декаде марта, что позволило оценить накопление ПАУ за весь период наличия снежного покрова.

Почвы на территории лесопарка преимущественно дерново-средне-сильноурбоподзолистые слабо-средненарушенные на моренном покровном суглинке (в соответствии с [25] Albic Retisols (Ochric)); на территории кампуса – в разной степени нарушенные урбаноземы гумусированные слабо-среднемощные на моренном покровном суглинке [20] согласно международной классификации. Отбор производили в осенний период с глубины до 10–15 см. Так как именно в этом слое наиболее активны биогеохимические процессы миграции и трансформации поллютантов [1–3, 7, 8, 22, 23].

Растительные виды – мятлик луговой (*Poa pratensis*), произрастающий в районе лесопарка, и красная овсяница (*Festuca rubra*), произрастающая вдоль автотрасс и административной зоны кампуса – наиболее типичные представители травянистой растительности, распространенные на исследуемой территории, относятся к близким систематическим группам.

Пробы корней и надземных частей растительности (*Poa pratensis* и *Festuca rubra*) отбирали согласно ГОСТ 27262-87. Пробы почв изымали в соответствии с ГОСТ 17.4.3.01-2017 методом “конверта” из поверхностного слоя почвы, глубина изъятия 5–10 см. Отбор проб снега проводили по специально рассчитанной равномерной сетке на участках 5 × 5 м методом “конверта” согласно руководствам РД 52.04.186-89, РД 52.04.86-89 (ч. 2), М 02-902-143-07. Пробы отбирали на всю мощность снегоотборниками из химически стойкого полимерного материала. Затем для каждой точки отбора составляли сборную пробу массой не менее 1 кг, которую помещали в специальные контейнеры из химически стойкого полимерного материала. По мере таяния проб воду фильтровали на фильтры “синяя лента”, упаковывали в стеклянную посуду и помещали в холодильник.

Методы химического анализа почв. Компонентный анализ проб почв и растительности на содержание ПАУ проводился согласно ПНД Ф 16.1:2.2.2.3. 39-03 “Методика выполнения измерений массовой доли бенз(а)пирена в пробах почв, грунтов, твердых отходов и донных отложений методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) с использованием жидкостного хроматографа Люмахром с флуориметрическим детектированием” методом ВЭЖХ. ПАУ из проб почв и растений извлекали методом экстракции субкритическими растворителями с помощью системы ASE-350 (Dionex Corporation, США).

Навеску 1 г представительной и воздушно-сухой пробы изучаемого материала (почвы, растения) помещали в экстракционную ячейку и трижды экстрагировали смесью хлористый метилен : ацетон (1 : 1) при температуре и давлении в ячейке 100°C и 1600 psi (11031 кПа) соответственно. Полученные экстракты концентрировали в аппарате Кудерна–Даниша (температура в термостате 70°C), затем добавляли 3 см³ гексана и вновь упаривали до полного удаления хлористого метилена и ацетона. Концентрированный экстракт из пробы объемом 3 см³ очищали от полярных соединений методом колоночной хроматографии на оксиде алюминия II степени активности по Брокману. В качестве элюента использовали 50 см³ смеси гексан : хлористый метилен (4 : 1). Элюат концентрировали в аппарате Кудерна–Даниша при температуре в термостате 85°C до объема 5 см³, затем добавляли 3 см³ ацетонитрила и вновь упаривали при температуре 90°C до полного удаления гексана. Концентрированный экстракт анализировали на содержание ПАУ [21].

Концентрации ПАУ в пробах почв и растительности анализировали с использованием жидкостного хроматографа Люмахром ООО Люмекс с пламенно-ионизационным FID детектором, колонка Supelco, LC_PAN 5 мкм (25 см × 2.1 мм), термостатированная при 30°C, подвижная фаза – ацетонитрил–вода. Весь аналитический объем работ по определению концентраций ПАУ выполняли на базе Института биологии Коми НЦ УрО РАН (г. Сыктывкар). В результате идентифицированы 14 ПАУ. Границы относительной погрешности в зависимости от диапазона измерений (при вероятности $P = 0.95, \pm \delta, \%$) составляют для нафталина – 16–50, флуорена – 18–40, фенантрена – 20–50, антрацена – 18–50, флуорантена, пирена – 18–46, бенз(а)антрацена – 20–42, хризена – 22–52, бенз[b]флуорантена – 22–42, бенз[k]флуорантена – 18–48, бенз[a]пирена – 18–50, дибенз[a,h]антрацена – 20–48, бенз[ghi]перилена, индено[1,2,3-cd]пирена – 22–44%.

Анализ проб снега проводили в аккредитованном испытательном центре НОРТЕСТ (г. Москва) в соответствии с методикой ПНД Ф 14. 1:2.4.70-96. Массовые концентрации ПАУ определяли методом

высокоэффективной жидкостной хроматографии с флуоресцентной детекцией после экстракции из водной пробы гексаном и концентрирования экстракта путем выпаривания. Методика предназначена для количественного химического анализа различных типов воды с целью измерения массовых концентраций ПАУ. Этот метод может быть использован для анализа образцов снежного покрова и талой воды. Анализы проводили с использованием жидкостного хроматографа LC-20 Prominence Shimadzu, спектрофлуориметрического детектора RF-10AXL.

Интегральные показатели загрязнения сред Z_c для рассмотренных сред рассчитывали в соответствии с МУ 2.1.7.730-99 “Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест” (1999) по формуле:

$$Z_{c \text{ почва}} = \sum (K_{ci} + \dots + K_{cn}) - (n - 1),$$

$$K_i = C_i / C_{\text{фон } i},$$

где n — число определяемых суммируемых веществ; C_i — концентрация i -го вещества; $C_{\text{фон } i}$ — его фоновая концентрация; K_{ci} — коэффициент концентрации i -го компонента загрязнения.

Отметим, что наиболее ранние методические документы, в которых представлен данный метод оценки загрязненности сред — это разработанные Ревичем с соав. методические рекомендации [15, 16]. Первоначально суммарный показатель рекомендован для оценки загрязненности сред тяжелыми металлами. Предельные значения для урвней загрязненности определены для последующего отображения этой информации на картах: было указано, что интервалы градаций между изолиниями принимаются в арифметической пропорции (2, 4, 6, 8, 10...), но при построении карт выделяются четыре уровня загрязнения. По своей сути величина Z_c представляет собой статистическую характеристику уровня загрязнения среды комплексом веществ. В настоящее время в нормативно-методическом документе “Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации” (2003) приводится расширенная версия критериев оценки уровня химического загрязнения почвы (со ссылкой на СанПиН 2.1.7.1287-03). При этом указания на то, что в расчете Z_c могут участвовать лишь металлы, отсутствуют.

В расчете участвовали 14 ПАУ. Аналогичным образом рассчитаны Z_c для корней и надземных частей растений. Согласно [19], в расчете Z_c учтены только ПАУ, концентрации которых превышают фоновые значения.

Определение фоновых значений концентраций полиаренов. Значения $C_{\text{фон } i}$ определяли на основе метода динамических фазовых портретов. При его реализации для геохимических систем строится

диаграмма пространства состояний (фазовая плоскость или “портрет”), одной из координат которой является скорость роста концентраций, по другой оси — их фиксированные значения.

Особенность импактных зон мониторинга — сильные воздействия на окружающую среду в локальном масштабе в зонах, где осуществляется деятельность, связанная с повышенными экологическими рисками; следствие этого — большие перепады значений между минимальными и максимальными концентрациями загрязнителей. Для настоящей задачи особенность — чрезвычайно низкие регламентированные концентрации (ПДК) контролируемых веществ, а для некоторых ПАУ — отсутствие ПДК. Поэтому фоновые значения показателей приобретают основополагающие значения при критериальных оценках загрязнения. Требуется высокая плотность точек опробования и существенные отклонения выборок полей концентраций ПАУ от нормального статистического распределения.

При определении фоновых значений простое усреднение в условиях недостаточности информации о структурной неустойчивости компонентов экосистемы приводит к грубейшим ошибкам. В связи с этим необходимо использование более эффективного подхода.

Суть метода фазовых портретов состоит в анализе траектории изменения какого-либо параметра в координатах X и dX/dt , где X — значение исследуемого параметра, а dX/dt — скорость его изменения. Траектории позволяют выявить устойчивые и неустойчивые состояния системы, временные характеристики, значения параметра того или иного состояния, а также критические точки (показывают переход из одного состояния в другое). Для оценок $C_{\text{фон}}$ каждого индивидуального ПАУ в снежном покрове, почве, корневых и надземных частях растений построены фазовые портреты на основе случайной выборки концентраций в фоновой (лесопарковой) зоне исследуемой территории. Методика предполагает предварительное неоднократное избавление от экстремальных значений с учетом 95% доверительных интервалов [10, 13]. Далее были отстроены графики фазовых портретов. Циклические траектории характеризуют параметры состояния экосистем; при наличии нескольких циклов выделяется один из них с минимальной площадью, из которого выходят неустойчивые траектории, и к которому они возвращаются. Этот предельный цикл представляет собой устойчивый аттрактор, который дает толчок развития систем. Графические построения могут быть аппроксимированы различными функциями; применяли сплайн-функции для координат C_i и $\Delta C_i = C_i - C_{i-1}$ и линейные — для определения значений фона $C_{\text{фон } i}$ как пересечения с осью абсцисс.

Для урбоэкосистем полученные таким образом величины $C_{\text{фон}}$ не отражают “физиологически” допустимый уровень нагрузок или состояние почв на незагрязненной территории. Рассчитанные значения $C_{\text{фон}}$ характеризуют сложившуюся обстановку (техногенную нагрузку), поскольку абсолютно чистых (“первозданных”) территорий в мегаполисе не существует. Тем не менее, полученные значения характеризуют состояние сред в относительно чистой лесопарковой зоне (фоновая территория). В качестве примера приведем график для определения $C_{\text{фон почв}}$ для An (рис. 2).

Отметим, что метод динамических фазовых портретов чаще применяется для анализа временных рядов. Однако в настоящем случае рассматривается пространственная динамика. Такой подход правомерен: при условии, что пространственные поля заданы в узлах регулярной равномерной сетки, к ним признается возможным применять практически все методы анализа временных рядов.

Анализ данных проведен методами корреляционного анализа с применением программного комплекса Statistica 8.

Картографирование результатов анализа проведено с применением Surfer 15.0 Golden Software (метод кригинга для интерполяции данных).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Оценка фоновых концентраций полиаренов. Результаты расчета фоновых концентраций ПАУ в средах приведены в табл. 2. Для сравнения в таблице представлены данные из обзора [35], где оценивались содержания ПАУ в почвах средних широт различных регионов мира. Показаны средние и медианные (в скобках) значения, характерные для лесных зон и для городских территорий. Также приводятся данные о загрязненности почв Москвы, опубликованные в работе [11].

В целом среди всего комплекса ПАУ в фоновой (лесопарковой) зоне преобладают легкие полиарены, однако и здесь выражено влияние автотранспорта (более чем двукратное преобладание Bbflu над Bkflu). По сравнению с территориями, по которым приводятся данные в зарубежном обзоре [35], рассмотренная в настоящей статье фоновая лесопарковая зона оказалась значительно менее загрязненной. Так, 4-кольцевые ПАУ An, Flu, Py, BaA, 5-кольцевой Bkflu и 6-кольцевой Bghi присутствуют в концентрациях ниже медианных значений для лесов. Ни одно из рассчитанных фоновых значений не превышает пределы концентраций для лесов. Это подтверждает, что выбранная для исследования территория действительно может

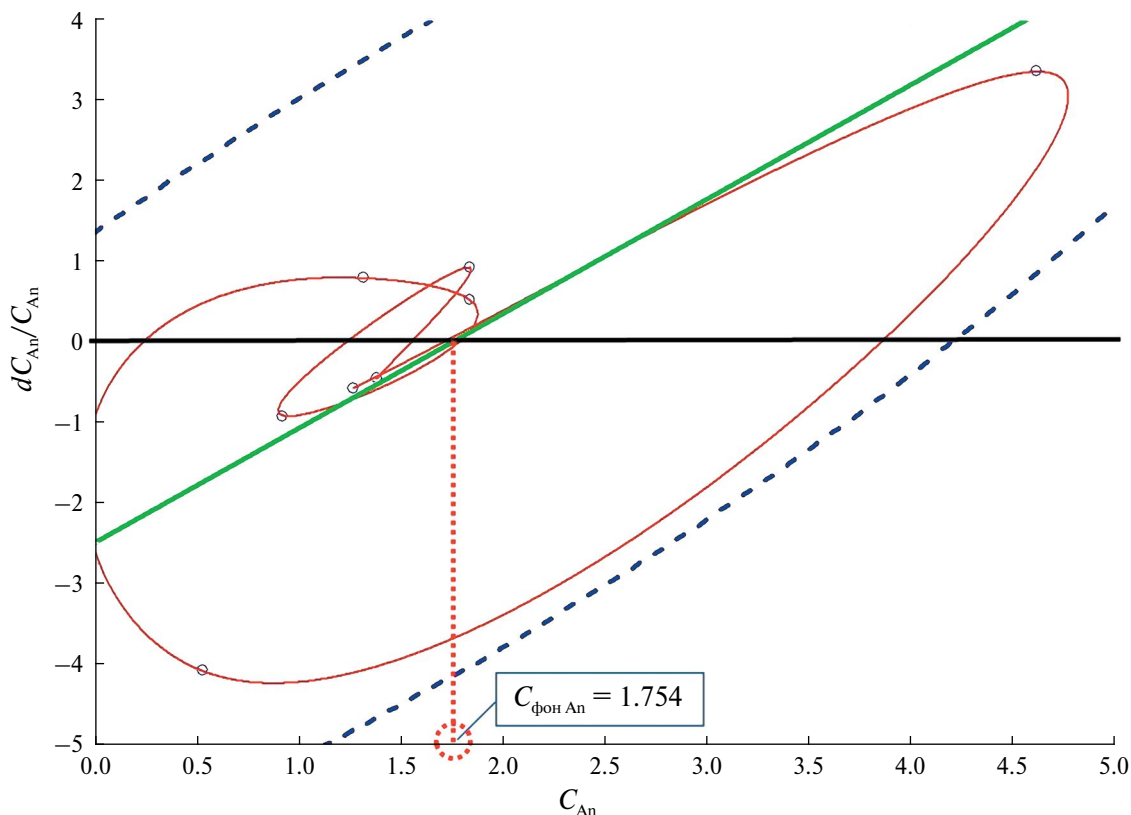


Рис. 2. Пример определения фоновой концентрации An в почвах методом динамических фазовых портретов.

Таблица 2. Фоновые концентрации полиаренов в средах на исследуемой территории, мкг/кг

ПАУ	$C_{\text{фон почвы}}$	$C_{\text{почв лес}}$	$C_{\text{почв город}}$	$C_{\text{почв фон [8]}}$	$C_{\text{почв город [8]}}$	$C_{\text{фон корни}}$	$C_{\text{фон стебли}}$	$C_{\text{фон снег}}$
		среднее (медиана), по [29]						
Naph	28.9	33 (20)	39 (17)	—	—	52.3	45.9	(0.019)*
Fluorene	3.71	6.9 (2.8)	23 (1.8)	—	—	8.13	10.6	(0.0059)**
Phen	31.9	60 (29)	190 (37)	—	—	46.6	80.5	0.014
An	1.75	8.6 (3.4)	58 (18)	—	—	2.54	4.37	0.00063
Flu	34.0	118 (59)	805 (273)	—	33,9	16.9	21.3	0.034
Py	30.0	72 (36)	593 (155)	8.3	927	10.55	17.5	0.011
BaA	10.8	43 (15)	437 (92)	4.2	40.0	4.03	4.83	0.0021
Chr	15.7	21 (10)	278 (53)	—	—	5.28	7.54	0.0063
Bbflu	16.5	34 (17)	456 (80)	—	—	4.56	7.47	0.0064
BkFlu	6.33	20 (11)	236 (30)	6.5	312	2.23	2.98	0.0021
BaP	10.9	19 (10)	350 (88)	3.4	644	4.35	4.16	0.0063
DbA	0.63	10 (4)	55 (12)	—	—	0.36	0.82	(0.0059)**
Bghi	7.90	28 (23)	370 (91)	5.7	95	1.87	7.74	0.0052
IP	н/о	14 (9)	387 (76)	—	—	н/о	2.55	(0.019)*

* Ниже предела обнаружения 0.02 мкг/кг.

** Ниже предела обнаружения 0.006 мкг/кг.

рассматриваться как фоновая, несмотря на свое расположение в городе. Сопоставление фоновых концентраций ПАУ в средах не позволяет сделать вывод о более выраженном загрязнении какой-либо одной среды. Очевидно, что концентрации ПАУ в снежном покрове значительно ниже, чем в почвах или растительности. Однако в самих почвах и растительности максимумы накопления полиаренов приходятся на совершенно разные точки наблюдений, и выраженного “наследования” загрязненности от среды к среде для одной и той же точки нет.

Далее для всей выборки данных и для функциональных зон исследуемой территории были рассчитаны величины интегральных показателей загрязнения с учетом полученных значений фона.

Распределение величин интегрального индекса загрязнения сред по территории

Результаты расчета величины Z_c для снежного покрова приведены на рис. 3а. Как видно, повышенные концентрации ПАУ и, соответственно, Z_c приурочены к автотрассам, а также объектам транспортной инфраструктуры. В то же время и лесная, и социально-административная зоны характеризуются в целом допустимыми уровнями загрязненности ($Z_c < 16$). Отметим, что последнее соотношение применяется как универсальное для почв и других сред без должного теоретического

обоснования. Тем не менее, существенное загрязнение снежного покрова за период его стояния является объективным показателем аэрогенного загрязнения от автотранспорта, поскольку обладает выраженными депонирующими свойствами. Наибольшие накопления поллютантов имеют территории у перекрестка и автобусных остановок на пересечении ул. Миклухо-Маклая и Ленинского проспекта. По данным расчетов интенсивности движения транспорта в этом районе зафиксирован максимум (более 35 млн/год).

Интегральный показатель загрязнения почв демонстрирует более сложный характер пространственного распределения (рис. 3б). Как и в случае снежного покрова, выражены локальные максимумы $Z_{c \text{ почв}}$ — повышенные уровни загрязнения почвенного покрова в точках влияния автотрасс и транспортной инфраструктуры. Вклад в загрязнение вносят, вероятно, и объекты ЖКХ (точка 1, максимально близкая к жилой застройке; возможно, влияние сжигания отходов или рекреации — незаконное разведение огня). Но в целом уровни загрязненности лесопарковой и большей части социально-административной зоны допустимые.

Накопление ПАУ в корневых частях растительности (рис. 3с) наследует характер пространственного распределения $Z_{c \text{ почв}}$. Сохраняются локальные максимумы в районах точках 1, 10 и 28, однако

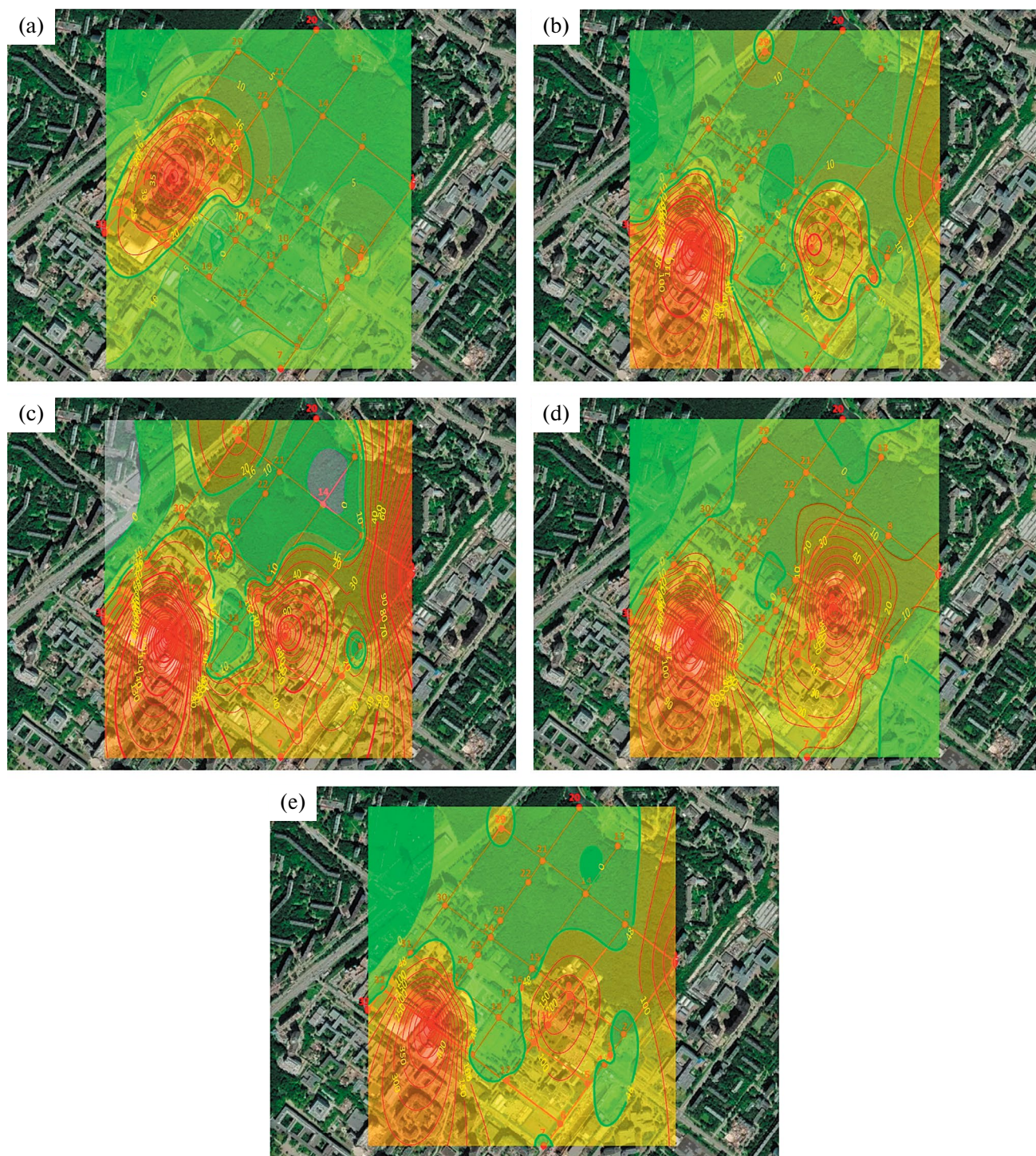


Рис. 3. Показатели Z_c снежного покрова (а), почв (б), корневой (с), надземной частей (д) растительности и интегральный индекс (е). Цветом обозначены уровни загрязнения: градациями зеленого — допустимые уровни; градациями красного — превышения допустимого уровня.

появляются и новые максимумы — в зоне транспортного загрязнения (точки 16, 26, 29) в социально-административной зоне (точка 24). Выраженный минимум загрязнения характерен для центральных частей лесопарка (естественная

растительность) и социально-административной (культивируемая растительность, искусственное орошение) зон. Это свидетельствует о наличии более интенсивных процессов самоочищения почв за счет естественных биоценозов.

Распределение величины интегрального показателя в Z_c для надземных частей растений на исследуемой территории (рис. 3d) частично повторяет картину, характерную для почв, однако размер зоны с допустимыми уровнями загрязнения здесь больше. В частности, даже часть транспортной зоны с весьма высокой интенсивностью движения (Ленинский проспект) оказывается в зоне допустимых нагрузок с $Z_{c \text{ стебли}} < 16$. Локальные максимумы в точках 9 и 28 сохраняются.

Оценка суммарного загрязнения сред. В суммарную оценку были включены Z_c для почв, корневых частей растений и надземных частей. Исходя из того, что в качестве опасного уровня для каждой из сред рассматривалось значение $Z_c > 16$, для суммарного показателя $Z_{c \text{ сумм}}$ выделено критическое значение $Z_{c \text{ сумм}} > 48$. Подчеркнем, что это условная граница; ее официального обоснования не существует. На рис. 3е приведено пространственное распределение величины $Z_{c \text{ сумм}}$. В то же время оценка суммарного загрязнения территории по индивидуальным показателям для сред приводится и в других работах, например, в [18].

По суммарной характеристике $Z_{c \text{ сумм}} < 48$ выделяется зона допустимых нагрузок в центральных частях лесной зоны и по окраинам социально-административной зоны. Но если эта оценка оправдана, как и максимумы $Z_{c \text{ сумм}}$ в зонах максимального загрязнения почв, то определение западной части изучаемой территории (транспортной зоны) как условно чистой зоны выглядит неоднозначно: эта территория подвергается влиянию атмосферного переноса загрязнения со стороны Ленинского проспекта (участок 2 с весьма интенсивным движением). Вероятным объяснением может быть то, что между собственно территорией кампуса и участком автотрассы присутствуют здания, препятствующие непосредственному поступлению ПАУ с Ленинского проспекта. Лишь выхлопы и твердые частицы, преодолеваящие этот барьер, попадают на изучаемую территорию. В дополнение к этому благополучное состояние растительности поддерживается комплексом ландшафтных работ в кампусе, постоянным уходом за территорией.

Величины Z_c в функциональных зонах изучаемой территории. Обоснованные значения фоновых концентраций позволяют выделить репрезентативные точки для проведения оперативного мониторинга. Наименее загрязненные точки 14, 23 и 17 характеризуют фоновые значения, по отношению к которым можно проследить динамику накопления поллютантов в пределах выделенных функциональных зон. Данные табл. 3 демонстрируют заметные различия интегральных индексов загрязнения в функциональных зонах. Однако наблюдаются значительные вариации показателей Z_c (например, $Z_{c \text{ почв}}$ в транспортной зоне).

Видно, что повышенными значениями Z_c характеризуются все компоненты почвенно-растительной системы, а также корневые части растительности в социально-административной зоне. При этом значение суммарного показателя загрязнения в социально-административной зоне значительно превышает условно безопасный уровень и составляет 49.7, что объясняется вкладом $Z_{c \text{ корень}}$. Но лидирует транспортная зона, причем по всем показателям и компонентам системы. При таких уровнях загрязнения потенциал самоочищения должен быть давно исчерпан.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Распределение значений концентраций ПАУ по площади кампуса обусловлено синергетическими процессами, протекающими в системе атмосфера–почва–растения, с наложением импульсных нагрузок от потоков автотранспорта в виде аэрогенных выбросов.

Максимальные нагрузки испытывают территории на расстоянии 100–150 м от автотрасс. Накопление ПАУ свидетельствует о коренном преобразовании структурных переходов в системе атмосфера–почвы–растения. Подтверждением этому – высокие значения Z_c , превышающие значения для фоновых территорий в 10 раз и более.

Аккумуляции ПАУ в надземных частях растений обусловлена их выборочным поступлением через корневую систему из почвы и осаждением из

Таблица 3. Значения интегрального показателя Z_c в функциональных зонах

Точки	$Z_{c \text{ снег}}$	$Z_{c \text{ почв}}$	$Z_{c \text{ корень}}$	$Z_{c \text{ стебель}}$	$Z_{c \text{ сумма}}$
Лесопарковая зона	$\frac{1.0-12.4}{4.8}$	$\frac{0.0-26.6}{5.8}$	$\frac{0.0-22.7}{5.1}$	$\frac{0.0-17.1}{4.1}$	$\frac{2.4-66.4}{15.0}$
Социально-административная зона	$\frac{1.0-9.5}{4.0}$	$\frac{1.1-46.3}{6.8}$	$\frac{1.2-200.8}{33.5}$	$\frac{0.0-37.1}{9.4}$	$\frac{2.3-264.1}{49.7}$
Транспортная зона	$\frac{1.0-54.9}{13.3}$	$\frac{0.0-1796.9}{178.9}$	$\frac{2.7-266.3}{61.7}$	$\frac{0.0-192.7}{35.9}$	$\frac{3.8-2018.3}{276.5}$

* Выделены значения выше допустимого уровня загрязнения (пояснения в тексте).

атмосферы непосредственно на надземные части растений.

Работы по обоснованию допустимых уровней загрязнения почвенно-растительных систем весьма актуальны, но еще далеки от завершения. В этих условиях в качестве выхода обоснованы величины фоновых концентраций полиаренов на основе метода динамических фазовых портретов.

Рассчитанные фоновые концентрации для городской почвенно-растительной системы находятся в пределах, характерных для почв лесных участков умеренных широт (а для шести из 14 рассмотренных ПАУ эти концентрации оказались ниже). Таким образом, применение полученных фоновых уровней загрязнения позволяет решить проблему оценок уровней загрязненности территорий.

Расчет интегральных показателей загрязнения Z_c для сред показал существенные различия уровней загрязнения в трех рассмотренных зонах. В лесопарковой зоне средние значения Z_c изменяются от 1.0 для снега до 0 для надземных частей растений. В социально-административной зоне максимум загрязнения приходится на корневые части растений, а в транспортной зоне на почвы. Во всех трех зонах интегральный показатель загрязнения надземных частей растений был ниже, чем для корневых частей, что указывает на фильтрующую роль корней по отношению к потокам поллютантов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках темы 202700-0-000 “Разработка методического, информационно-аналитического и IT-сопровождения для мониторинга состояния окружающей среды территорий и для ликвидации последствий чрезвычайных ситуаций” (Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования “Российский университет дружбы народов имени Патриса Лумумбы”).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агапкина Г.И., Ефименко Е.С., Бродский Е.С. и др. Приоритетные органические загрязнители в почве дендропарка Ботанического сада МГУ имени М. В. Ломоносова. Сообщение 2. Особенности вертикального распределения полициклических

ароматических углеводородов в профиле урбо-дерново-подзолистой почвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2015. № 3. С. 37–45.

2. Габов Д.Н., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М., Яковлева Е.В. Полициклические ароматические углеводороды в почвах техногенных ландшафтов // Геохимия. 2010. № 6. С. 606–610.
3. Дерябкина И.Г., Сушкова С.Н., Антоненко Е.М., Минкина Т.М., Дудникова Т.С., Попилешко Я.А. Анализ содержания и распределения бенз(а)пирена в черноземе обыкновенном ботанического сада ЮФУ. // Устойчивое развитие территорий: теория и практика. 2018. С. 160–163.
4. Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1972. 292 с.
5. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2022 году» / Под ред. А.О. Кульбачевского. Москва, 2023. 276 с.
6. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2021 году» / Под ред. А.О. Кульбачевского. Москва, 2022. 234 с.
7. Дудникова Т.С., Сушкова С.Н., Минкина Т.М., Антоненко Е.М., Барбашев А.И., Попилешко Я.А., Лобзенко И.П. Анализ содержания полициклических ароматических углеводородов в различных типах почв импактной зоны Новочеркасской ГРЭС // Материалы по изучению русских почв. М., 2020. С. 28–34.
8. Константинова Е.Ю., Сушкова С.Н., Минкина Т.М., Антоненко Е.М., Константинов А.О., Хорошавин В.Ю. Полициклические ароматические углеводороды в почвах промышленных и селитебных зон Тюмени // Известия Томского политех. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2018. № 329. С. 66–79.
9. Нартов А.С. Определение ПДК полиароматических углеводородов в почве с использованием индекса общего токсического воздействия // Научные исследования в современном мире: теория, методология, практика. 2019. С. 212–216.
10. Никерина Н.В., Задонская О.В. Применение метода динамических фазовых портретов для оценки природных фоновых концентраций в реке Нева // Сб. докл. междунар. научн. конференции памяти выдающегося русского ученого Юрия Борисовича Виноградова “Четвертые Виноградовские чтения. Гидрология: от познания к мировоззрению”. СПб.: Изд-во ВВМ, 2020. С. 973–978.
11. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е. Полициклические ароматические углеводороды в городских почвах (Москва, Восточный округ) // Почвоведение. 2011. № 9. С. 1114–1127.
12. Предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в атмосферном воздухе зон произрастания лесообразующих древесных пород. Утв. Рослесхозом, Минприроды РФ 10.05.1995.

13. Разработка научно-обоснованных рекомендаций по расчету фоновых концентраций химических веществ в речных водах России с учетом специфики природно-территориальных комплексов, а также антропогенного воздействия // Отчет о НИР по этапу 2 договора № 63-НИР/ФЦП-2016 от 18.04.2016. Рук. Л.И. Минина. Ростов-на-Дону, 2016. 179 с.
14. Ревич Б.А., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве. М.: ИМГРЭ, 1990. 17 с.
15. Ревич Б.А., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С., Сорокина Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. М.: ИМГРЭ, 1982. 111 с.
16. Редина М.М., Хаустов А.П. Предварительные результаты оценки транспортной нагрузки на кампус РУДН и Юго-Западный лесопарк // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. 2022. Т. 30. № 1. С. 86–91. <https://doi.org/10.22363/2313-2310-2022-30-1-86-91>
17. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 226 с.
18. Рунова Е.М., Гаврилин И.И., Гаврилина М.К. Комплексная оценка экологического состояния древесных растений урбоэкосистемы Братска по интегральному показателю устойчивости // Хвойные бореальной зоны. 2012. № 29. С. 312–315.
19. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990 335 с.
20. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В., Губанков А.А. Почвенная карта Москвы (с пояснительным текстом) // Экологический атлас Москвы. М.: АБФ/ABF, 2000.
21. Хаустов А.П., Кенжин Ж.Д., Редина М.М., Алейникова А.М. Распределение полициклических ароматических углеводородов в почвенно-растительной системе под влиянием транспортных нагрузок городской среды // Почвоведение. 2021. № 7. С. 871–883. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21070066>
22. Яковлева Е.В., Габов Д.Н., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М. Полициклические ароматические углеводороды в почвах и растениях нижнего яруса южной кустарниковой тундры в условиях техногенеза // Почвоведение. 2014. № 6. С. 685–696.
23. Яковлева Е.В., Габов Д.Н., Василевич Р.С., Гончарова Н.Н. Участие растений в формировании состава полициклических ароматических углеводородов торфяников // Почвоведение. 2020. №. 3. С. 316–329.
24. Boehm P.D. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) // Environ. Forensics. 1964. Academic Press. P. 313–337.
25. IUSS Working Group WRB (2014) World reference base for soil resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports № 106. Update 2015. FAO, Rome, 2015.
26. Hartwell J.C. Survey of Compounds Which Have Been Tested for Carcinogenic Activity. U. S. Gov't. Printing Office. Washington, D. C. 1951.
27. Khaustov A., Redina M. Justification of geochemical markers of the soil–plant system state for a local model of traffic pressure // Arab. J. Geosci. 2021. V. 14(24). <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08868-5>
28. Khaustov A., Redina M. Geochemical Markers Based on Concentration Ratios of PAH in Oils and Oil-Polluted Areas // Geochem. Int. 2017. V. 55(1). P. 98–107.
29. Khaustov A., Redina M. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Snow Cover of Moscow (Case Study of the RUDN University Campus) // Polycyclic Aromatic Compounds. <https://doi.org/10.1080/10406638.2019.1645707>
30. Khaustov A., Redina M. Anisotropy of the polyarenes distribution in the urban soil–plant systems under the conditions of transport pollution // Appl. Geochem. 2022. V. 143. P. 105383. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105383>
31. Khaustov A., Redina M., Kenzhin Zh. Thermodynamic assessments of the migration and accumulation of PAHs in the soil–plant system // Arab. J. Geosci. 2022. V. 15. P. 1463. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10730-1>
32. Mackay D., Shiu W.Y., Lee S.C. Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. CRC press, 2006. <https://doi.org/10.1201/9781420044393>
33. Priority pollutant list. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>.
34. Sakari M. Depositional history of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Reconstruction of petroleum pollution record in Peninsular Malaysia. IntechOpen // Organic pollutants ten years after the Stockholm convention. Environmental and Analytical Update / Ed. Puzyn T., Mostrag-Szlichtyng. A. InTech., 2012. P. 135–162.
35. Wilcke W. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil–A review // J. Plant Nutrition Soil Sci. 2000. V. 163. P. 229–248.
36. Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R. et al. PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition // Org. Geochem. 2002. V. 33. P. 489–515.

Assessment of the Transport Load on the Soil-Plant System Based on Integrated Indicators of Pollution of Natural Environments

A. P. Khaustov^{1, *}, and M. M. Redina¹

¹People's Friendship University of Russia named after Patrice Lumumba, Moscow, 117198 Russia

**e-mail: khaustov-ap@rudn.ru*

The distribution of integral indicators of contamination of components of the soil-plant system with polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban area is considered. The object of study is an anthropogenically modified natural complex of the RUDN University campus and the adjacent South-Western Forest Park (Moscow), including soils (Albic Retisols (Ochric)) and common plant species. The main pollution source is traffic load. Emissions from five sections of roads surrounding and crossing the territory form a specific picture of the distribution of pollutants, which is demonstrated by the example of marker compounds – polycyclic aromatic hydrocarbons. As an approximate safe level of contamination of soils and vegetation, background concentrations of individual polyarenes in environments, determined by the method of dynamic phase portraits, were calculated. A local redistribution of contamination zones was revealed during the migration of polyarenes from snow into soils, then into root systems and above-ground parts of vegetation. The proposed methodological approach, based on the use of integral indicators, allows us to assess the degree of damage to ecosystems by a complex of priority pollutants.

Keywords: integrated pollution indicators, polycyclic aromatic hydrocarbons, Albic Retisols (Ochric), transport

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.054; 504.61

КЕРОСИНОВОЕ ТОПЛИВО КАК ИСТОЧНИК ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ (ОБЗОР)

©2024 г. Т. В. Королева^а, И. Н. Семенков^{а, *}, С. А. Леднев^а, О. С. Солдатов^б

^аМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^бАО «ЦЭНКИ»-КЦ «Южный», ул. Школьная, 1, Байконур, 468320 Казахстан

*e-mail: semenkov@geogr.msu.ru

Поступила в редакцию 25.04.2024 г.

После доработки 26.04.2024 г.

Принята к публикации 01.05.2024 г.

Керосин широко используется в различных видах антропогенной деятельности. Вопрос его экологической безопасности наиболее часто поднимается в связи с использованием реактивного топлива самолетами и ракетами-носителями. На всех этапах жизненного цикла авиация и ракетно-космическая техника воздействуют на окружающую среду. В авиации загрязнение атмосферного воздуха и наземных экосистем обусловлено в первую очередь керосином и продуктами его неполного сгорания и технологически предусмотрено при сливе топлива в воздухе в случае аварийной посадки у ряда моделей. При эксплуатации ракетно-космической техники керосин поступает в наземные экосистемы в результате проливов топлива из двигателей и баков горючего на местах падения отработавших первых ступеней ракет-носителей. Из вторых и третьих ступеней ракет-носителей керосин не поступает в наземные экосистемы. Компонентный состав аэрозольных эмиссий из двигателей самолетов и ракет-носителей изучен достаточно детально. При этом в отношении почв практически отсутствуют публикации с репрезентативными выборками и их статистической обработкой не только по содержанию керосина, но и суммарному содержанию нефтепродуктов в почвах зон воздействия авиационно-космической техники. Тем не менее, имеющиеся данные и результаты математического моделирования позволяют утверждать, что при штатном режиме эксплуатации авиационной и ракетно-космической техники наблюдается приемлемый уровень поступления углеводородов в наземные экосистемы, не превышающий ассимиляционный потенциал. То есть поступающее количество керосина достаточно быстро исчезает, не нанося необратимого урона.

Ключевые слова: авиационное топливо, дерново-подзолистые почвы (Albic Retisols), бурые аридные почвы (Calcisols), ракетно-космическая деятельность, суммарное содержание нефтяных углеводородов, летучие органические соединения

DOI: 10.31857/S0032180X24090095, **EDN:** WLOWIK

ВВЕДЕНИЕ

Керосин — нефтяная фракция, выкипающая в интервале температур около 140–280°C, которую получают при перегонке или вторичной переработке нефти и состоящая преимущественно из длинномерных алканов (C₈–C₁₄) [52, 53]. В России ежегодно для внутренних нужд производится около 11 млн. т. керосина [33]. Наиболее универсальный из всех видов керосина — технический керосин (ГОСТ 18499-73) — применяют в химической промышленности, как топливо при обжиге стеклянных и фарфоровых изделий и растворитель для промывки механизмов и деталей, в

качестве растворителя при производстве асфальта [56]. Осветительный керосин (ГОСТ 11128-65, ГОСТ 4753-68) используют для освещения в 500 тыс. домохозяйств [44], как топливо в разнообразных плитах и в отоплении.

Керосиновые топлива используют в авиационно-космической технике и отличаются содержанием S, органических веществ, в состав которых входят S, N и O [9], смолистых соединений, нестабильных углеводородов, наличием присадок, улучшающих эксплуатационные характеристики, снижающих электропроводность и ингибирующих коррозию и жизнедеятельность биоты [51].

Современные гражданские и военные самолеты и вертолеты с газотурбинными двигателями работают на авиационном керосине (реактивное топливо). В России для дозвуковой авиации ГОСТ 10227-2013 предусматривает использование марок керосина ТС-1, Т-1, Т-1С, Т-2 и РТ, а для сверхзвуковой — Т-6 и Т-8В по ГОСТ 12308-2013. Наиболее массовыми являются взаимозаменяемые ТС-1 и РТ. В ракетах-носителях используют керосин марок Т-1 и РГ-1 в паре с жидким кислородом [29]. Ракетный и авиационный керосин состоят преимущественно из (цикло)алканов и в меньшей степени — алкенов и ароматических углеводородов [29, 48, 49].

Химическое воздействие авиационно-космической техники на окружающую среду обусловлено в первую очередь эмиссией двигателями отработавших газов от поверхности земли до околоземного космического пространства [14, 18, 42, 43, 55, 57]. Основные выбросы авиационных и ракетных двигателей при полном сжигании керосина — это CO_2 (около 72 и 71% соответственно) и вода (около 28 и 29%) [29, 31, 47]. Окисление атмосферного N_2 при очень высоких температурах в камерах сгорания двигателей приводит к образованию N_xO_y . На побочные продукты неполного сгорания приходится <1% выхлопных газов [29, 51], в составе которых могут присутствовать продукты сгорания, трансформации смазочных масел [34, 35, 41, 65] и износа механических деталей [36]. В авиационных двигателях SO_x , дополнительные N_xO_y , несгоревшие углеводороды и твердая сажа [5] возникают за счет примесей [34, 51] и неидеальных условий сгорания — уменьшения мощности тяги.

Цель работы — оценка загрязнения почв реактивным топливом при штатном использовании авиационной и ракетно-космической техники и асимбиотического потенциала наземных экосистем по отношению к керосину.

АВИАЦИОННАЯ ТЕХНИКА КАК ИСТОЧНИК ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ КЕРОСИНОМ

Штатная эксплуатация двигателей в гражданской авиации влечет за собой загрязнение окружающей среды продуктами сгорания топлива и не предполагает эмиссию керосина. В соответствии с Авиационными правилами (АП-23. “Нормы летной годности гражданских легких самолетов”), обычно реактивный лайнер набирает высоту в 1 км примерно за минуту. За счет диффузии в атмосфере загрязняющие вещества, выбрасываемые на высоте выше 900 м, не достигают земной поверхности и практически не загрязняют приземный слой воздуха [20]. Примерно 90% выбросов самолетов, за исключением углеводородов и СО (около 70%), образуется по трассе полета. Остальная часть выбрасывается при посадке, взлете и рулении на земле,

что определяет минимальный риск загрязнения почв [12, 14, 19, 37].

Согласно Приложению 16 к Конвенции о международной гражданской авиации, конструкция воздушных судов предотвращает преднамеренный выброс в атмосферу жидкого топлива из соплового коллектора при остановке двигателя по завершении нормального полета или операций на земле. Современные ближнемагистральные и региональные модели самолетов в случае предстоящей вынужденной или аварийной посадки также не способны сливать топливо и во время полета. Такая возможность есть только у широкофюзеляжных дальнемагистральных самолетов и ряда военных моделей за счет специальных приспособлений, через которые керосин принудительно выдавливается из топливных баков и рассеивается в окружающую атмосферу [2]. Информация о сливе топлива в воздухе военной авиацией весьма противоречива (табл. S1).

Математические модели [2–4, 5, 23] аварийного сброса топлива самолетом показывают наличие предельной высоты, зависящей от конкретных метеоусловий (в основном, распределение температур), ниже которой сброс топлива приводит к выпадению неиспарившегося керосина на почву. Чем ниже температура воздуха, тем больше должна быть высота сброса топлива для минимизации экологических последствий. Например, для юга Кыргызстана, острова Сахалин и Западной Сибири в теплый период года она составляет 5–6 км. Для наиболее жаркого месяца (июля) Западной Сибири она уменьшается до 1 км, а с ноября по март при сбросе с любой высоты полета весь керосин не успевает испариться, и в январе–феврале по расчетам около половины сброшенного топлива попадает на поверхность земли [3]. Но в литературе отсутствуют фактические данные, подтверждающие такое выпадение керосина из атмосферы.

Особо стоит отметить, что все существующие математические модели аэрогенного загрязнения почв керосином в результате сброса самолетами, совсем не учитывают его биогенное и абиогенное разрушение и испарение. При этом вклад данных процессов в снижение концентрации керосина очень высок [17, 39, 43, 58, 59]. Так, сухие песчаные почвы, в которых специально не подавляли активность биоты, через 5 мес. после внесения керосина потеряли 85% углеводородов, а с пониженной активностью — только 25% [40]. Рассчитываемое по математическим моделям количество керосина, поступающего на поверхность земли, из минеральных почв быстро испарится, будет разрушено биотой или под действием физических факторов среды. Материал пахотного горизонта песчаной и суглинистой почвы и торф из исторической провинции Уппланд Швеции, насыщенный керосином до состояния предельной керосиномкости и

помещенный в чашки Петри, за 2 дня при температуре 27°C потерял за счет испарения 97, 70 и 43% углеводов [39]. По другим данным, в торфяных почвах аварийное загрязнение легколетучими углеводородами может сохраняться длительное время [11].

В работах [7, 32] утверждается, что в военной авиации керосин и другие поллютанты поступают в атмосферу при использовании форсажного режима — увеличения тяги во время взлета, разгона до сверхзвуковой скорости или воздушных маневров за счет сжигания дополнительного топлива в форсажной камере и повышения интенсивности теплового процесса. При этом образуются и могут рассеиваться капли из керосина [7, 18], которые впоследствии осаждаются на землю [2, 7, 32]. Математическая модель выпадения 1 кг керосина на поверхность почвы с высоты 100 м при разное на 1–2313 м капель различного диаметра обособывает загрязнение территорий вокруг аэродромов на расстоянии 100–1500 м от взлетно-посадочной полосы [7]. По этой модели за 50 лет эксплуатации аэродрома в непосредственной близости от его взлетно-посадочной полосы максимальный уровень загрязнения почв керосином составит 58 г/кг. Однако стоит подчеркнуть, что данная модель [7] также не учитывает потери от испарения и биологической трансформации углеводов. Если учесть естественное самоочищение почв от углеводов, то рассчитанный уровень загрязнения снизится до значений, не обнаруживаемых хромато-масс-спектрометрическим методом, за несколько лет даже при условии единоразового поступления всего объема поллютантов [26, 58, 59].

Можно предполагать наличие в почвах зоны взлета и посадки самолетов не керосина, а продуктов его неполного сгорания, возникающих при обычном режиме эксплуатации и при использовании форсажа. Поскольку реактивное топливо в основном состоит из длинномерных алканов (C_8 – C_{14}), то обнаруживаемые в выхлопных газах самолетов более легкие углеводороды и альдегиды (C_2 – C_7) являются продуктами его неполного сгорания, а не исходным горючим [52, 53]. Даже если допустить осаждение капель керосина при использовании форсажного режима, то вероятнее всего количество выпавшего из атмосферы загрязнителя столь мало, что поступившие и неиспарившиеся остатки успешно метаболизируются почвенными организмами [10, 27, 59] или разрушатся под действием абиотических процессов [30, 62]. В российской и зарубежной литературе не удалось найти работ, которые бы показывали существенное загрязнение почв углеводородами вблизи аэродромов и гражданских аэропортов.

Еще одной проблемой, время от времени обсуждаемой в прессе, является наличие на военных аэродромах подземных “керосиновых линз”

объемом тысячи тонн, образовавшихся из-за утечек авиационного топлива из хранилищ. Но научных публикаций на эту тему немного [27, 52, 50, 60, 61]. Чаще всего отмечается лишь факт существования “керосиновых линз” без детального обсуждения их генезиса [50, 63]. Расчетная площадь таких образований составляет от десятков до тысяч гектаров, а масса керосина — от тысячи до сотен тысяч тонн. Например, на глубине 2–6 м под аэродромом Чкаловский и расположенными вблизи него жилыми районами Московской области на площади 26 га находится около 20 тыс. т керосина. Глубина возможного просачивания углеводов зависит от ландшафтных условий, варьирует от 1.5 до 5 м и определяется наличием геохимических барьеров [13, 25, 60].

РАКЕТНО-КОСМИЧЕСКАЯ ТЕХНИКА КАК ИСТОЧНИК ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ КЕРОСИНОМ

Ракета-носитель за минуту набирает высоту около 10 км, поэтому время выброса загрязняющих веществ в приземном слое атмосферы не превышает нескольких секунд. В плотных слоях атмосферы (до высоты 50 км) ракеты-носители сжигают 70–76% всей массы топлива [29]. При старте продукты сгорания топлива образуют облако, которое в течение нескольких минут поднимается до высоты 300–400 м.

При штатном режиме эксплуатации ракет-носителей керосин проливается только в районах падения отработавшей первой ступени из двигателей ступени и бака горючего, которые разрушаются при ударе о землю в специально отведенных для этого районах [28, 29]. Некоторые математические модели [1, 3, 4] допускают выпадение ракетного топлива на поверхность земли после отделения и разрушения второй ступени ракет-носителей на высоте около 30 км. Но результаты многолетнего эколого-геохимического мониторинга в районах падения вторых ступеней ракет-носителей не подтверждают это и отражают отсутствие существенного поступления компонентов ракетных топлив в наземные экосистемы Центрального Казахстана, Алтае-Саянского региона и Северного Урала [8, 15, 24, 42].

АССИМИЛЯЦИОННЫЙ ПОТЕНЦИАЛ ПОСТЛИТОГЕННЫХ ПОЧВ В ОТНОШЕНИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ КЕРОСИНОМ

Оценка степени загрязнения почв нефтепродуктами в России стоит достаточно остро, так как нормативы утверждены только для бензина (СанПиН 1.2.3685-21). Зачастую разработанные в разных странах нормативы занижены, так как обеспечивают чрезмерную защиту. Кроме того, обоснованию

нормативов препятствует отсутствие для целевого вещества релевантной информации о токсичности для человека и экосистемы, а также способности почв к естественному самоочищению [54]. В этой связи очень востребованы знания естественных уровней ассимиляционного потенциала почв [6]. Подобные материалы должны лежать в основе и региональных предельно-допустимых концентраций керосина для почв, отличающихся по гранулометрическому составу, гумусированности и вариантам использования — приуроченности к той или иной функциональной зоне [21].

В хвойно-широколиственных лесах южной тайги в зависимости от чувствительности отдельных видов высших растений безопасный пороговый уровень загрязнения керосином дерново-подзолистых почв Калужской области составляет 1–5 г/кг [46], а буроземов Дальнего Востока — 5–25 г/кг [45]. Мохово-лишайниковый ярус обоих сообществ устойчивее к поступлению керосина, за год полностью восстановился или даже увеличил покрытие за счет снижения конкуренции со все еще страдающими от загрязнения сосудистыми растениями. Наиболее чувствительны к воздействию керосина в обоих сообществах южнотаежных ландшафтов травянистые *Athyrium filix-femina*, *Ajuga reptans*, *Eriophorum vaginatum*. Устойчивее их кустарнички с одревесневающими побегами (*Ledum palustre*, *Chamaedaphne calyculata*) и мхи (*Sphagnum* spp., *Atrichum undulatum*, *Plagiomnium undulatum* и др.). По неопубликованным данным авторов настоящей статьи, пороговый уровень загрязнения песчаных пустынных и бурых аридных почв керосином, вызывающий значимые отклонения в структуре полных сообществ космодрома Байконур, лежит в интервале между 5 и 10 г/кг. Критический уровень воздействия керосина, вызывающий полную деградацию этого сообщества и отсутствие возобновления растений в течение года, лежит в интервале между 25 и 100 г/кг. Наблюдаемый на штатных местах падения ракет-носителей “Союз” уровень загрязнения почв керосином, соответствующий сигнальному уровню 1 по [21], при котором не требуется очистка загрязненного субстрата, может снизиться до уровня ниже предела чувствительности высокоселективного метода анализа (газовой хромато-масс-спектрометрии) за несколько лет под действием микроорганизмов и абиотических факторов среды.

В лабораторном эксперименте с песчаными пустынными почвами Казахстана, которые периодически увлажнялись и проветривались, через 3 сут после внесения 10 и 100 г/кг керосина его концентрация составила 65–80% от внесенной, через 90 сут — 28–66, через 180 сут — 3–78, через 365 сут — < 2% [58, 59]. В колоночном эксперименте сухие образцы аридных почв (дюнный песок, супесчаные красноцветные почвы Средиземноморья и

пылеватые суглинистые сероземы) за 50 сут только за счет испарения теряли 60–70% от исходной массы углеводородов с 13–15 атомами С и 87–99.5% соединений с 9–10 атомами С [38].

При несущественном влиянии нагрузок 1–100 г/кг керосина на физико-химические свойства дерново-подзолистых и песчаных пустынных почв [58, 59], даже небольшие количества керосина (1 г/кг) негативно сказывались на высшей растительности и в меньшей мере — на почвенной микробиоте. За год активность целлюлозолитических микроорганизмов и аэробов дерново-подзолистых и песчаных пустынных почв восстановилась до фонового уровня при нагрузке керосина 10 г/кг и все еще отличалась от фоновой при нагрузке 25 г/кг и выше [26]. Аналогичные результаты получены при анализе состава всего микробного консорциума на уровне семейств и типов бактерий этих почв по секвенированию вариабельных регионов V3V4 и V4V5 генов 16S рибосомной рибонуклеиновой кислоты [58, 59].

В последнее время для нормирования качества почв предлагают использовать разделение углеводородов по эквивалентному числу атомов углерода в соответствии с ISO-11504-2017 [54]. Отдельно стоит отметить, что керосиновая фракция с эквивалентным числом атомов углерода около 10 в алифатических углеводородах является наиболее благоприятным субстратом для микробной ремедиации и воздействия таких окислителей, как KMnO_4 , H_2O_2 и MgO_2 [64].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Штатный режим эксплуатации авиакосмической техники не провоцирует масштабного и длительно существующего загрязнения почв керосином. Загрязнение керосином наземных экосистем технологически предусмотрено в районах падения отработавших первых ступеней ракет-носителей. Во всех остальных случаях и в авиации, и в космонавтике проливы керосина на почву — это нештатная ситуация, возникающая, например, в результате недосмотра, халатности и нарушения различных регламентов.

Компонентный состав аэрозольных эмиссий из двигателей самолетов и ракет-носителей изучен достаточно детально. При этом в отношении почв отсутствуют публикации с репрезентативными выборками и их статистической обработкой даже по суммарному содержанию нефтепродуктов или керосина в почвах зон воздействия авиационной и ракетно-космической техники.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках госбюджетной темы кафедры геохимии ландшафтов и

географии почв географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова № 1.4 “Антропогенная геохимическая трансформация компонентов ландшафтов” и проекта РФФИ № 19-29-05206.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24090095>

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Адам А.М., Архипов В.А., Бурков В.А. Плеханов И.Г., Ткаченко А.С.* Влияние метеорологических условий на распространение аэрозольного облака жидких ракетных топлив // *Оптика атмосферы и океана*. 2008. Т. 21. № 6. С. 504–509.
2. *Андреев Я.А.* Оценка загрязнения поверхности почвы и атмосферы при аварийном сбросе авиационного топлива // XIII Всерос. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых “Наука и образование”. Томск, 2006. Т. 6. Ч. 2. С. 3–7.
3. *Архипов В.А., Березиков А.П., Ткаченко А.С., Усанина А.С.* Обобщенная модель распространения жидко-капельного облака при аварийном сбросе авиационного топлива // *Известия высших учебных заведений. Физика*. 2010. Т. 53. № 12/2. С. 10–13.
4. *Архипов В.А., Жаров И.К., Козлов Е.А., Ткаченко А.С.* Прогнозирование экологических последствий распространения облака токсичных аэрозолей в районах падения отработанных ступеней ракет-носителей // *Оптика атмосферы и океана*. 2015. Т. 28. № 1. С. 89–93.
5. *Асатуров М.Л.* Загрязнение окружающей среды при авиатранспортных процессах. СПб.: Университет ГА, 2010. 94 с.
6. *Бабаев М.П., Исмаилов Н.М., Наджафова С.И., Кейсерухская Ф.Ш., Оруджева Н.И.* К вопросу о разработке ПДК нефти и нефтепродуктов в различных типах почв на основе их ассимиляционного потенциала (на примере почв Азербайджана) // *Почвоведение*. 2020. № 11. С. 1393–1400. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110040>
7. *Базарский О.В., Кочетова Ж.Ю.* Модель испарения капель керосина в атмосфере и загрязнения грунтов приаэродромной территории // *Вестник МГТУ*. 2019. Т. 22. № 1. С. 64–71. <https://doi.org/10.21443/1560-9278-2019-22-1-64-712019>
8. *Большаков В.Н., Кузнецова И.А.* Экологический мониторинг в районе падения отделяющихся частей ракет-носителей “Союз” на территории северного Урала // *Биосфера*, 2015. Т. 7. № 2. С. 169–180.
9. *Братков А.А., Серегин Е.П., Горенков А.Ф.* Химмотология ракетных и реактивных топлив. М.: Химия, 1987. 304 с.
10. *Жариков Г.А., Крайнова О.А., Хаитов М.Р., Марченко А.И.* Разработка микробиологического препарата для биоремедиации почв, загрязненных компонентами ракетных топлив // *Медицина экстремальных ситуаций*. 2022. Т. 24. № 3. С. 27–38. <https://doi.org/10.47183/mes.2022.031>
11. *Завгородняя Ю.А., Соколова Д.С.* Содержание летучих углеводородов в нефтезагрязненных ландшафтах Западной Сибири // *Георесурсы, геонергетика, геополитика*. 2011. № 1(3). 10 с. (электронное издание) (Content of volatile hydrocarbons in contaminated landscapes of Western Siberia)
12. *Иванова А.Р.* Влияние авиации на окружающую среду и меры по ослаблению негативного воздействия // *Тр. Гидрометцентра России*. 2017. Вып. 365. С. 5–14.
13. *Качинский В.Л., Завгородняя Ю.А., Геннадиев А.Н.* Загрязнение арктических почв острова Большой Ляховский (Новосибирские острова) // *Почвоведение*. 2014. № 2. С. 155–168.
14. *Коробова О.С., Филиппова Д.В.* Воздействие объектов гражданской авиации на окружающую среду на примере международного аэропорта “Шереметьево” // *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2017. № 5. С. 299–305.
15. *Королева Т.В., Шарапова А.В., Кадетов Н.Г., Черникова О.В.* Эколого-геохимические исследования на территориях, подверженных воздействию ракетно-космической деятельности (Северо-Западный Алтай) // *География и природные ресурсы*. 2015. № 1. С. 71–79.
16. *Кочетова Ж.Ю.* Авиационно-ракетный кластер как новый класс объектов геоэкологического мониторинга // *Географический вестник*. 2019. № 3(50). С. 79–91.
17. *Кривушина А.А., Бобырева Т.В., Николаев Е.В., Славин А.В.* Механизмы микробиологической деструкции углеводородного топлива и других нефтепродуктов микроорганизмами (обзор) // *Авиационные материалы и технологии*. 2020. № 3(60). С. 66–71. <https://doi.org/10.18577/2071-9140-2020-0-3-66-71>
18. *Лазарев И.С., Кочетова Ж.Ю., Базарский О.В., Бакланов И.О.* Мониторинг и прогнозирование загрязнения приаэродромных территорий (на примере г. Энгельс) //

- Ученые записки РГГМУ. 2019. № 56. С. 126–132.
<https://doi.org/10.33933/2074-2762-2019-56-126-132>
19. Мессинева Е.М., Фетисов А.Г., Мануйлова Н.Б. Воздействие предприятий аэропорта “Шереметьево” на состояние воздушной среды // Экология и промышленность России. 2020. Т. 24. № 5. С. 64–70.
<https://doi.org/10.18412/1816-0395-2020-5-64-70>
 20. Методика контроля загрязнения атмосферного воздуха в окрестности аэропорта. М.: Минтранс России- Минэкологии России, 1992. 56 с.
 21. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Чернянский С.С., Сахаров Г.Н. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами // Почвоведение. 2003. № 9. С. 1132–1140.
 22. Питулько В.М., Кулибаба В.В. Реновация природных систем и ликвидация объектов прошлого экологического ущерба. М.: ООО “Научно-издательский центр ИНФРА-М”, 2017. 497 с.
https://doi.org/10.12737/monography_592d719605d0e6.49777507
 23. Прохоров А.В., Янов А.Ю. Модель негативного экологического влияния летательных аппаратов на селитебную зону в районе расположения аэропортов // Universum: Технические науки: электронный научный журн. 2014. № 7 (8).
 24. Пузанов А.В., Горбачев И.Н., Архипов И.А. Оценка воздействия РКД на экосистемы Алтае-Саянской горной страны (1998-2010 годы) // Мир науки, культуры, образования. 2010. № 5. С. 262–264.
 25. Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: МГУ, 1998. 376 с.
 26. Шарапова А. В., Семенов И. Н., Кречетов П. П., Леднев С. А., Королева Т. В. Влияние керосина на целлюлозолитическую активность дерново-подзолистой и песчаной пустынной почв (лабораторный эксперимент) // Почвоведение. 2022. № 2. С. 244–251.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22020113>
 27. Шкапенко В.В., Кадошников В.М., Мусич Е.Г., Парамонова Н.К., Единач А.В. Трансформация керосина в грунтах под действием почвенных микроорганизмов // Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. 2016. Вип. 25. С. 98–105.
 28. Экологическая безопасность ракетно-космической деятельности / Под ред. Касимова Н.С. и др. М.: Спутник+, 2015. 304 с.
 29. Экологический мониторинг ракетно-космической деятельности / Под ред. Касимова Н.С. и др. М.: Рестарт, 2011. 472 с.
 30. Aguelmous A., El Fel L., Souabi S., Zamata M., Yasri A., Lebrihi A., Hafidi M. Petroleum sludge bioremediation and its toxicity removal by landfill in gunder semi-arid conditions // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2018. V. 166. P. 482–487.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.106>
 31. Anderson B.E., Chen G., Blake D.R. Hydrocarbon emissions from a modern commercial airliner // Atmospheric Environment. 2006. V. 40. № 19. P. 3601–3612
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.09.072>
 32. Balint A., Belvarner G., Gyarmati B. Monitoring of the kerosene and cadmium contaminated soil near the airport // Scientific Technical and Art Releases. Óbuda University, 2020. P. 6–10.
 33. Beliatskii I.V., Samoylenko V.M., Kozlov A.N. The problem of risk management for flight safety in the field of aviation fuel supply of air transportation // Civil Aviation High Technologies. 2023. V. 26. № 5. P. 8–18.
<https://doi.org/10.26467/2079-0619-2023-26-5-8-18>
 34. Bendtsen K.M., Bengtsen E., Saber A.T., Vogel U. A review of health effects associated with exposure to jet engine emissions in and around airports // Environ. Health. 2021. V. 20. № 1. P. 10.
<https://doi.org/10.1186/s12940-020-00690-y>
 35. Dakhel P.M., Lukachko S.P., Waitz I.A., Miakel-Lye R.C., Brown R.C. Postcombustion evolution of soot properties in an aircraft engine // J. Propulsion Power. 2007. V. 23. № 5. P. 942–948.
<https://doi.org/10.2514/1.26738>
 36. Demirdjian B., Ferry D., Suzanne J., Popovicheva O.B., Persiantseva N.M., Shonija N.K. Heterogeneities in the microstructure and composition of aircraft engine combustor soot: impact on the water uptake // J. Atmospheric Chem. 2007. V. 56. P. 83–103.
<https://doi.org/10.1007/s10874-006-9043-9/>
 37. Federal Aviation Administration. Aviation and Emissions. A Primer. Federal Aviation Administration Office of Environment and Energy. 2005. http://www.faa.gov/regulations_policies/policy_guidance/envir_policy/media/aeprimer.pdf
 38. Galin Ts., Gerstl Z., Yaron B. Soil pollution by petroleum products, III. Kerosene stability in soil columns as affected by volatilization // J. Contaminant Hydrology. 1990. V. 5. P. 375–385.
 39. Jarsjö J., Destouni G., Yaron B. Retention and volatilisation of kerosene: Laboratory experiments on glacial and post-glacial soils // J. Contaminant Hydrology. 1994. V. 17. P. 167–185.
 40. Karthikeyan R., Mankin K. R., Davis L.C., Erickson L. E. technical note: fate and transport of jet fuel (JP-8) in soils with selected plants // Int. J. Phytoremed.. 2003. V. 5. № 4. P. 281–292. <http://dx.doi.org/10.1080/15226510309359038>
 41. Kinsey J. S., Hays M. D., Dong Y., Williams D. C., Logan R. Chemical characterization of the fine particle emissions from commercial aircraft engines during the aircraft particle emissions experiment (APEX) 1 to 3 // Environ. Sci. Technol. 2011. V. 45. № 8. P. 3415–3421.
<https://doi.org/10.1021/es103880d>
 42. Koroleva T., Krechetov P., Semenov I., Sharapova A., Lednev S., Karpachevskiy A., Kondratyev A., Kasimov N. The environmental impact of space transport // Transportation Research Part D: Transport and Environment. 2018. V. 58. P. 54–69.
<https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.10.013>

43. Kumar R., De M. Enhanced degradation of petroleum hydrocarbons by *Klebsiella michiganensis* RK and *Acinetobacter baumannii* IITG19 isolated from local soil sources // International Journal of Environmental Science and Technology. 2023. V. 20. P. 13387–13398 <https://doi.org/10.1007/s13762-023-04790-3>
44. Lam N.L., Smith K.R., Gauthier A., Bates M.N. Kerosene: a review of household uses and their hazards in low- and middle-income countries // J. Toxicology Environ. Health. Part B. 2012. V. 15. P. 396–432. <https://doi.org/10.1080/10937404.2012.710134>
45. Lednev S.A., Semenov I.N., Klink G.V., Krechetov P.P., Sharapova A.V., Koroleva T.V. Impact of kerosene pollution on ground vegetation of southern taiga in the Amur Region, Russia // Sci. Total Environ. 2021. V. 77. P. 144965. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.144965>
46. Lednev S.A., Semenov I.N., Koroleva T.V. Phytotoxic effects of kerosene on plants of forest and bog phytocenoses of southern taiga // Forests. 2023. V. 14. № 5. P. 873. <https://doi.org/10.3390/f14050873>
47. Lee D.S., Pitari G., Grewe V., Gierens K., Penner J.E., Petzold A., Prather M.J., Schumann U., Bais A., Bernsten T., Iachetti D., Lim L.L., Sausen R. Transport impacts on atmosphere and climate: Aviation // Atmospheric Environment. 2010. V. 44. № 37. P. 4678–4734. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.005>
48. Lindstedt R. P., Maurice L. Q. Detailed chemical-kinetic model for aviation fuels // J. Propulsion and Power. 2000. V. 16. № 2. P. 187–195. <https://doi.org/10.2514/2.5582>
49. Liu G., Yan B., Chen G. Technical review on jet fuel production // Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2013. V. 25. P. 59–70. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.025>
50. Machackova J., Wittlingerova Z., Vlk K., Zima J. Major factors affecting in situ biodegradation rates of jet-fuel during large-scale biosparging project in sedimentary bedrock // J. Environ. Sci. Health. Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. 2012. V. 47. № 8. P. 1152–1165. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.668379>
51. Masiol M., Harrison R.M. Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: a review // Atmospheric Environ. 2014. V. 95. P. 409–455. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.070>
52. Mokalled T., Gerard J.A., Abboud M., Trocquet C., Nasreddine R., Person V., le Calve S. VOC tracers from aircraft activities at Beirut Rafic Hariri International Airport // Atmospheric Poll. Res. 2019. V. 10. P. 537–551. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.09.009>
53. Peng X., Fan D., Qiu D., Feng S., Peng H., Bai W. Study on RP-3 Aviation Fuel Vapor Concentration // Aerospace. 2023. V. 10. P. 497. <https://doi.org/10.3390/aerospace10060497>
54. Rodriguez M.D.F., Lafarga G.V.T. Soil Quality Criteria for Environmental Pollutants // Encyclopedia of Environmental Health. Elsevier, 2011. P. 124 – 142. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52272-6.00632-2>
55. Ruiz O.N., Brown L.M., Radwan O., Bowen L.L., Gunasekera T.S., Mueller S.S., West Z.J., Striebig R.C. Metagenomic characterization reveals complex association of soil hydrocarbon-degrading bacteria // Int. Biodeterioration Biodegradation. 2021. V. 157. P. 105161 <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2020.105161>
56. Safrilia S., Purwanti I.F. Bioremediation of kerosene contaminated soil with the addition of *Bacillus cereus* bacteria // Asian J. Engineering, Social and Health. 2023. V. 2. № 9. P. 853–864. <https://doi.org/10.46799/ajesh.v2i9.91>
57. Semenov I., Koroleva T. Review on the environmental impact of emissions from space launches: a case study for areas affected by the Russian space programme // Environ. Sci. Poll. Res. 2022. V. 29. P. 89807–89822. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23888-8>
58. Semenov I.N., Shelyakin P.V., Nikolaeva D.D., Tutukina M.N., Sharapova A.V., Lednev S.A., Sarana Y.V., Gelfand M.S., Krechetov P.P., Koroleva T.V. Data on the temporal changes in soil properties and microbiome composition after a jet-fuel contamination during the pot and field experiments // Data in Brief. 2023. V. 46. P. 108860. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108860>
59. Shelyakin P.V., Semenov I.N., Tutukina M.V., Nikolaeva D.D., Sharapova A.V., Sarana Yu V., Lednev S.A., Smolenkov A.D., Gelfand M.S., Krechetov P.P., Koroleva T.V. The influence of kerosene on microbiomes of diverse soils // Life. 2022. V. 12. P. 221. <https://doi.org/10.3390/life12020221>
60. Shpak O.M., Havryliuk R.B., Lohvynenko O.I., Zapolskiy I.M. Assessment of the impact of groundwater table fluctuations on the transformation of subsurface contamination with petroleum products // Geologichnij žurnal. 2023. V. 2. P. 40–57. <https://doi.org/10.30836/igs.1025-6814.2023.2.273586>
61. Svoma J., Houzim V. Protection of groundwater from in the vicinity of airports // Environ. Geol. Water Sci. 1984. V. 6. № 1. P. 21–30.
62. Wang L., Cheng Y., Naidu R., Bowman M. The key factors for the fate and transport of petroleum hydrocarbons in soil with related in/ex situ measurement methods: an overview // Front. Environ. Sci. 2021. V. 9. P. 756404. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.756404>
63. Wright W.G., Powell J.D. Preliminary investigation of soil and ground-water contamination at a U.S. army petroleum training facility, Fort Lee, Virginia, September–October 1989. U.S. Geological Survey. Open-File Report 90-387. Richmond, 1990. 28 p.
64. Xie G., Barcelona M.G. Sequential chemical oxidation and aerobic biodegradation of equivalent carbon

- number-based hydrocarbon fractions in jet fuel // Environ. Sci. Technol. 2003. V. 37. P. 4751–4760.
<https://doi.org/10.1021/es026260t>
65. Yu Z., Herndon S.C., Ziemba L.D., Timko M.T., Liscinsky D.S., Anderson B.E., Miake-Lye R.C. Identification of lubrication oil in the particulate matter emissions from engine exhaust of in-service commercial aircraft // Environ. Sci. Technol. 2012. V. 46. № 17. P. 9630–9637.
<https://doi.org/10.1021/es301692t>

Jet-fuel as a Source of Soil Pollution (Review)

T. V. Koroleva¹, I. N. Semenov^{1, *}, S. A. Lednev¹, and O. S. Soldatova²

¹*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

²*Center for Operation of Space Ground Based Infrastructure, Senter 'Yuzhniy', Baikonur, 468320 Kazakhstan*

**e-mail: semenkov@geogr.msu.ru*

Kerosene is widely used in various types of anthropogenic activities. Its environmental safety is mostly discussed in the context of aerospace activity. At all stages of its life cycle, aerospace activity impact the environment. In aviation, pollution of atmospheric air and terrestrial ecosystems is caused, first of all, by jet-fuel and the products of its incomplete combustion and is technologically specified for a number of models in case of fuel drainage due to an emergency landing. During the rocket and space activity, jet-fuel enters terrestrial ecosystems as a result of fuel spills from engines and fuel tanks at the fall sites of spent first stages of the launch vehicles. Jet-fuel does not enter terrestrial ecosystems from the second and third stages of launch vehicles. The component composition of aerosol emissions from aircraft engines and launch vehicles has been studied in sufficient detail. At the same time, regarding soils, there are practically no publications with representative data sets and their statistical processing not only for the kerosene content, but also for the total petroleum hydrocarbons in soils affected by aerospace activity. Nevertheless, the available data and the results of modeling allow us to assert that during the normal aerospace activity, an acceptable level of hydrocarbons entering is observed into terrestrial ecosystems, which does not exceed the assimilation potential. That is, the incoming amount of jet-fuel disappears quickly enough without causing irreversible damage.

Keywords: propellants, rocket and space activity, total petroleum hydrocarbons, volatile organic compounds, Albic Retisols, Calcisols

Свидетельство о регистрации средства массовой информации
ПИ № ФС 77-71359 от 17 октября 2017 г., выдано Федеральной службой по надзору в сфере связи,
информационных технологий и массовых коммуникаций (Роскомнадзор)

Подписано к печати	г.	Дата выхода в свет			г.	Формат 60 x 88 ¹ / ₈
Усл. печ. л.	Уч.-изд. л.	Тираж	экз.	Зак.	Цена свободная	

Учредитель: Российская академия наук

Издатель: Российская академия наук, 119991 Москва, Ленинский просп., 14
Исполнитель по контракту № 4У-ЕП-039-24: ФГБУ «Издательство «Наука»
121099, г. Москва, Шубинский пер., д. 6, стр. 1.
Отпечатано в ФГБУ «Издательство «Наука»
121099, г. Москва, Шубинский пер., д. 6, стр. 1

Журналы РАН, выходящие в свет на русском языке

Автоматика и телемеханика	Лёд и Снег
Агрохимия	Лесоведение
Азия и Африка сегодня	Литология и полезные ископаемые
Акустический журнал	Мембраны и мембранные технологии
Астрономический вестник. Исследования Солнечной системы	Металлы
Астрономический журнал	Микология и фитопатология
Биологические мембраны	Микробиология
Биология внутренних вод	Микроэлектроника
Биология моря	Молекулярная биология
Биоорганическая химия	Нейрохимия
Биофизика	Неорганические материалы
Биохимия	Нефтехимия
Ботанический журнал	Новая и новейшая история
Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук	Общественные науки и современность
Вестник древней истории	Общество и экономика
Вестник Российской академии наук	Океанология
Вестник российской сельскохозяйственной науки	Онтогенез
Водные ресурсы	Палеонтологический журнал
Вопросы истории естествознания и техники	Паразитология
Вопросы ихтиологии	Петрология
Вопросы языкознания	Письма в Астрономический журнал
Вулканология и сейсмология	Письма в Журнал экспериментальной и теоретической физики
Высокомолекулярные соединения. Серия А	Поверхность. Рентгеновские, синхротронные и нейтронные исследования
Высокомолекулярные соединения. Серия Б	Почвоведение
Высокомолекулярные соединения. Серия С	Приборы и техника эксперимента
Генетика	Прикладная биохимия и микробиология
Геология рудных месторождений	Прикладная математика и механика
Геомагнетизм и аэрономия	Проблемы Дальнего Востока
Геоморфология и палеогеография	Проблемы машиностроения и надежности машин
Геотектоника	Проблемы передачи информации
Геохимия	Программирование
Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология	Психологический журнал
Государство и право	Радиационная биология. Радиоэкология
Дефектоскопия	Радиотехника и электроника
Дифференциальные уравнения	Радиохимия
Доклады Российской академии наук. Математика, информатика, процессы управления	Расплавы
Доклады Российской академии наук. Науки о жизни	Растительные ресурсы
Доклады Российской академии наук. Науки о Земле	Российская археология
Доклады Российской академии наук. Физика, технические науки	Российская история
Доклады Российской академии наук. Химия, науки о материалах	Российская сельскохозяйственная наука
Журнал аналитической химии	Российский физиологический журнал им. И.М. Сеченова
Журнал высшей нервной деятельности им. И.П. Павлова	Русская литература
Журнал вычислительной математики и математической физики	Русская речь
Журнал неорганической химии	Сенсорные системы
Журнал общей биологии	Славяноведение
Журнал общей химии	Современная Европа
Журнал органической химии	Социологические исследования
Журнал прикладной химии	Стратиграфия. Геологическая корреляция
Журнал физической химии	США & Канада: экономика, политика, культура
Журнал эволюционной биохимии и физиологии	Теоретические основы химической технологии
Журнал экспериментальной и теоретической физики	Теплофизика высоких температур
Записки Российского минералогического общества	Успехи современной биологии
Зоологический журнал	Успехи физиологических наук
Известия Российской академии наук. Механика жидкости и газа	Физика Земли
Известия Российской академии наук. Механика твердого тела	Физика и химия стекла
Известия Российской академии наук. Серия биологическая	Физика металлов и металловедение
Известия Российской академии наук. Серия географическая	Физика плазмы
Известия Российской академии наук. Серия литературы и языка	Физикохимия поверхности и защита материалов
Известия Российской академии наук. Серия физическая	Физиология растений
Известия Российской академии наук. Теория и системы управления	Физиология человека
Известия Российской академии наук. Физика атмосферы и океана	Химическая физика
Известия Российской академии наук. Энергетика	Химия высоких энергий
Известия Русского географического общества	Химия твердого топлива
Исследование Земли из космоса	Цитология
Кинетика и катализ	Человек
Коллоидный журнал	Экология
Координационная химия	Экономика и математические методы
Космические исследования	Электрохимия
Кристаллография	Энтомологическое обозрение
Латинская Америка	Этнографическое обозрение
	Ядерная физика