

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 11, 2022

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Почвенно-экологические условия на территориях нео-энеолитических поселений Нижнего Поволжья

А. Ю. Овчинников, А. А. Выборнов, М. А. Кулькова, А. М. Макшанов, О. И. Худяков 1341

ХИМИЯ ПОЧВ

Зольный состав морфометрических фракций как показатель стадий преобразования подстилок (на примере болотных березняков Западной Сибири)

Т. Т. Ефремова, С. П. Ефремов, А. Ф. Аврова 1351

ФИЗИКА ПОЧВ

Пространственно-временная изменчивость эмиссии CO₂ из альфегумусовых песчаных почв лесостепной зоны на примере г. Курска

Н. П. Неведров, Д. А. Саржанов, Е. П. Проценко, И. И. Васенев 1366

Температурный фактор водоудерживающей способности почв

А. В. Смагин, Н. Б. Садовникова 1378

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Микробное разнообразие погребенных степных почв в связи с ходом годовых осадков

Т. Э. Хомутова, А. В. Борисов 1391

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Агрофизические свойства чернозема обыкновенного слабоэродированного в длительном опыте в Ростовской области

Э. А. Гаевая, О. С. Безуглова, Е. Н. Нежинская 1399

Изменение агрохимических свойств дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы при длительном применении азотных, фосфорных и калийных удобрений в условиях Предуралья

М. Т. Васбиева, Н. Е. Завьялова, Д. Г. Шишков 1415

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Изменения почв и растительности при разном числе проездов колесной лесозаготовительной техники (средняя тайга, Республика Коми)

А. А. Дымов, В. В. Старцев, Н. М. Горбач, Д. А. Севергина, И. Н. Кутявин, А. Ф. Осипов, Ю. А. Дубровский 1426

Загрязнение почв севера Западной Сибири нефтяными и полициклическими ароматическими углеводородами: распределение и оценка экологического риска

М. Г. Опекунова, А. Ю. Опекунов, С. Ю. Кукушкин, С. А. Лисенков, С. В. Власов, В. В. Сомов 1442

Детерминанты фитотоксичности меди в техногенно загрязненных почвах: результаты многолетних исследований

А. Неаман, К. Яньез 1461

Contents

No. 11, 2022

Genesis and Geography of Soils

The Analysis of Soil and Environmental Conditions on Neo-Eneolithic Settlements
Lower Volga Region

*A. Yu. Ovchinnikov, A. A. Vybornov, M. A. Kulkova,
A. M. Makshanov, and O. I. Khudyakov*

1341

Soil Chemistry

Formalized Analysis of the Ash Composition of Morphometric Fractions
is an Objective Indicator of the Stages of Litter Transformation
(Using the Example of Swamp Birch Forests)

T. T. Efremova, S. P. Efremov, and A. F. Avrova

1351

Soil Physics

Spatial and Temporal Dynamics of Carbon Dioxide Emission from Al-Fe-Humus Sandy Soils
of the Forest-Steppe

N. P. Nevedrov, D. A. Sarzhanov, E. P. Protsenko, and I. I. Vasenev

1366

Temperature Factor of Soil Water-Holding Capacity

A. V. Smagin and N. B. Sadovnikova

1378

Soil Biology

Microbial Diversity in Buried Steppe Palaeosols in Relation to Former Pattern
of Annual Precipitation

T. E. Khomutova and A. V. Borisov

1391

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

Agrophysical Properties of Ordinary Slightly Eroded Chernozem in a Long-Term Experiment
in the Rostov Region

E. A. Gaevaya, O. S. Bezuglova, and E. N. Nezhinskaya

1399

Changes in Agrochemical Properties of Sod-Podzolic Heavy-Loamy Soil by Profile
with Prolonged Use of Nitrogen, Phosphorus and Potash Fertilizers
in the Conditions of the Pre-Urals

M. T. Vasbiyeva, N. E. Zavyalova, and D. G. Shishkov

1415

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Changes in Soil and Vegetation with Different Number of Passes of Wheeled Forestry Equipment
(Middle Taiga, Komi Republic)

*A. A. Dymov, V. V. Startsev, N. M. Gorbach, D. A. Severgina, I. N. Kutuyavin,
A. F. Osipov, and Yu. A. Dubrovsky*

1426

Soil Pollution with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Petroleum Hydrocarbons
in the North of Western Siberia: Distribution and Ecological Risk Assessment

*M. G. Opekunova, A. Yu. Opekunov, S. Yu. Kukushkin, S. A. Lisenkov,
S. V. Vlasov, and V. V. Somov*

1442

Predictors of Copper Phytotoxicity in Mining-Contaminated Soils: Findings of Several Years
of Research

A. Neaman and C. Yáñez

1461

**ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ**

УДК 631.48:902.2:504.38:902.6:561

**ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ НА ТЕРРИТОРИЯХ
НЕО-ЭНЕОЛИТИЧЕСКИХ ПОСЕЛЕНИЙ НИЖНЕГО ПОВОЛЖЬЯ****© 2022 г. А. Ю. Овчинников^а*, А. А. Выборнов^б, М. А. Кулькова^с,
А. М. Макшанов^а, О. И. Худяков^а**^а*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН – обособленное подразделение
ФИЦ ПНЦБИ РАН, ул. Институтская, 2, корп. 2, Московская область, Пушкино, 142290 Россия*^б*Самарский государственный социально-гуманитарный университет,
ул. М. Горького, 65/67, Самара, 443099 Россия*^с*Российский государственный педагогический университет,
набережная реки Мойки, 48, Санкт-Петербург, 191186 Россия***e-mail: ovchinnikov_a@inbox.ru*

Поступила в редакцию 03.03.2022 г.

После доработки 05.05.2022 г.

Принята к публикации 30.06.2022 г.

Представлены результаты междисциплинарных исследований, проведенных на нео-энеолитических поселениях “Алгай” и “Орошаемое”. Поселения относятся к VII–V тыс. лет до н. э., расположены в Нижнем Поволжье, в Александрово-Гайском районе Саратовской области. Современные почвы территории исследования представлены светло-каштановыми карбонатными (Eutric Cambisol (Loamic, Protocalcic, Ochric)), в археологических раскопах – антропогенно-преобразованными вариантами тех же почв. На примере археологических памятников проведены: реконструкция природно-климатических особенностей археологических поселений и прилегающей территории; сравнение с другими регионами Нижнего Поволжья в связи с палеогеографической обстановкой. Результаты исследования показывают, что на территории Нижнего Поволжья происходила поэтапная периодическая смена аридизации и гумидизации климата, а вместе с этими изменениями – смена почвообразования и осадконакопления. Анализ двух соседних памятников показал, что скорость формирования почвенной толщи в данном районе изменялась от 0.8 до 35 см/100 лет. Почвенные толщи были определены и разделены на серии разновременных голоценовых почв. Стерильные (светлоокрашенные горизонты без артефактов) или В-горизонты представляют собой почвообразующие породы для каждой из сформированных почв. Стерильные горизонты формировались в аридных условиях с образованием засоленных почв. Длительность формирования каждой голоценовой почвы была разной. Показано, что в течение всего голоцена на изученной территории наблюдалась цикличность этапов аридизации и гумидизации климата, но в общем тренде нарастания гумидизации.

Ключевые слова: голоцен, Нижнее Поволжье, Eutric Cambisol (Loamic, Protocalcic, Ochric)**DOI:** 10.31857/S0032180X22110119**ВВЕДЕНИЕ**

Исследования проводили на территории Нижнего Поволжья (Заволжья) в Александрово-Гайском районе Саратовской области. На протяжении нескольких десятилетий в этом регионе ведется археологическое, а в последние годы и почвенное изучение стоянок эпохи неолита-энеолита [9–11, 14, 23, 27–29]. Фактически на данной территории слабо исследованы голоценовые палеопочвы, и неполно представлена история развития и эволюция почв в предголоцене и голоцене.

Актуальность работы состоит в применении комплексных исследований, в накоплении па-

леогеографических и почвенных данных для указанного региона.

Цель исследования – выявление связей между периодичностью в изменении климата, определение этапов осадконакопления и почвообразования, выявление голоценовых палеопочв и адаптации человека к изменяющимся условиям природной среды.

Объекты исследования – поселение “Алгай” (50°09′23″ N, 48°31′37″ E) и расположенное в 0.3–0.5 км к северу от него поселение “Орошаемое” (50°09′27″ N, 48°31′33″ E). Уникальность нео-энеолитических памятников заключается в том, что они содержат археологические культурные

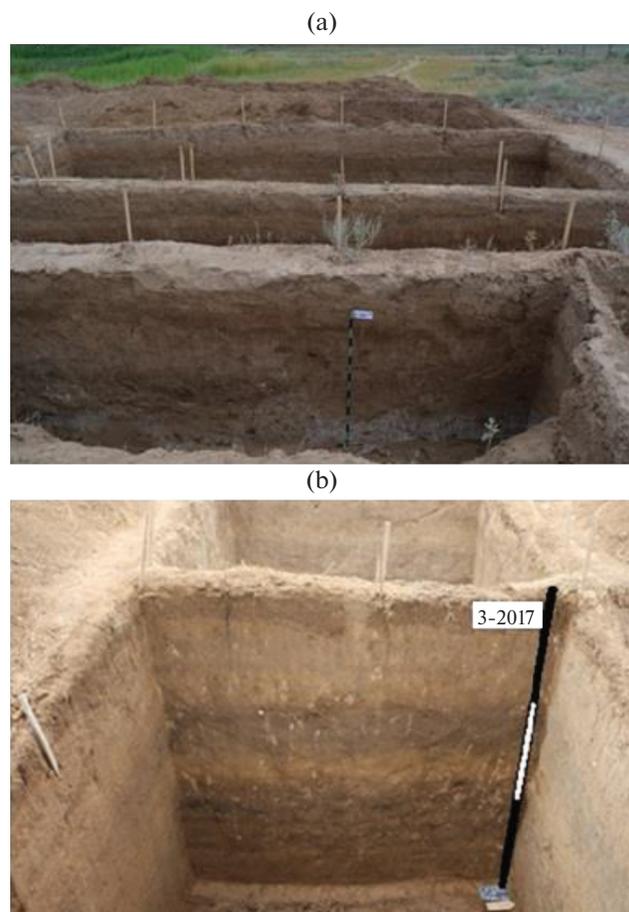


Рис. 1. Фото стенок археологического раскопа поселения “Алгай” (а) (разрез 6а-2017, глубина разреза 1,5 м) и поселения “Орошаемое” (б) (разрез 3-2017, глубина разреза 3 м).

слои (КС), охватывающие практически весь период голоцена [8, 23, 27]. КС или палеопочвы залегают не один на другом, как это часто встречается, а разделены горизонтами суглинков, не содержащих артефакты и, в связи с этим, названы “стерильными” (исключительно по отсутствию в них археологических находок).

На основании найденного материала, верхний КС относится к хвалынской энеолитической культуре. В этом горизонте или КС обнаружены немногочисленные фрагменты керамики и каменного инвентаря.

В среднем КС обнаружены находки, относящиеся к прикаспийской археологической культуре. Обнаружено более 100 фрагментов керамики с воротничковой формой венчика. Коллекция каменного инвентаря представлена кварцитовыми (72%) и кремневыми (28%) изделиями, в том числе, наконечниками стрел из кварцита в форме рыбки, характерными для прикаспийской культуры.

Артефакты нижнего КС, залегающего на “материке”, относятся к орловской археологической культуре по характеру орнаментации сосудов в виде отступающих наколов треугольной формы и прочерков. Каменный инвентарь представлен пластинами с ретушью, трапециями и сегментами, концевыми скребками на отщепах и пластинах.

Во всех трех выявленных разновременных археологических КС были обнаружены остеологические останки дикой лошади, тура, сайги, овцы, кулана, домашней собаки, а в двух верхних слоях — домашней овцы. Почвенные исследования на археологических памятниках проводились с использованием комплексного методического подхода, что в последнее время часто применяется в подобных исследованиях [2, 12, 13, 15, 16, 24, 32–35]. Необходимость таких подходов связана с неполнотой археологической, геологической, палеопедологической, палеогеографической информации об изучаемом регионе.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Почвенные исследования проводились в археологических раскопах поселений “Алгай” и “Орошаемое”, возраст которых составляет примерно VII–V тыс. лет до н. э. (рис. 1). Современные почвы региона представлены светло-каштановыми карбонатными (Eutric Cambisol (Loamic, Protocalcic, Ochric)), в разрезах археологических раскопов — антропогенно-преобразованными почвами [19, 20, 36].

В работе применен следующий комплекс методов.

Сравнительно-географический метод использовали в параллельном изучении почв нескольких поселений, полученные материалы сопоставляли с литературными данными, связанными с палеогеографической обстановкой прошлого других территорий Нижнего Поволжья.

Морфологический и стратиграфический методы исследования применяли при изучении почв, почвообразующих пород, палеопочв, культурных слоев, почвенных горизонтов и других почвенных параметров [25].

Физическими методами определяли гранулометрический состав почвенно-грунтовой толщи [7, 18] и магнитную восприимчивость (МВ) почв. Данные измерений МВ почв позволили определить количество атмосферных осадков в прошлые эпохи [3, 4, 30, 31, 37, 38]. Измерения проводили на приборе Kappabridge KLY-2.

Химическими методами определяли: $C_{орг}$, CO_2 карбонатов, рН водный, обменные основания Ca^{2+} и Mg^{2+} [1, 5].

Классификационный метод. На основе совокупности данных по свойствам почв определяли их классификационную принадлежность [19, 20, 36].

Методами радиоуглеродного датирования ^{14}C [26] и AMS-радиоуглеродного датирования образцов (г. Познань (Польша), г. Орхус (Дания)) определяли возраст артефактов (костей животных, нагара на сосудах, фрагментов керамики). Полученные данные использовали для горизонтов почв, устанавливая их временную принадлежность [21, 22].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В настоящей работе рассматривается неоднородность свойств современных и погребенных почв нео-энеолитических поселений “Алгай” и “Орошаемое”. Поселения располагались на водораздельной поверхности правого коренного берега р. Большой Узень в 1.5 км к северу от с. Александров-Гай Саратовской области. Относительная высота до уреза воды составляет 5–7 м, противоположный берег в геоморфологическом отношении занимает постепенно-восходящая территория поймы. Стратиграфия почвенных горизонтов и культурных слоев приводятся для сравнения по двум археологическим поселениям “Алгай” и “Орошаемое” (рис. 1). Удаленность разрезов друг от друга, заложенных на разных поселениях, составляет 0.4–0.5 км.

Мощность почвенного профиля археологического раскопа поселения “Алгай” составляет 1.5 м, поселения “Орошаемое” – около 2.5 м. Голоцевые почвенные толщи состоят из пакки переслаивающихся друг друга горизонтов. Почвенные горизонты представлены разновременными археологическими КС, разделенными стерильными горизонтами. Некоторое отличие заключается в более коротком профиле на поселении “Алгай”. На поселении “Орошаемое” мощность аналогичных горизонтов несколько больше, что, вероятно, связано с береговым и более низким положением в рельефе. Поселение “Алгай” расположено значительно выше – ближе к водораздельной поверхности, вероятнее всего материал с данной поверхности сносился или эродировался в разные эпохи голоцена.

В археологических раскопах окрашенные в темные цвета горизонты или разновременные КС по морфологии в почвенных профилях выражены отчетливо, а более темный (гумусированный) оттенок данным горизонтам придала антропогенная проработанность. Сходство в стратиграфии и идентичность в строении почвенных толщ свидетельствует о повсеместной (площадной) изменчивости природных условий с отложением идентичного материала.

Присутствие в почвенных толщах темноокрашенных горизонтов связано с гумидизацией климата на данной территории в разные временные интервалы голоцена при развитой растительности

и с активными процессами почвообразования. Присутствие светлых бурых стерильных горизонтов лёссовидного суглинка, наоборот, предполагает этапы осадконакопления с наступлением этапов аридизации климата и замедлением почвообразовательных процессов. Отсутствие артефактов в стерильных горизонтах говорит о незаселенности данной территории человеком. Отсутствие населения в эти этапы можно объяснить кратковременными природными катаклизмами (аридизацией климата, суховеями, скудной растительностью).

Как показывают данные радиоуглеродного датирования, все обнаруженные КС были сформированы в голоцене. Данные приведены на рис. 2. Для поселения “Алгай” – 6800 ± 40 BP (Poz-65198); 6654 ± 80 BP (SPb-1509); 6605 ± 32 BP (AAR-21893); 6318 ± 33 BP (AAR-21892); 6245 ± 32 BP (AAR-21891); 5875 ± 60 BP (SPb-1968); 5846 ± 70 BP (SPb-3116); 5720 ± 120 BP (SPb-1475); 5720 ± 120 BP (SPb-1475); 5680 ± 80 BP (SPb-1476); для поселения “Орошаемое” – 7245 ± 60 BP (SPb-2141); 7010 ± 110 BP (SPb-2143); 6889 ± 100 BP (SPb-2090); 5934 ± 100 BP (SPb-2091); 5890 ± 120 BP (SPb-1729); 5806 ± 26 BP (UGAMS-23059); 5667 ± 100 BP (SPb-1474). Радиоуглеродные даты не калиброваны и получены по костям животных, углю и нагару на стенках керамической посуды.

Почвенные толщи были определены и разделены на серии разновременных погребенных почв и выделены на рисунках индексами I, II и III. Стерильные или В-горизонты выступают почвообразующими породами для каждой сформированной почвы.

Верхняя современная голоценовая почва обозначена индексом I и включает следующие горизонты: A1ст.пах., A1Bca, A1₁Bca, BA1₂ca. Горизонт BA1₂ca по морфологии существенно отличается от вышележащих гумусированных горизонтов: он маломощный и является почвообразующей породой современной почвы. Стерильный от находок горизонт, вероятно, формировался в экстремальных условиях, непригодных для заселения человеком данной территории. Современная голоценовая почва формировалась около 5.5–6 тыс. лет в период 5700(5800) BP – настоящее время.

Средняя голоценовая погребенная почва обозначена индексом II и включает следующие горизонты: [A1₂]ca, [A1₃]ca, [BA1₄]ca. Горизонт [BA1₄]ca по морфологии отличается от вышележащих гумусированных погребенных горизонтов, он маломощный, сформировался в короткие сроки. Данная голоценовая погребенная почва, согласно радиоуглеродным датам, сформировалась примерно за 500 лет в период около 6245–5700 (5800) BP.

Нижняя голоценовая погребенная почва обозначена индексом III и включает следующие го-

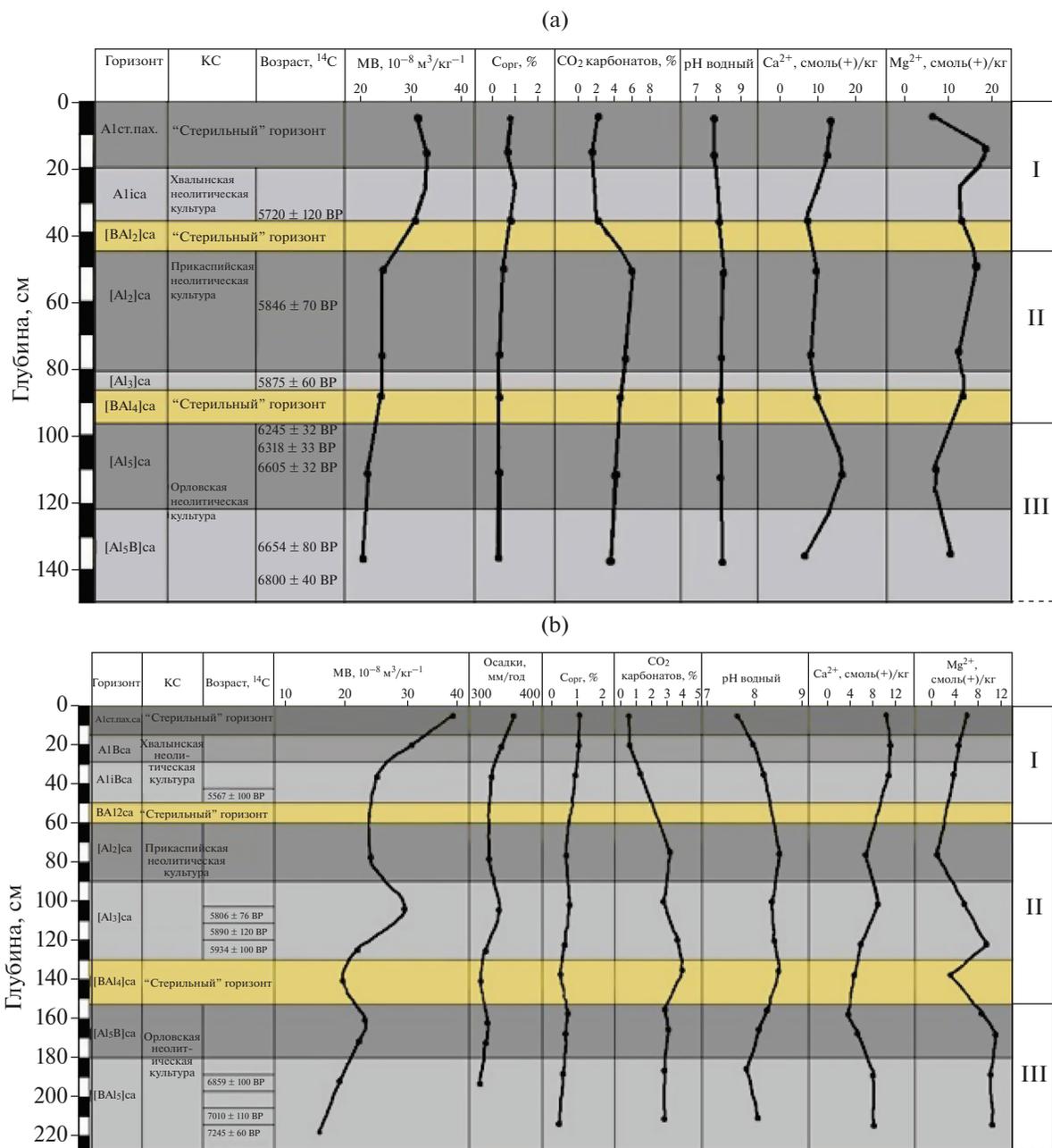


Рис. 2. Стратиграфия почвенной толщи. Физические и химические свойства почв раскопов археологических поселений "Алгай" (разрез ба-2017) (а) и "Орошаемое" (разрез 3-2017) (б).

ризонты: [A1₅B]ca, [BA1₅]ca. Горизонт [BA1₅]ca по морфологии несколько отличается от вышележащего гумусированного горизонта и является переходным к нижележащему горизонту В состоящего из суглинка. Ниже залегает "материк" или лёссовидный суглинок, но сформированный в позднем плейстоцене. Радиоуглеродные даты показали, что данная погребенная почва сформировалась в течение 1 тыс. лет в период 7245–6245 BP.

Таким образом, всю изученную почвенную толщу морфологически можно разделить на серию наложенных друг на друга современных и погребенных голоценовых почв, имеющих развитые почвенные профили. Необходимо отметить, что все стерильные или В-горизонты каждой погребенной почвы маломощные и, согласно расчетам их мощности и полученным радиоуглеродным датам, сформировались в очень короткие временные сроки. Отсутствие в них артефактов

говорит о том, что заселение человеком в эти периоды не происходило, вероятно вследствие природных катаклизмов. Можно утверждать, что в течение практически всего голоцена на данной территории существовала цикличность процессов осадконакопления и почвообразования, причем циклы отличались друг от друга по времени. В этапы осадконакопления формировались стерильные или В-горизонты, следом происходили процессы осадконакопления, но с преимущественными почвообразовательными процессами, о чем свидетельствует наличие достаточно мощных темноокрашенных горизонтов А. Каждая стадия почвообразования разделена стадией аридного осадконакопления, что привело к формированию засоленных почв (содовое засоление).

В настоящей работе мы восстановили скорости формирования почв на основе сходства стратиграфии почвенных профилей и полученных радиоуглеродных данных КС (рис. 2). Подобные расчеты выполнялись Ивановым и Луковской [17] на прилегающих территориях. Анализ радиоуглеродных дат двух поселений показал, что на данной территории во второй половине голоцена природных катаклизмов не происходило и существовала стабильная природная обстановка. В двух поселениях формирование верхней современной голоценовой почвы (на рисунках обозначена индексом I) происходило со скоростью около 1 см/100 лет за последние 5.7–5.6 тыс. лет. Скорость формирования средней голоценовой погребенной почвы (на рисунках обозначена индексом II) в поселении “Алгай” составляет около 12, в поселении “Орошаемое” – 18 см/100 лет. Скорость формирования нижней голоценовой погребенной почвы (на рисунках обозначена индексом III) на поселении “Алгай” составляет 9, на поселении “Орошаемое” – 6–7 см/100 лет. Анализ данных выявил изменения природной обстановки, которые проявлялись в цикличности процессов осадконакопления и почвообразования. Так, например, формирование стерильных горизонтов на поселении “Алгай”, на наш взгляд, происходило стремительно. Морфологическая гомогенность каждого горизонта свидетельствует о цикличности в годичном цикле осадконакопления и почвообразования. В осенне-зимне-весенний период года происходили процессы осадконакопления, в летний период – вегетации и почвообразования. Согласно расчетам, формирование нижнего стерильного горизонта мощностью 10 см происходило со скоростью 2.7 см/100 лет (в период 6245 ± 32 ВР – 5875 ± 60 ВР). Формирование верхней части КС прикаспийской неолитической культуры и верхнего стерильного горизонта происходило со скоростью 23 см/100 лет (в период 5846 ± 70 ВР – 5720 ± 120 ВР). В поселении “Орошаемое” в этот же временной интервал накопление материала происходило со скоростью 29–35 см/100 лет.

Окружающая обстановка территории не была стабильной в середине голоцена при переходе от атлантического к суббореальному периоду в интервале 5.5–6 тыс. лет назад. Исходя из морфологии мощностей стерильных горизонтов и значительной скорости их образования, можно утверждать о дестабилизации природной обстановки на данной территории, к которой человек не был приспособлен и был вынужден мигрировать в другие благоприятные для проживания регионы.

Исходя из мощности всех погребенных и современных голоценовых почв, можно утверждать, что современная почва развивается достаточно медленно и в стабильных природных условиях. Профиль ее сформирован в течение длительного времени около 5–6 тыс. лет. Погребенные почвы раннего и среднего голоцена сформировались стремительно, но имеют полноценные мощные почвенные профили. Таким образом большей части почвенной толщи 1.5 тыс. лет (они сформировались в период примерно 6–7.5 тыс. лет назад).

Химический анализ свойств почв включал измерения: $C_{орг}$, CO_2 карбонатов, pH среды, содержание Ca^{2+} и Mg^{2+} (рис. 2). По содержанию $C_{орг}$ все разрезы в целом схожи, некоторое увеличение значений приурочено к гумусированным горизонтам КС, что напрямую связано с антропогенной деятельностью. Неравномерное распределение CO_2 карбонатов в профилях почв напрямую связано с кривыми распределения осадков или же мелиоративными мероприятиями при сельскохозяйственном освоении территории в XX в. Стерильные горизонты формировались в крайне аридных условиях, приводящих к содовому засолению почв, о чем свидетельствует несколько высокие значения pH среды. В каждом стерильном горизонте pH водный достигает 8.5 единиц. Вероятно, в эти периоды почвы были непригодны для развития растительности, что объясняет отсутствие человека на данной территории. Максимальные значения в распределении Ca^{2+} приурочены к КС. Максимальные значения в распределении Mg^{2+} соответствуют нижним частям КС (или погребенным почвам) при переходе их к стерильным горизонтам. Необходимо отметить, что распределение этих элементов в профилях почв поселений идентично, что вероятно связано с более высоким положением почв в рельефе, в отличие от археологического поселения “Орошаемое”, где преобладает привнос материала. В разное время нестабильная природная обстановка и цикличность климатических условий способствовали замещению одних элементов другими. Несколько высокие значения показателей МВ в поселениях приурочены к КС или к верхним горизонтам погребенных почв, особенно в поселении “Орошаемое”, что подтверждает интенсивность в

Таблица 1. Гранулометрический состав почв в разрезах археологических поселений “Алгай” и “Орошаемое”

Разрез, поселение	Горизонт	Глубина отбора образца, см	Размер фракций (мм); содержание фракций (%)						
			1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001	<0.01
Разрез ба-2017, “Алгай”	Ас.п. са	0–10	0	31	30	10	12	17	39
	Ас.п. са	10–20	0	37	31	7	11	14	32
	A1 ₁ са	20–30	0	29	32	4	12	23	39
	BA1 ₂ са	35–45	0	26	33	7	11	23	41
	[A1 ₂]са	45–55	0	22	33	5	13	27	45
	[A1 ₂]са	70–80	0	20	37	5	13	25	43
	[BA1 ₄]са	85–95	0	22	32	8	12	26	46
	[A1 ₅]са	105–115	0	23	36	8	10	23	41
[A1 ₅ B]са	130–140	0	27	33	5	9	26	40	
Разрез 3-2017, “Орошаемое”	Ас.п. са	0–10	0	18	44	9	8	21	38
	A1Bса	15–25	0	25	31	10	8	26	44
	A1 ₁ Bса	30–40	0	23	34	9	9	25	43
	[A1 ₂]са	70–80	0	16	41	9	7	27	43
	[A1 ₃]са	95–105	0	18	39	6	11	26	43
	[A1 ₃]са	115–125	0	20	41	5	9	25	39
	[BA1 ₄]са	130–140	0	29	34	5	10	22	37
	[A1 ₅ B]са	155–160	0	13	41	7	9	30	46
	[A1 ₅ B]са	160–170	0	27	37	7	8	21	36
	[BA1 ₅]са	180–190	0	24	35	8	6	27	41
	[BA1 ₅]са	205–215	0	39	27	7	6	21	34

данных горизонтах почвообразовательных процессов и дополнительное участие антропогенного вмешательства.

Гранулометрический состав почв весьма однороден (табл. 1). В почвенных профилях значительно преобладают фракции мелкого песка и крупной пыли. В почвах несколько меньшее содержание фракции 0.25–0.05 мм по сравнению с фракцией 0.05–0.01 мм, исключение составляют старопашотные горизонты поселения “Алгай”. Анализ почв по гранулометрическому составу не выявил явной дифференцированности разных горизонтов, значения для всех почвенных профилей примерно одинаковы. Можно предположить, что в течение всего голоцена накапливался однородный материал эолового генезиса в силу геоморфологического расположения памятника на высоком коренном берегу реки Б. Узень, то есть территория не затоплялась.

В историческом плане стерильные горизонты характеризовали дневные поверхности, сформированные в периоды осадконакопления, а в по-

следствии на них были формировались вышележащие гумусированные горизонты. Характерными являются пахотный и подпахотный горизонты в разрезе ба-2017, которые относятся к тяжелым суглинкам и, по существу, проходят стадию современного гумусонакопления. Они подстилаются стерильным горизонтом, который сформировался в крайне аридных условиях в период накопления осадков и по свойствам относится к легкой глине. Второй профиль погребенной почвы (индекс II) сложен и подстилается стерильным легкоглинистым горизонтом. Профиль нижней погребенной почвы слагается глиной, а подстилается стерильным среднесуглинистым горизонтом (разрез ба-2017).

Аналогичный характер сложения почв фиксируется и в разрезе 3-2017. Темноокрашенные горизонты всех почв состоят из легкоглинистого материала, подстилаются стерильными тяжело-суглинистыми горизонтами.

Специфической особенностью исследуемых почв является сложное строение профилей, раз-

Таблица 2. Корреляция материалов исследования по археологическим поселениям “Алгай” и “Орошаемое” (Саратовская область) с литературными данными по “Соленое Займище” (Астраханская область). Курсивом показаны разные условия палеосреды, без курсива – схожие условия палеосреды для разных территорий Нижнего Поволжья

Подразделение голоцена, археологическая культура	¹⁴ C-возраст климатических этапов лет назад, календарный по данным поселений “Алгай” и “Орошаемое”	Климат, почвообразование, осадконакопление	¹⁴ C-возраст климатических этапов лет назад, календарный [6]	Климат и зональная растительность [6]
SB-1 Хвалынская культура	5667 (5680, 5720)– настоящее время	Стабильная почвенно-ландшафтная обстановка. Гумидизация. Почвообразование	5540–настоящее время	Смена этапов от холодных и аридных к теплым и гумидным и наоборот. Преобладание степи и лесостепи
SB-1 Стерильный горизонт	≥–5720	Аридизация. Осадконакопление	5740–5540	Похолодание и аридизация. Лесостепь
AT-2 Прикаспийская культура	5934–5806 (5846, 5875, 5890)	<i>Гумидизация. Почвообразование</i>	6970–5740	<i>Похолодание и аридизация. Лесостепи</i>
AT-2 Стерильный горизонт	≥–5934 (5875)	<i>Смена в сторону аридизации. Осадконакопление</i>	6970–5740	<i>Теплый и влажный. Степные и лесные сообщества</i>
AT-1, AT-2 Орловская культура	6889 (6800, 6654, 6605, 6318)–6245	Гумидизация. Почвообразование	6970–5740	Теплый и влажный. Лесостепи с широколиственными и хвойно-широколиственными лесами
AT-1 Орловская культура	7245 (7010)–6889	<i>Гумидизация. Осадконакопление и почвообразование</i>	8240–6970	<i>Теплые и относительно сухие. Степи с хвойно-широколиственными лесами</i>

ный морфологический облик почвенных горизонтов и их гранулометрический состав. Физические свойства таковы, что на границах слоев разного гранулометрического состава изменяется поровое пространство, что способствует задержанию влаги. В связи с этим формируется повышенная влажность, что приводит к формированию контактной луговатости.

Полученные результаты сравнили с данными, опубликованными в литературе по Нижнему Поволжью [6]. Разрез “Соленое Займище” (47°54′ с. ш., 46°10′ в. д.) располагался в Астраханской области на правом берегу р. Волги, южнее и ближе к Каспийскому морю, чем поселения “Алгай” и “Орошаемое”. Данный участок был выбран по причине наиболее полной хронологии голоцена в данном

большом регионе. Расстояние от разреза “Соленое Займище” до поселений “Алгай” и “Орошаемое” составляет около 300 км.

Как оказалось, в некоторые периоды голоцена, в разных регионах Нижнего Поволжья, палеогеографические особенности среды были схожими или незначительно отличались друг от друга. В табл. 2 приведено сравнение полученных данных с данными Болиховской [6]. В таблице без курсива показаны периоды, в которые ландшафтно-климатические условия в разных районах Нижнего Поволжья совпадали, курсивом – когда условия отличались друг от друга. Выявлено, что в разных районах Нижнего Поволжья относительно схожие условия природной обстановки существовали от суббореального периода (SB-1) до совре-

менности и в переходные этапы атлантического периода (при переходе от АТ-1 к АТ-2). В некоторые этапы атлантического периода (АТ-1 и АТ-2) существовали кардинально противоположные природные и экологические условия природной среды.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На территории Нижнего Поволжья в течение голоцена наблюдалось цикличное изменение климата, которое привело к смене этапов осадконакопления и почвообразования. Рассматриваемые 2 почвенных профиля на археологических памятниках позволили выявить периодичность этих процессов и адаптацию к ним человеческого общества.

Значительное преобладание в гранулометрическом составе фракций 0.25–0.05 и 0.05–0.01 мм показывает эоловое происхождение всей почвенной толщи. На наш взгляд, различные природные катаклизмы в виде суховеев и пыльных бурь в разные этапы голоцена были не редкостью и формировали стерильные горизонты, разделяющие разновременные археологические КС. Аналогичная закономерность процессов осадконакопления и почвообразования также отмечалась в южных районах Волго-Уральского междуречья при изучении песчаных почв на разновременных археологических памятниках [16].

Радиоуглеродные данные и морфология почвенных профилей показали, что процессы осадконакопления были непродолжительными, тогда как разновременные КС формировались длительное время, с разной скоростью и явными почвообразовательными процессами.

Почвенные толщи представляют собой серии разновременных голоценовых современных и погребенных почв. Стерильные или В-горизонты являются почвообразующей породой каждой из сформированных почв. Современная голоценовая почва формировалась около 5.5–6 тыс. лет в период 5700(5800) ВР – настоящее время. Средняя голоценовая погребенная почва – в короткие сроки примерно за 500 лет – в период около 6245–5700 (5800) ВР. Нижняя голоценовая погребенная почва – в течение 1 тыс. лет – в период 7245–6245 ВР.

Природная обстановка территории не была стабильной, особенно в середине голоцена, при переходе от атлантического к суббореальному периоду в интервале 5.5–6 тыс. лет назад. Можно говорить о резкой дестабилизации природной обстановки на данной территории, к которой человек не был готов и приспособлен, на что указывает наличие стерильных горизонтов без находок. В периоды осадконакопления человек был вынужден мигрировать в другие регионы, более благоприятные для проживания.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Полевые экспедиционные исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ, проект № 17-04-00078-А. Аналитические работы осуществляли в ЦКП ИФХиБПП РАН. Частичный анализ образцов выполнен при финансовой поддержке РФФИ проект 19-29-05178-МК. Археологическая часть и изотопные анализы выполнены при поддержке РНФ проект 22-28-00082 “Неолитизация Нижнего Поволжья: междисциплинарный подход”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрохимические методы исследования почв. М., 1975. 436 с.
2. Александровский А.Л. Культурный слой: генезис, география, систематика, палеоэкологическое значение. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2018. С. 7–16.
3. Алексеев А.О., Алексеева Т.В., Махер Б.А. Магнитные свойства и минералогия соединений железа степных почв // Почвоведение. 2003. № 1. С. 62–74.
4. Алексеев А.О., Демкин В.А., Алексеева Т.В. Использование минералогических и петрофизических параметров состояния соединений железа в палеопочвах археологических памятников для реконструкции климатических условий степей Восточной Европы // Нижневолжский археологический вестник. 2000. Вып. 3. С. 240–251.
5. Ариушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 487 с.
6. Болюховская Н.С. Эволюция климата и ландшафтов Нижнего Поволжья в голоцене // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2011. № 2. С. 13–27.
7. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа, 1973. 399 с.
8. Васильева И.Н., Выборнов А.А., Зайцева Г.И. Новые подходы к изучению неолитических культур степей Поволжья (по данным технологического и радиоуглеродного анализов керамики) // Культуры степной Евразии и их взаимодействие с древними цивилизациями: сб. статей. Спб., 2012. С. 370–375.
9. Выборнов А.А., Юдин А.И., Васильева И.Н., Косинцев П.А., Кулькова М.А., Гослар Т., Дога Н.С. Новые данные по неолиту-энеолиту Нижнего Поволжья // Известия Самарского научного центра РАН. 2015. Т. 17. № 3. С. 235–241.
10. Выборнов А.А., Юдин А.И., Васильева И.Н., Косинцев П.А., Кулькова М.А., Дога Н.С., Попов А.С. Исследования поселения Орошаемое в Нижнем Поволжье // Известия Самарского научного центра РАН. 2016. Т. 18. № 3. С. 140–145.
11. Выборнов А.А., Юдин А.И., Васильева И.Н., Косинцев П.А., Кулькова М.А., Дога Н.С., Попов А.С. Новые материалы исследований на поселении Орошаемое в

- Нижнем Поволжье // Известия Самарского научного центра РАН. 2017. Т. 19. № 3. С. 185–190.
12. Демкин В.А. Палеопочвоведение и археология: интеграция в изучении истории природы и общества. Пушино, 1997. 213 с.
 13. Демкина Т.С., Борисов А.В. Продуцирование CO₂ образцами подкуранных палеопочв степной зоны эпох относительной аридизации и климатического оптимума // Почвоведение. 2018. № 8. С. 943–951.
 14. Ельцов М.В., Овчинников А.Ю., Митенко Г.В., Алексеев А.О. Отклик почв на изменение климата в степной зоне европейской части России за последние десятилетия // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1437–1448.
 15. Иванов И.В., Александровский А.Л., Макеев А.О. и др. Эволюция почв и почвенного покрова. Теория, разнообразие природной эволюции и антропогенных трансформаций почв. М.: ГЕОС, 2015. 925 с.
 16. Иванов И.В., Васильев И.Б. Человек, природа и почвы Рын-песков Волго-Уральского междуречья в голоцене. М.: Интеллект, 1995. 264 с.
 17. Иванов И.В., Луковская Т.С. Изменения экологических условий Самарской области в голоцене // Раннесарматская культура: формирование, развитие, хронология. Самара: Изд-во СНИЦ РАН, 2000. Вып. 1. С. 60–70.
 18. Качинский Н.А. Методы механического и микроагрегатного анализа почвы. М.: Изд-во АН СССР, 1943. 45 с.
 19. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
 20. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
 21. Кулькова М.А. Методы прикладных палеоландшафтных геохимических исследований. СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2012. 152 с.
 22. Кулькова М.А. Радиоуглерод (¹⁴C) в окружающей среде и метод радиоуглеродного датирования. СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2011. 40 с.
 23. Овчинников А.Ю., Выборнов А.А., Кулькова М.А., Занина О.Г., Лопатина Д.А., Дога Н.А., Юдин А.И., Алифанов В.М. Почвенно-экологические условия на нео-энеолитическом поселении “Орошаемое” в Нижнем Поволжье // Почвоведение. 2020. № 2. С. 165–177.
 24. Палеопочвы как индикаторы эволюции биосферы. М.: НИА Природа, 2007. 282 с.
 25. Розанов Б.Г. Морфология почв. М.: Академический Проект, 2004. 432 с.
 26. Чичагова О.А. Радиоуглеродное датирование гумуса почв. М.: Наука, 1985. 157 с.
 27. Юдин А.И. Варфоломеевская стоянка и неолит степного Поволжья. Саратов: Изд-во СГУ, 2004. 200 с.
 28. Юдин А.И. Стоянка Кумыска и энеолит степного Поволжья. Саратов: Изд-во СГУ, 2012. 212 с.
 29. Юдин А.И., Выборнов А.А., Васильева И.Н., Косицес П.А., Кулькова М.А., Гослар Т., Филиппсен Б., Барацков А.В. Неолитическая стоянка Алгай в Нижнем Поволжье // Самарский научный вестник. 2016. № 3(16). С. 61–68.
 30. Alekseev A.O., Alekseeva T.V., Kalinin P.I., Borisov A.V., Hajnos M., Sokolowska Z. Modifications of the Mineralogical Composition and Surface Properties of Soils as Related to Steppe Climate Dynamics in Historical Time // Eurasian Soil Science. 2008. V. 41. № 13. P. 1424–1432. <https://doi.org/10.1134/S1064229308130115>
 31. Alekseeva T., Alekseev A., Maher B.A., 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. P. 103–127. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.01.006>
 32. Bennett N.J., Blythe J., Tyler S., Ban N.C. Communities and change in the anthropocene: understanding social-ecological vulnerability and planning adaptations to multiple interacting exposures // Regional Environmental Change. 2016. V. 16. Iss. 4. P. 907–926. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0839-5>
 33. Hoffecker J.F., Holliday V.T., Anikovich M.V., Sinitsyn A.A., Popov V.V., Sinitsyn S.N., Levkovskaya G.M., Pospelova G.A., Forman S.I., Giaccio B. From the Bay of Naples to the River Don: the Campanian Ignimbrite eruption and the Middle to Upper Paleolithic transition of Eastern Europe // J. Human Evolution. 2008. V. 55. P. 858–870. <https://doi.org/10.1016/j.jhevol.2008.08.018>
 34. Holliday V.T., Hoffecker J.F., Goldberg P., Macphail R.I., Forman S.L., Anikovich M.V., Sinitsyn A.A. Geoarchaeology of the Kostenki-Borshchevo sites, Don River, Russia. Geoarchaeol. 2007. V. 22(2). P. 181–228. <https://doi.org/10.1002/gea.20163>
 35. Horák J., Klir T. Pedogenesis, Pechochemistry and the Functional Structure of the Waldhufendorf Field System of the Deserted Medieval Village Spindelbach, the Czech Republic // Interdisciplinaria Archaeologica Natural Sciences in Archaeology. 2017. V. 8. Iss. 1. P. 43–57. <https://doi.org/10.24916/iansa.2017.1.4>
 36. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Update 2015. FAO, Rome, 2015. 192 p.
 37. Maher B.A., Alekseev A.O., Alekseeva T. Climate dependence of soil magnetism across the Russian steppe: significance for use of soil magnetism as a palaeoclimatic proxy // Quaternary Science Reviews. 2002. V. 21. P. 1571–1576. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(02\)00022-7](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(02)00022-7)
 38. 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)

The Analysis of Soil and Environmental Conditions on Neo-Eneolithic Settlements Lower Volga Region

A. Yu. Ovchinnikov^{1, *}, A. A. Vybornov², M. A. Kulkova³, A. M. Makshanov¹, and O. I. Khudyakov¹

¹*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science RAS, Puschino, 142290 Russia*

²*Samara State University of Social Sciences and Education, Samara, 443099 Russia*

³*Russian State Pedagogical University, St. Petersburg, 191186 Russia*

**e-mail: ovchinnikov_a@inbox.ru*

The results of interdisciplinary research conducted at the Neo-Eneolithic settlements “Algai” and “Irrigated” are presented. The settlements date back to the 7th–5th millennium BC, located in the Lower Volga region in the Aleksandrovo-Gaisky district of the Saratov region. Modern soils of the study area are represented by light chestnut carbonate soils (Eutric Cambisol (Loamic, Protocalcic, Ochric)), in archaeological excavations – anthropogenically transformed variants of the same soils. On the example of archaeological sites, the following was carried out: reconstruction of the natural and climatic features of archaeological settlements and the adjacent territory; comparison with other regions of the Lower Volga region in connection with the paleogeographic situation. The results of the study show that in the territory of the Lower Volga region there was a gradual periodic change in aridization and humidization of the climate, and along with these changes, a change in soil formation and sedimentation. An analysis of two neighboring sites showed that the rate of soil formation in this area varied from 0.8 to 35 cm/100 years. The soil strata were identified and divided into series of Holocene soils of different ages. Sterile (light-coloured horizons without artifacts) or B-horizons are parent rocks for each of the formed soils. Sterile horizons were formed under arid conditions with the formation of saline soils. The duration of formation of each Holocene soil was different. It is shown that during the entire Holocene in the studied area, the cyclical stages of aridization and humidization of the climate were observed, but in the general trend of increasing humidization.

Keywords: Holocene, Lower Volga region, Eutric Cambisol (Loamic, Protocalcic, Ochric)

УДК 630.114.351×631.445.12

ЗОЛЬНЫЙ СОСТАВ МОРФОМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЙ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ СТАДИЙ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ ПОДСТИЛОК (НА ПРИМЕРЕ БОЛОТНЫХ БЕРЕЗНЯКОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ)

© 2022 г. Т. Т. Ефремова^а *, С. П. Ефремов^а, А. Ф. Аврова^а

^аИнститут леса им. В.Н. Сукачева СО РАН, Обособленное подразделение ФИЦ КНЦ СО РАН,
Академгородок, 50/28, Красноярск, 660036 Россия

*e-mail: efr2@ksc.krasn.ru

Поступила в редакцию 15.03.2022 г.

После доработки 02.06.2022 г.

Принята к публикации 30.06.2022 г.

В естественно-дренированных болотных березняках (*Betula pubescens* Ehrh.) Западной Сибири на расстоянии 0–30 и 100–140 м от русла внутриболотной речки Еловка сформировались сильно- и груборазложившиеся подстилки (географические координаты 56°23'710" с. ш., 84°34'043" в. д.). Средневзвешенное содержание металлов в сильноразложившейся подстилке: $\text{Ca}_{11515} > \text{Fe}_{8502} > \text{Al}_{8472} > \text{Mg}_{1468} > \text{K}_{1104} > \text{Sr}_{471} > \text{Na}_{200} > \text{Zn}_{65.3} > \text{Cu}_{15.6} > \text{Pb}_{12.1} \approx \text{Ni}_{12.2} > \text{Co}_{9.5} > \text{Cr}_{6.2} > \text{Cd}_{0.35}$ мг/кг. В груборазложившейся подстилке количество элементов меньше примерно в 1.5–2 раза. Поступление минеральных веществ в подстилку определяется древесным опадом и ветошью напочвенного покрова в ходе разложения, а также типом водно-минерального питания болота, приносом паводковыми водами осаждаемого материала и аэрозольными выпадениями. Зольный состав морфометрических фракций сильно варьирует ($C_v - 29-47\%$) и обусловлен содержанием R_2O_3 и микроэлементов на 63% в сильноразложившейся и на 84% в груборазложившейся подстилке. По мере дробления растительных фрагментов происходит последовательная аккумуляция Fe, Al и микроэлементов в форме нерастворимых органо-минеральных комплексов в процессе сопутствующей гумификации; поэтапный (преимущественно на стадии ферментации) вынос оснований, предположительно в виде гидрокарбонатов в результате активного образования CO_2 . Морфометрические фракции каждого типа подстилок по зольному составу объединились в 3 кластера, характеризующие стадии трансформации минерального компонента. Формализованные объединения соотносятся с визуальным расчленением подстилок на подгоризонты и характеризуют их размерный ряд: L – >5, F – 5–1, H – 1 – <0.25 мм в сильноразложившейся подстилке крапивно-лабазниковых березняков и соответственно >10, 10–5, 1 – <0.25 мм в груборазложившейся подстилке осоково-вейниковых березняков. Объективным признаком стадий метаморфоза подстилок служит количество Fe, ранжиры которого на каждом этапе преобразования адекватны примерно двукратному увеличению относительно исходного содержания.

Ключевые слова: классификация подстилок, растительные фрагменты, этапы трансформации подстилок, многомерный статистический анализ

DOI: 10.31857/S0032180X2211003X

ВВЕДЕНИЕ

Подстилка – генетический органогенный горизонт лесных почв, который необходимо рассматривать как одно из главнейших биогенетических образований, способствующих возобновлению роста и производительности лесных насаждений [12, 13]. В лесных местообитаниях подстилка, являясь функцией древостоя и типа лесорастительных условий, одновременно выступает связующим звеном в биологическом круговороте элементов минерального питания и активным фактором современного почвообразования, которое во многом определяется продолжитель-

ностью закрепления химических элементов и скоростью их высвобождения в процессе трансформации органических остатков. При изучении химического состава подстилок разных типов леса и условий произрастания (преимущественно автоморфных) установлено активное накопление Fe, Al, Si, менее выраженное – щелочных, щелочноземельных металлов, N, P, показана высокая удерживающая способность в отношении техногенных аэрозольных выпадений [21]. Наименее изученными с этих позиций являются подстилки в лесных сообществах, формирующихся в пределах болотных массивов. Минерализация и гуми-

фикация лесного опада в условиях гидроморфных местообитаний чаще всего рассматривается в границах верхнего (торфогенного) слоя залежи; подстилка, как правило, в самостоятельный горизонт не вычленяется.

Болота — важный биогеохимический барьер (окислительно-восстановительный, кислотно-основной, гумусовый, сорбционный, механический), поэтому геохимическое датирование торфяников в последние десятилетия широко используют для оценки воздействия аэрозольных техногенных выбросов и понимания самоочищающей способности экосистем [2, 5, 6, 10, 15, 17, 26, 29, 32–35, 37–39]. К числу важнейших показателей, в наибольшей степени отражающих современные процессы, относится строение подстилки [4]. Формирование подгоризонтов обусловлено не только последовательной деструкцией растительного материала по размерам фракций, но и физико-химической и биохимической трансформацией. Направленность преобразования (стадии) выявляется при сравнительном изучении химического состава растительных фрагментов соподчиненных горизонтов подстилки. Выполненных в таком ключе исследований немного [24, 26].

Цель работы — оценить в подстилках болотных березняков эффективность различных процессов разложения — фрагментации, накопления и выщелачивания элементов в процессе деструкции, а также статистически обосновать стадии трансформации в виде размерного ряда и химического состава, выделить из совокупности зольных элементов достоверный признак стадий преобразования.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Изучали один из самых крупных лесоболотных массивов междуречья Оби и Томи общей площадью около 2,3 тыс. га, образованный группой гидравлически связанных торфяных болот. Непосредственным объектом исследования стало Большое Еловочное болото. В своей верхней (истоковой) части оно контактирует с крупной плащевой системой олиготрофных и олиго-мезотрофных Цыгановых болот. Воды, собираемые этой системой, сбрасываются в гипсометрически нижележащее Большое Еловочное болото, в водном питании которого участвуют также слабоминерализованные почвенно-грунтовые воды и атмосферные осадки. Торфяной массив пронизан сетью водотоков, обеспечивающих естественный дренаж. Стержневым элементом внутриболотной, локально обособленной гидрографической сети, является речка Еловка, русло которой окаймляют насаждения березы пушистой (*Betula pubescens* Ehrh.).

Исследования выполнены в пределах экологического профиля 270 × 50 м, заложенного пер-

пендикулярно руслу внутриболотной речки (географические координаты 56°23.710' с. ш., 84°34.043' в. д.). Профиль, разбитый на участки 10 м, объективно на основе физико-химических показателей и водного режима почв сгруппирован в кластеры с учетом удаления от русла реки на расстоянии 0–30, 30–70, 70–100, 100–140, 140–190, 190–230, 230–270 м. В кластерах (экологических рядах) наблюдается ярко выраженная смена доминирующих растительных группировок от высокоотравных до сфагновых гидрофитных (рис. 1с). В сукцессионном ряду напочвенного покрова березняков выделено 6 типов подстилок (сильно-разложившаяся, среднеразложившаяся, грубо-разложившаяся (корневишная), торфянистая, оторфованная, торфяная) и установлено направление их чередования. Подробная морфолого-генетическая характеристика подстилок приведена ранее [9].

Настоящее сообщение посвящено сильно- и грубо-разложившимся подстилкам на расстоянии 0–30 и 100–140 м от береговой линии. В соответствии с преобладающими процессами преобразования органических остатков, сильно-разложившуюся подстилку следует отнести к гумифицированному типу, грубо-разложившуюся — к ферментативному [3]. По классификации [8, 20], подстилки образуются на почвах переходного (мезотрофного) типа, сформированных на мощных осоковых и осоково-сфагновых торфах (450–500 см). Верхний (корненасыщенный) слой торфяных почв в пределах 0–30 см характеризуется зольностью 16,6–18,7%, кислой реакцией pH_{H_2O} 4,5–4,9, степенью насыщенности обменными основаниями ($Ca^{2+} + Mg^{2+}$), равной 39,2–54,1%, рыхлым сложением — плотность почв 0,12–0,17 г/см³. Вглубь болотного массива олиготрофность почв нарастает.

В прирусловой зоне на расстоянии 0–30 м от береговой линии сформировался крапивно-лабазниковый тип леса. Уровень грунтовых вод в теплый период года составлял в среднем 40 см, варьируя от 33 до 59 см. Доминантами в составе напочвенного покрова выступают крапива двудомная (*Urtica dioica* L.), лабазник вязолистный (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.), страусник чернокоренный (*Matteuccias truthiopteris* (L.) Tod). В этих условиях формируется полнопрофильная древесно-крупнотравная сильно-разложившаяся подстилка. Мощность подстилки по каждому из четырех лет наблюдений составляла в среднем от 4,8 до 6,7 см (среднее за четыре года $5,8 \pm 0,2$), коэффициент вариации по годам — преимущественно средний (14–22%). Морфолого-генетическое строение подстилки в среднем: $L_{1,7}-F_{2,7}-H_{1,4}$ (нижний индекс — мощность подгоризонта, см). Запасы органического вещества изменялись в пределах 4,1–4,9 кг/м² (среднее $4,6 \pm 0,7$ кг/м²),

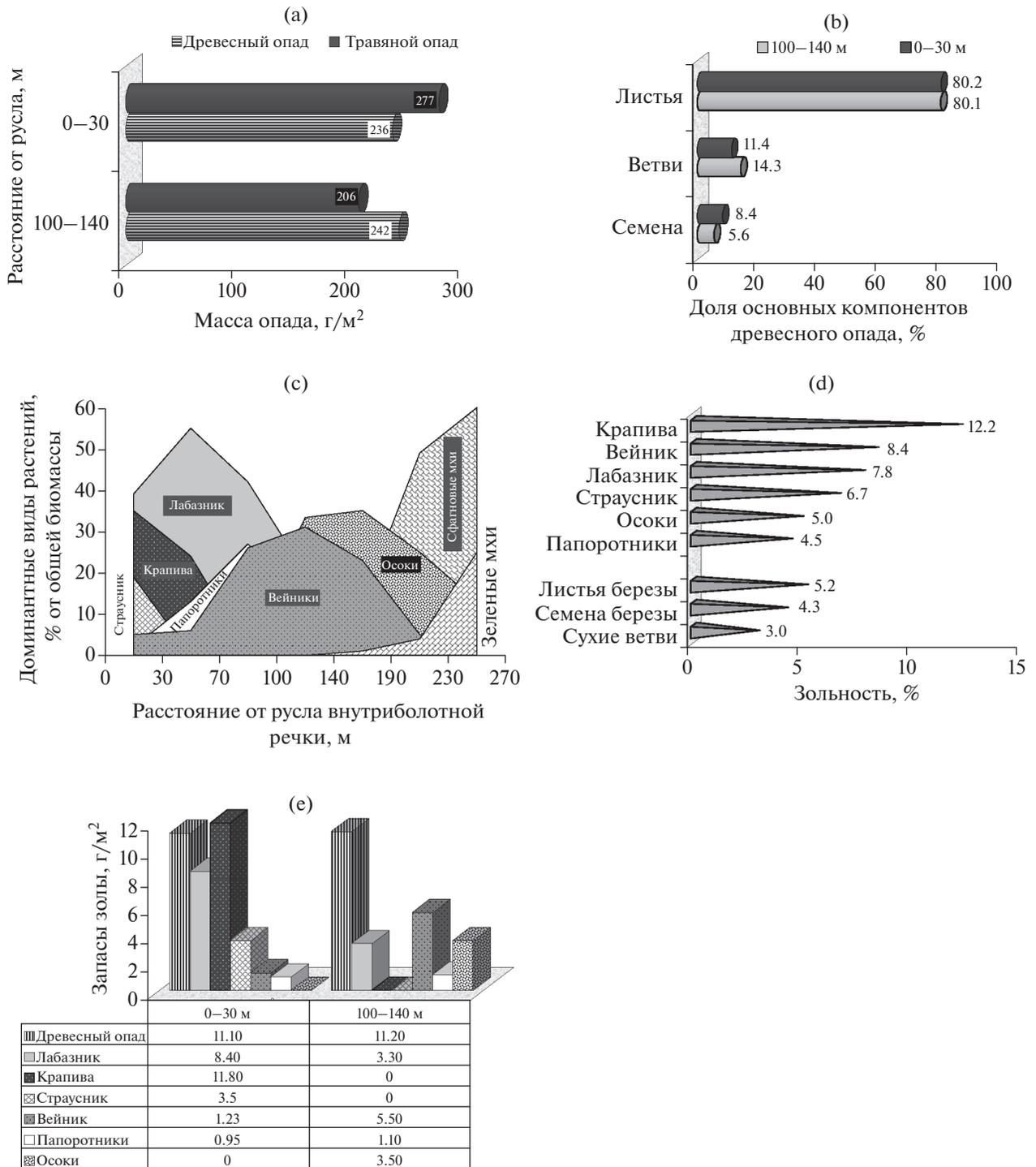


Рис. 1. Компоненты лесного опада (а), состав древесных (б), травянистых (с) остатков, зольность (д) и запасы (е) минеральных компонентов в древесном опаде и видах травянистых растительных остатков.

варьирование среднее и сильное (коэффициент вариации (C_v) 18–30%). Подстилка характеризуется кислой реакцией среды (pH_{H_2O} 5.00 ± 0.03), насыщенность основаниями $61.9 \pm 0.5\%$, что соответствует мезотрофному экологическому ряду развития торфяных почв и залежей [20].

На расстоянии 100–140 м от русла в условиях древней заторфованной ложбины стока (талъвега) уровень грунтовых вод составлял в среднем 12 см и изменялся от 3 до 30 см. В этих условиях увлажнения сформировался осоково-вейниковый березняк. В напочвенном покрове лабазник вязо-

лиственный, доминируют – вейник пурпуровый (*Calamagrostis purpurea* (Trin.) Trin.s.l.), осоки: дву-тычинковая (*Carex diandra* Schrank), сближенная (*C. appropinquata* Schum.), волосистоплодная (*C. lasiocarpa* Ehrh.), дернистая (*C. caespitosa* L.). В данном типе березняка сформировалась среднемошная, рыхлая, древесно-осоково-вейниковая груборазложившаяся (корневищная) подстилка. Ее мощность изменялась от 3.3 до 4.2 см (среднее 3.6 ± 0.1), вариабельность по годам – стабильно средняя (C_v 16%). Морфолого-генетический профиль в среднем – $L_{1.3}$ – $F_{2.3}$. Запасы подстилки составляли 1.9 – 2.6 кг/м² (среднее 2.2 ± 0.1), C_v – 16–23. Реакция среды – кислая pH_{H_2O} 4.6 ± 0.03 , насыщенность основаниями 32.2%, что соответствует олиго-мезотрофному экологическому ряду развития торфяных почв [20].

Древесный опад учитывали по 10 опадоуловителям (100 × 100 см) в первой декаде октября. Биомассу напочвенного покрова измеряли на площадках 50 × 50 см с учетом доминирующих растительных ассоциаций в 20 повторностях. Образцы подстилки отбирали шаблоном 20 × 20 см во второй половине августа (до начала массового поступления опада) в трехкратной повторности на каждой 10-метровой секции экологического профиля. На участке в 0–30 м от русла отобрано, таким образом, 9 образцов сильноразложившейся подстилки, на расстоянии 100–140 м – 12 образцов груборазложившейся. Все отобранные образцы рассеивали на ситах по морфометрическим фракциям >10 мм, 10–7, 7–5, 5–3, 3–2, 2–1, 1–0.5, 0.5–0.25, <0.25 мм. Затем трехкратные повторности каждой фракции в 10-метровых секциях объединяли. В итоге содержание макро- и микроэлементов определяли в 27 образцах размерного ряда >10...<0.25 мм сильноразложившейся подстилки и 36 – в груборазложившейся. Эти данные отражают пространственную вариабельность деструкции подстилок естественно-дренированных болотных березняков в пределах экологического профиля. Пробы болотных вод отобраны в период продолжительного весенне-летнего половодья. Взвешенные частицы водных потоков в виде илистого осадка (наилка) отбирали после схода паводка вблизи русла.

Химический анализ почв, подстилок, болотных вод и наилка выполнен по общепринятым руководствам в практике почвенных и гидрохимических исследований [25, 27]. Общее содержание макро- и микроэлементов – атомно-абсорбционным методом на спектрометре МГА-915 МД [16]. Результаты всех определений выражали в расчете на навеску, высушенную при 105°C.

Типы подстилок классифицировали по признакам, разработанным Сапожниковым [22].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание зольных элементов в подстилках.

Средневзвешенное содержание металлов значительно варьирует (в основном C_v – 29–47%) и образует следующий нисходящий ряд (подстрочным индексом возле элемента показано его содержание в расчете на единицу массы сухого вещества). Сильноразложившаяся подстилка: $Ca_{11515} > Fe_{8502} > Al_{8472} > Mg_{1468} > K_{1104} > Sr_{471} > Na_{200} > Zn_{65.3} > Cu_{15.6} > Pb_{12.1} \approx Ni_{12.2} > Co_{9.5} > Cr_{6.2} > Cd_{0.35}$ мг/кг. Груборазложившаяся подстилка: $Ca_{7622} > Fe_{5142} > Al_{3993} > Mg_{1213} > K_{1137} > Sr_{265} > Na_{172} > Zn_{58.8} > Cu_{9.6} > Pb_{8.8} > Ni_{8.1} > Co_{5.8} > Cr_{2.2} > Cd_{0.24}$ мг/кг. Градация элементов практически совпадает, однако, их количество в сильноразложившейся подстилке, как правило, больше в 1.5–2 раза. Одной из причин различного накопления минеральных элементов в подстилках крупнотравных березняков служит видовая структура напочвенного растительного покрова, что соответствует литературным данным [11, 23, 30]. Количество древесного опада, в основном листьев (80%), изменяется слабо (рис. 1a, 1b). В березняке крапивно-лабазниковом травянистые остатки высокозольных видов растений составляют 90% массы ветоши, поступающей в подстилку (рис. 1c, 1d). Количество золы (37.0 г/м²) обеспечивается вкладом напочвенного покрова на 70, древесным опадом – на 30% (рис. 1e). В березняке осоково-вейниковым почти на четверть уменьшается масса ветоши, в составе которой доминирующие виды растений характеризуются более низкой зольностью. Поступление минеральных веществ снижается (24.7 г/м²), доля травянистых остатков уменьшается до 55, древесного – возрастает до 45%. Определенный вклад в обогащение подстилок зольными элементами после схода паводка вносит наилок, о чем подробнее сказано ниже.

Зольные элементы в размерном ряду морфометрических фракций. В груборазложившейся подстилке относительно сильноразложившейся в большем количестве присутствуют самые крупные фрагменты >10 мм, в меньшем – наиболее диспергированные частицы размерностью от 1 до <0.25 мм (рис. 2a). Последовательное измельчение растительных остатков в обоих типах подстилок сопровождается возрастанием зольности и степени гумификации (рис. 2b, 2c), обусловленной увеличением содержания гуминовых и фульвокислот на фоне уменьшения содержания гемицеллюлоз и целлюлозы вследствие усиления биохимических процессов. Об этом свидетельствует сужение отношения C/N, что показано в ранее опубликованной нами работе по оценке состава органического вещества морфометрических фракций подстилок [7]. Дифференциация растительных фрагментов и сопутствующее

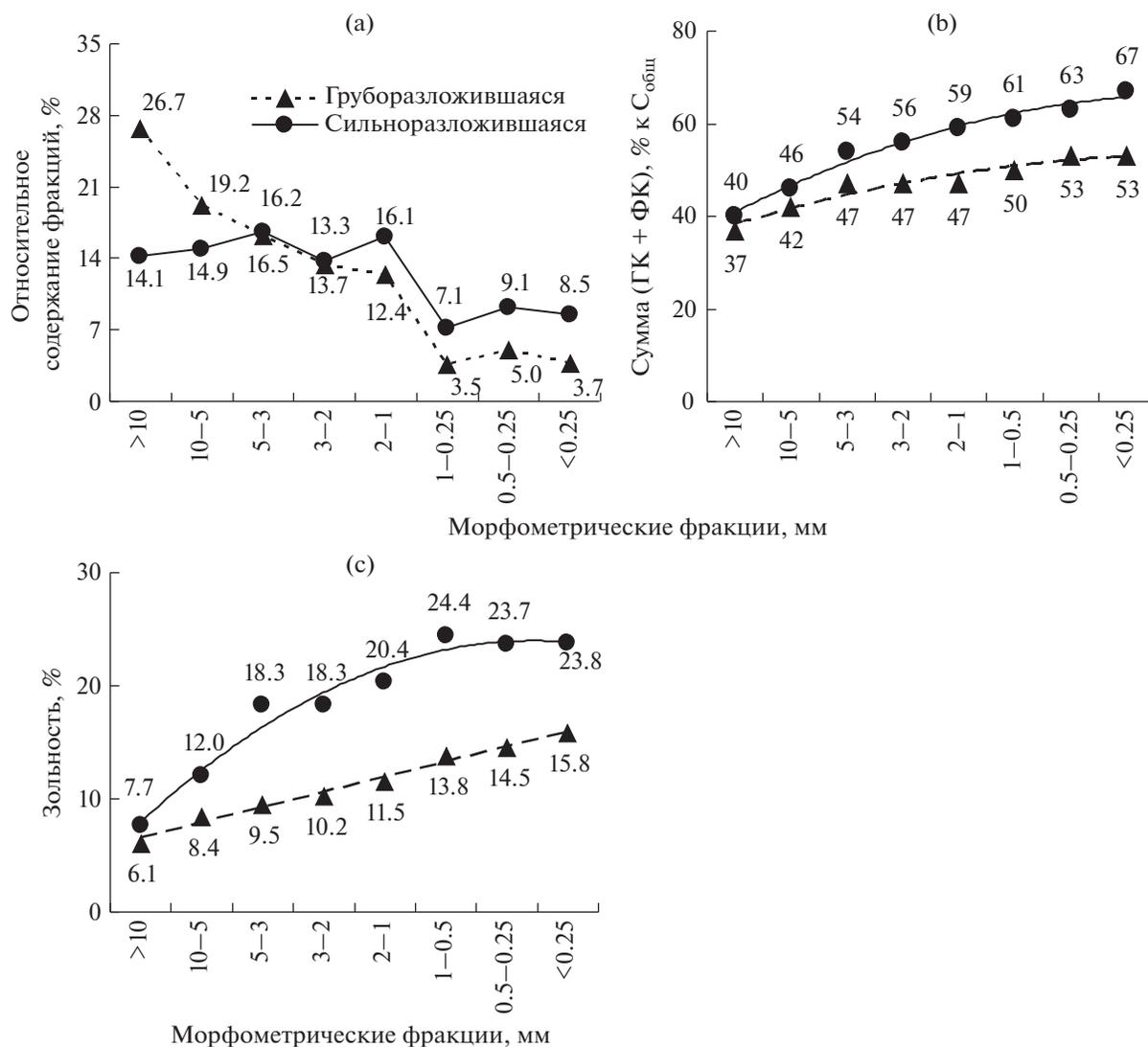


Рис. 2. Характеристика морфометрических фракций сильно- и груборазложившихся подстилок (%): (а) – относительное содержание растительных фрагментов в размерном ряду, (б) – степень гумификации, (с) – зольность.

возрастание зольности и степени гумификации сопровождается последовательным накоплением Fe, Al, Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Cd и их максимальной концентрацией во фракциях <1 мм (рис. 3). Как известно, минеральные компоненты вступают в многообразные взаимодействия с гумусовыми кислотами, которые обуславливают образование различных по составу сложных органо-минеральных производных.

Щелочные, щелочноземельные элементы проявляют противоположную тенденцию: их количество в мелких растительных фрагментах постепенно снижается. Наиболее активный вынос отмечен для морфометрических фракций 5(10)...1 мм, вероятнее всего, за счет обильного выделения углекислого газа. При взаимодействии CO₂ с водой происходит образование анионов HCO₃⁻, которые

образуют с основаниями растворимые гидрокарбонатные соли. Более обильное выделение CO₂ во фракциях 5(10)...1 мм определяется в соответствии с представлениями Александровой [1] интенсивной потерей легкоразлагаемых углеводов и протеинов на начальной стадии трансформации относительно лигнина, участие которого возрастает в процессах гумификации фрагментов <1 мм. Вынос металлов в наиболее гумусированных растительных фрагментах 1...<0.25 мм несколько замедляется, очевидно, за счет формирования некоторой части нерастворимых гуматов. Гуматы кальция очень плохо растворимы в воде при любых значениях pH, фульвокислоты также дают нерастворимые осадки с двухвалентными катионами в определенных диапазонах pH, однако существует большой разброс найденных параметров [1, 18].

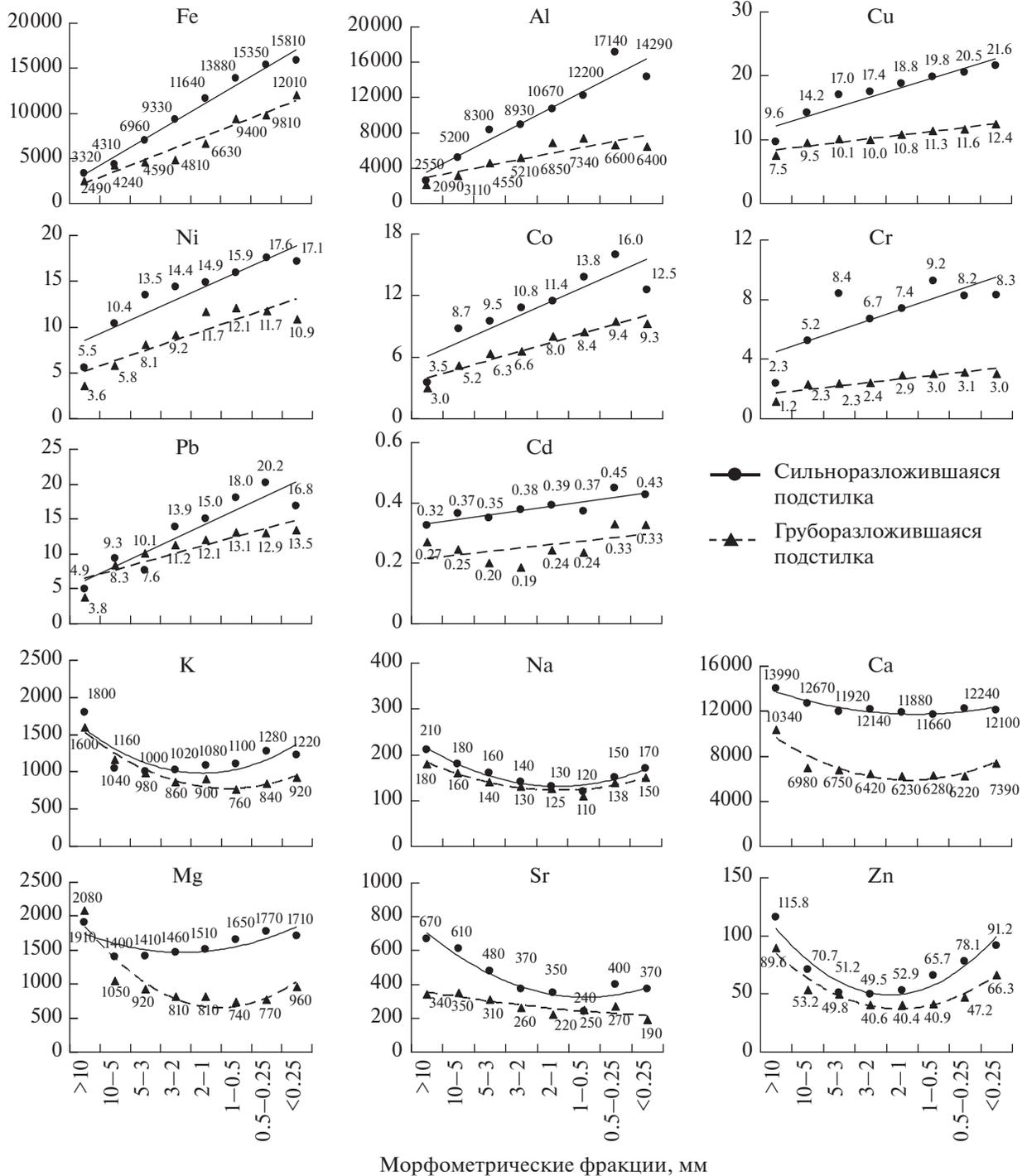


Рис. 3. Содержание (%) зольных элементов в морфометрических фракциях сильно- и груборазложившихся подстилок – Fe, Al, Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Cd, K, Na, Ca, Mg, Sr, Zn, мг/кг.

Аналогичным образом ведет себя цинк, который имеет постоянную валентность Zn^{2+} , характеризуется высокой биофильностью, почти сравнимой с K и Ca, и способен, подобно щелочноземельным металлам, образовывать органо-минеральные комплексы с гуминовыми и фульвокислотами [19].

Небольшое увеличение концентрации калия во фракциях 0.5...<0.25 мм, вероятнее всего, определяется вкладом физиологически активных сосущих корней диаметром <1 мм, которые интенсивно поглощают более доступные формы калия. Учитывая объективную невозможность их удале-

Таблица 1. Факторная структура взаимосвязей макро- и микроэлементов морфометрических фракций подстилок

Элемент	Сильноразложившаяся подстилка				Грубобразложившаяся подстилка		
	выделенные факторы						
	1	2	3	4	1	2	3
Cu	0.94*	-0.27	-0.17	0.10	0.88*	0.38	0.25
Zn	-0.17	0.93*	0.20	-0.07	-0.15	-0.96*	-0.22
Ni	0.94*	-0.32	-0.12	0.07	0.51	0.52	0.67
Pb	0.95*	-0.09	0.15	-0.01	0.75*	0.57	0.32
Co	0.93*	-0.29	0.16	0.10	0.85*	0.40	0.33
Cr	0.79*	-0.44	-0.17	0.39	0.77*	0.58	0.23
Cd	0.93*	0.01	0.14	-0.31	-0.26	0.54	0.04
Fe	0.98*	0.05	-0.10	0.09	0.99*	0.11	0.10
Sr	-0.45	0.15	-0.61	-0.62	0.17	0.31	0.11
Al	0.98*	-0.03	0.01	0.09	0.72*	0.54	0.42
K	-0.30	0.93*	0.11	-0.06	-0.51	-0.14	-0.12
Na	0.49	0.45	-0.24	-0.03	0.10	0.21	-0.09
Ca	-0.66	0.66	0.22	-0.27	-0.36	-0.91*	-0.19
Mg	0.16	0.96*	0.14	0.07	-0.47	-0.85*	-0.21
Собственные значения факторов	8.83	3.61	0.95	0.27	8.44	1.19	0.24
% от общей дисперсии	63	26	7	2	84	12	2
Накопленный % от общей дисперсии	63	89	96	98	84	96	98

* Коэффициенты корреляции, значимые на уровне $\alpha = 0.05$.

ния из субстрата подстилок, при подготовке образцов подстилки к анализу удаляли только опорные и проводящие корни. Тенденция некоторого увеличения содержания натрия скорее всего имеет ту же причину, что и для калия.

Многомерный статистический анализ связи зольных элементов и морфометрических фракций подстилок. Содержание макро- (Fe, Al) и микроэлементов в подстилках в большинстве случаев статистически достоверно положительно коррелирует ($r = 0.71-0.98$). Аналогичные связи между собой проявляют также щелочные и щелочноземельные металлы ($r = 0.87-0.99$). Положительные корреляции обусловлены особенностями водно-минерального питания болотных березняков, биогенной аккумуляцией элементов и, вероятно, их поступлением в составе техногенных выбросов, как показывают и другие авторы [15]. При этом тяжелые металлы и основания, как правило, имеют тесную отрицательную связь ($r = -0.71...-0.96$).

С целью редукции переменных для последующей статистической обработки данных выполнили факторный анализ, основная идея которого – объединение коррелированных переменных и выделение скрытых общих факторов, объясняю-

щих связи между наблюдаемыми признаками. Произвольно задали 5 выделяемых факторов; при этом можно указывать любое число, не превышающее количество переменных [28]. Применили метод поворота осей (варимакс), который позволяет получить интерпретируемое решение каждого фактора, максимизируя дисперсии квадратов исходных факторных нагрузок по переменным. В соответствии с критерием Кайзера, целесообразность отбора числа факторов определяется собственными числами, значения которых больше 1 [14]. На этом основании ограничились двумя факторами в каждом типе подстилок (табл. 1). В сильноразложившейся фактор 1 статистически значимо коррелирует с Fe, Al и микроэлементами, фактор 2 – K, Mg, Zn. Первый объясняет 63%, второй 26% общей дисперсии, накопленная доля составляет 89%. В грубобразложившейся подстилке связь факторов с набором химических элементов практически повторяется. Фактор 1 объясняет 84%, фактор 2 – 12%, накопленная доля объясненной дисперсии – 96%. Исходя из доли объясненной дисперсии фактором 1, специфика минерального состава морфометрических фракций определяется главным образом содержанием Fe, Al и микроэлементов.

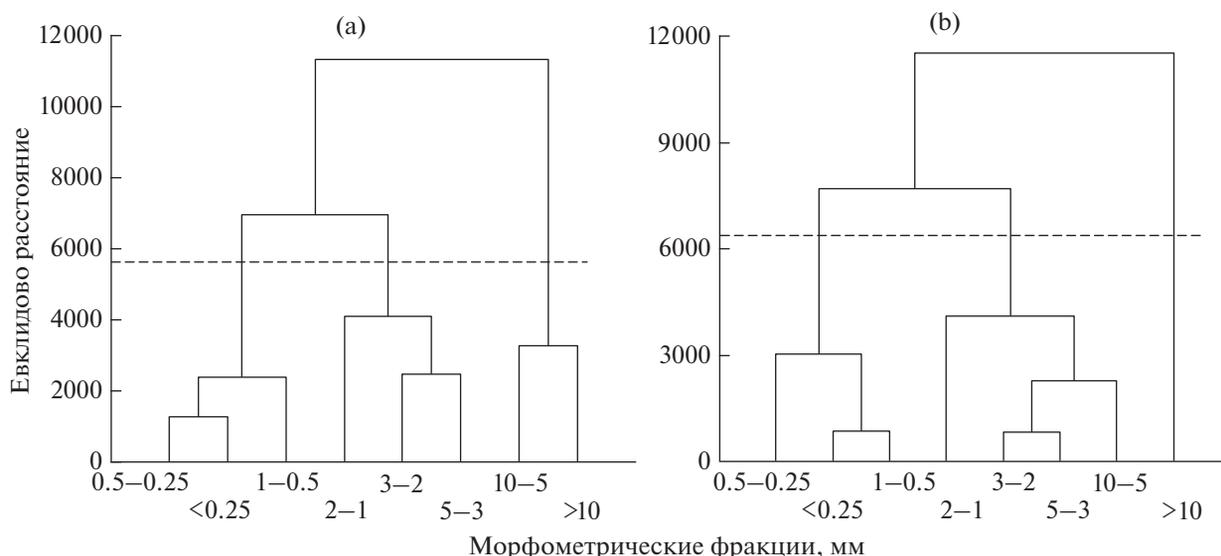


Рис. 4. Дендрограммы объединения морфометрических фракций: сильноразложившаяся (а) и груборазложившаяся (б) подстилка.

По содержанию зольных элементов морфометрические фракции подстилок структурировали в группы схожих объектов, применив алгоритмы кластеризации. На дендрограмме каждого типа подстилок четко выделилось по 3 кластера (рис. 4а, 4б). Различия касаются в основном крупных фрагментов. В груборазложившейся подстилке фракция >10 мм обособилась в самостоятельный кластер, в сильноразложившейся – фракции >10 и 10–5 мм объединились в одну группу. Статистическая оценка сгруппированных морфометрических фракций по факторам 1 и 2 (редуцированным зольным элементам) выполнена методом дискриминантного анализа (табл. 2). Построенная модель, судя по F -критерию и p -уровню значимости, свидетельствуют о неравенстве средних кластеров в сильноразложившейся подстилке по двум факторам, в груборазложившейся – только по фактору 1. Итоговый результат правильно предсказанных случаев составляет 76% (табл. 3).

Морфология кластеров морфометрических фракций как отражение дискретных стадий преобразования подстилок. Статистически обоснованный линейный ряд фракций по зольному составу соответствует ассоциации их весовых долей в размерном ряду >5, 5(10)...1, 1...<0.25 мм (рис. 1а). Морфологический облик сгруппированных растительных фрагментов не противоречит общепризнанным критериям визуального расчленения подстилок на подгоризонты L – листовой, F – ферментативный, Н – гумусированный.

Сильноразложившаяся подстилка

Кластер >10...5 мм морфологически соответствует листовому подгоризонту L. Доля в общей массе подстилки составляет 29%. Рыхлый, губчатого сложения. Окраска – светло-бурая. Листья березы – 60–80%, стебли трав – 10–20%, веточки, осколки древесины, коры. Обильно грибной мицелий.

Таблица 2. Оценка статистической значимости факторов взаимосвязанных зольных элементов, дискриминирующих кластеры морфометрических фракций подстилок

Переменные модели	Сильноразложившаяся подстилка				Груборазложившаяся подстилка			
	лямбда Уилкса	частная лямбда	F -критерий	p -уровень	лямбда Уилкса	частная лямбда	F -критерий	p -уровень
	качество модели: лямбда Уилкса – 0.21, F -критерий – 12.0, p -уровень <0.001				качество модели: лямбда Уилкса – 0.42, F -критерий – 5.4, p -уровень <0.001			
Фактор 1	0.98	0.21	37.68	<0.001	0.97	0.43	12.99	<0.001
Фактор 2	0.34	0.61	6.48	0.007	0.47	0.89	1.24	0.311

Таблица 3. Межгрупповые различия средних кластеров морфометрических фракций подстилок

Кластеры морфометрических фракций, мм	Квадраты расстояний Махаланобиса, <i>p</i> -уровни			Матрица классификации			
	>10–5	5–1	1–<0.25	% попаданий	число попаданий		
					>10–5	5–1	1–<0.25
Сильноразложившаяся подстилка							
>10–5	–	8.3	22.0	67	6	3	0
5–1	<0.001	–	3.4	78	1	7	1
1–<0.25	<0.001	0.004	–	78	0	2	7
				Итоги классификации:			
				75	7	12	8
Груборазложившаяся подстилка							
Кластеры морфометрических фракций, мм	>10	10–1	1–<0.25	% попаданий	число попаданий		
					>10	10–1	1–<0.25
>10	–	5.6	12.4	75	3	1	0
10–1	0.007	–	1.4	85	0	17	3
1–<0.25	<0.001	0.046	–	67	0	4	8
				Итоги классификации:			
				76	3	22	11

Примечание. Квадраты расстояний Махаланобиса – над чертой, *p*-уровни значимости различий – под чертой.

Кластер 5...1 мм. Соответствует ферментативному слою F. Доля в общей массе подстилки – 46%. Темно-бурая сильно разложившаяся органическая масса: около половины – крупнозернистые-зернистые агрегаты гумусовой природы творожистого микростроения. Легко разрушаются. Фрагменты стеблей трав, веточек, корней, коры – не более 20%. Обильно физиологически активные корни менее 1 мм, окруженные рыхлыми гроздьями гумусовой плазмы.

Кластер 1...<0.25 мм. Сообразуется со слоем гумификации H. Доля в общей массе подстилки – 25%. Окраска сизовато-темно-бурая. Доминирует гумусовая субстанция: творожисто-мелкозернисто-порошистая (около 60%) и аморфная (примерно 30%). Обильно – живые физиологически активные корни.

Груборазложившаяся подстилка

Кластер >10мм – подгоризонт L. В общей массе подстилки составляет 27%. Рыхлый, фрагментарно – волокнистого строения. Цвет – соломенно-бурый. Обломки листьев березы (примерно 60%), листья и стебли вейников, осок (30%), тонкие ветви, кора, кусочки древесины, семенные чешуи (10%).

Кластер 10...1 мм – ферментативный подгоризонт F. В общей массе подстилки – 61%. Бурого и

темно-бурого цвета. Дернинно-ризоидно-корневой, сильно связанный, волокнистого строения. Неопределяемые растительные остатки – около 60%. Фрагменты вейников, осок (20–25%), листья березы, тонких ветвей (10–15%). Обильно живые корни. Единично агрегаты ореховатой и плитовидной структуры гумусовой природы, механически непрочные.

Кластер 1...<0.25 мм – подгоризонт H. Выделяется только в процессе сита на ситах. Массовая доля в подстилке – 12%. Бурая с сероватым оттенком сильноразложившаяся, однородная органическая субстанция без видимой агрегации.

Итак, подстилки четко различаются характером строения – губчатым и слоистым, а также массой гумифицированных подгоризонтов и степенью их агрегированности.

Миграция зольных элементов в кластерах морфометрических фракций. Профиль лесной подстилки – это совокупность парагенетических (взаимосвязанных происхождением) подгоризонтов, состав и морфологический облик которых соответствуют специфическим продуктам органико-минеральных взаимодействий на разных стадиях преобразования растительных остатков вследствие своеобразной направленности и интенсивности биохимических процессов. Статистическая достоверность кластеров морфометрических фракций, сгруппированных по составу

Таблица 4. Средневзвешенное содержание макро- и микроэлементов в кластерах морфометрических фракций подстилок болотных березняков, мг/кг

Химические элементы	Кластеры морфометрических фракций, мм, подгоризонты					
	>10–5 L	5–1 F	1–<0.25 H	>10 L	10–1 F	1–<0.25 H
	сильноразложившаяся подстилка			грубобразложившаяся подстилка		
	Аккумуляция элементов					
Fe	3828	9286	15086	2490	5257	10350
Al	3910	9347	14744	2090	4709	7524
Cu	11.9	17.7	20.7	7.5	10.0	11.73
Ni	8.0	14.2	16.9	3.6	9.4	11.6
Pb	7.1	12.0	18.4	3.8	10.2	13.1
Co	6.2	10.5	14.2	3.0	6.3	9.1
Cr	3.8	7.5	8.5	1.2	2.5	3.0
Cd	0.35	0.37	0.42	0.27	0.22	0.30
	Вынос элементов					
K	1410	1034	1208	1600	994	841
Na	195	143	147	180	139	133
Ca	13313	11969	12026	10340	6645	6587
Mg	1715	1459	1648	2080	915	818
Zn	92.6	51.2	79.0	89.5	46.9	51.1
Sr	639	402	344	340	293	240

зольных элементов, позволяет ассоциировать их с дискретными фазами преобразования минеральной компоненты, которые диагностируют генетическое расчленение подстилки.

Содержание Fe и Al в каждой дискретной стадии подстилок последовательно увеличивается примерно в 2 раза относительно горизонта L – условно исходного состояния (табл. 4). Так, в сильноразложившейся подстилке кластера 5...1 мм (F) содержание Fe увеличивается в 2.4 раза, кластере 1...<0.25 мм (H) в 3.9, в грубобразложившейся – соответственно в 2.1 и 4.1 раза. Микроэлементы проявляют сходную тенденцию, однако в гумусированных слоях интенсивность накопления несколько уменьшается.

Биогеохимическая миграция оснований не столь однозначна. Дифференцированный вынос элементов осуществляется главным образом из ферментативных подгоризонтов и активнее протекает в грубобразложившейся подстилке. Так, в подгоризонте F сильноразложившейся подстилки содержание Ca, Mg, Na, K уменьшается в 1.1–1.4 раза, Sr и Zn – 1.6–1.8 раз относительно листового. Соответственно в грубобразложившейся подстилке в 1.4–2.3 раза, максимально – Mg и Zn. В гумифицированных горизонтах за счет формирования некоторой части нерастворимых гуматов потери большинства оснований прекращаются, в грубобразложившейся подстилке замедляются. В

итоге кластеры 1...<0.25 мм обедняются щелочными и щелочноземельными элементами в сильноразложившейся подстилке на 3.9–14.7, грубобразложившейся – на 36–61%. В результате повышается кислотность подстилки до pH_{H_2O} 4.0 по сравнению с 5.2 в сильноразложившейся. Только Na и Sr последовательно вымываются, наиболее активно Sr.

Железо – диагностический признак преобразования подстилок болотных березняков как проявление специфических условий местообитаний. Из совокупности аналитических данных по зольному составу целесообразно выявить наиболее значимые показатели в группировке морфометрических фракций (стадий трансформации). Использовали канонический анализ, который позволяет исследовать зависимости между множествами переменных. Предварительно рассмотрели корреляции кластеров и с отдельными химическими элементами в составе факторов, значимых в дискриминации. В канонический анализ включили переменные с коэффициентом корреляции $r \geq 0.9$. В сильноразложившейся подстилке – Fe, Al, Cu, Ni, в грубобразложившейся – Fe, Cu, Pb, Sr и Co. Персональный вес K, Mg, Zn – не значим ($r = 0.17–0.28$), несмотря на достоверный совокупный вклад в дискриминацию растительных фрагментов. В обоих типах подстилок выделилось по одному каноническому корню с высо-

Таблица 5. Результаты канонического анализа зависимости кластеров морфометрических фракций подстилок и тяжелых металлов

Статистические показатели корня	Сильноразложившаяся подстилка			Груборазложившаяся подстилка		
	оценка значимости корня	переменные корня	стандартизованные коэффициенты переменных	оценка значимости корня	переменные корня	стандарти- зованные коэффициенты переменных
Каноническая корреляция, R	0.96	Cu	0.03	0.97	Cu	0.64
Канонический индекс детерминации, R^2	0.93	Ni	-0.09	0.93	Pb	-0.75
χ^2 -критерий	10.43	Fe	-0.72	10.8	Co	0.38
p -уровень значимости	0.034	Al	-0.22	0.028	Cr	-0.30
Лямбда Уилкса	0.074			0.067	Fe	-1.04
Доля объясненной дисперсии	93%			93%		

кими каноническими индексами детерминации и значимыми χ^2 -критериями (табл. 5), что свидетельствует о наличии сильной зависимости между химическими элементами и кластерами растительных фрагментов. В значении дискриминантной функции (корня) вклад каждой переменной характеризуется абсолютной величиной канонического “веса”. Наибольшую долю в дискриминацию морфометрических фракций подстилок болотных березняков вносит содержание Fe, что закономерно.

Железо – характерный элемент болот и пойменных лугов [19]. Еловочное болото в своей верхней (истоковой) части собирает в период весеннего паводка воды крупной плащевой системы олиготрофных и олиго-мезотрофных болот. Внутриболотная речка Еловка, промоины и ручьи, как правило, переполняются и сливаются в единый поток, разливаясь по площади торфяного массива. В результате изменяются окислительно-восстановительные условия, создавая своеобразную геохимическую обстановку, в которой железо проявляет себя в качестве показателя (маркера) стадий преобразования подстилок благодаря специфическому составу болотных вод. В составе катионов доминирует Fe^{2+} (рис. 5а), в составе анионов – фульвокислоты (рис. 5б), которые достоверно взаимосвязаны на 87% (рис. 6а). При взаимодействии с кислородом воздуха Fe^{2+} легко окисляется и формирует массу органо-минеральных коллоидов, которые выпадают в твердую фазу на месте своего образования. Уже в 100–140 м от русла количество Fe^{2+} в болотных водах снижается на 20%, фульвокислот – на 19%, по мере удаления от русла нарастает олиготрофность вод. Значительное количество разнообразных механических взвесей и органо-минеральных коллоидов поступает и с потоками паводковых вод. После схода паводка они выпадают в виде наилка, обогащенного катион-гумусовыми комплексами

и азотом (рис. 5с), железом и другими макро- и микроэлементами (рис. 5d, 5е). Илистый осадок распределяется по площади разлива не равномерно. Максимальное количество (1–2 см) осаждается в микрозападинах примерно в 50 м от русла р. Еловки (в условиях уменьшения скорости течения паводковых вод за счет растительности). Согласно рис. 6б, фульватно-гуматные комплексы илистого осадка и растворимые органо-минеральные соединения водного потока, обогащенные железом, обуславливают его тесную связь со степенью гумификации подстилок – в 30 м от русла на 96, в 100–140 м – на 85%. О доминирующей роли органического вещества в миграции металлов почв водно-болотных угодий свидетельствуют работы [31, 36].

Таким образом, определяющий вклад соединений железа в группировку морфометрических фракций – стадий трансформации подстилок (на примере минеральной компоненты) экспериментально и статистически обоснован. По данным табл. 4, количественные критерии диагностики соответствуют примерно двукратному увеличению содержания железа на каждом этапе преобразования относительно исходного содержания.

ВЫВОДЫ

1. Зольный состав морфометрических фракций (рассев на ситах) подстилок естественно-дренированных крупнотравных болотных березняков определяется преимущественно изменчивостью содержания Fe, Al и микроэлементов – Cu, Ni, Pb, Cr, Co, Cd. Поступление минеральных веществ в подстилку определяется спецификой зольного состава древесного опада и травянистых остатков напочвенного покрова в ходе разложения, а также типом водно-минерального питания болота, приносом паводковыми водами осаждае-

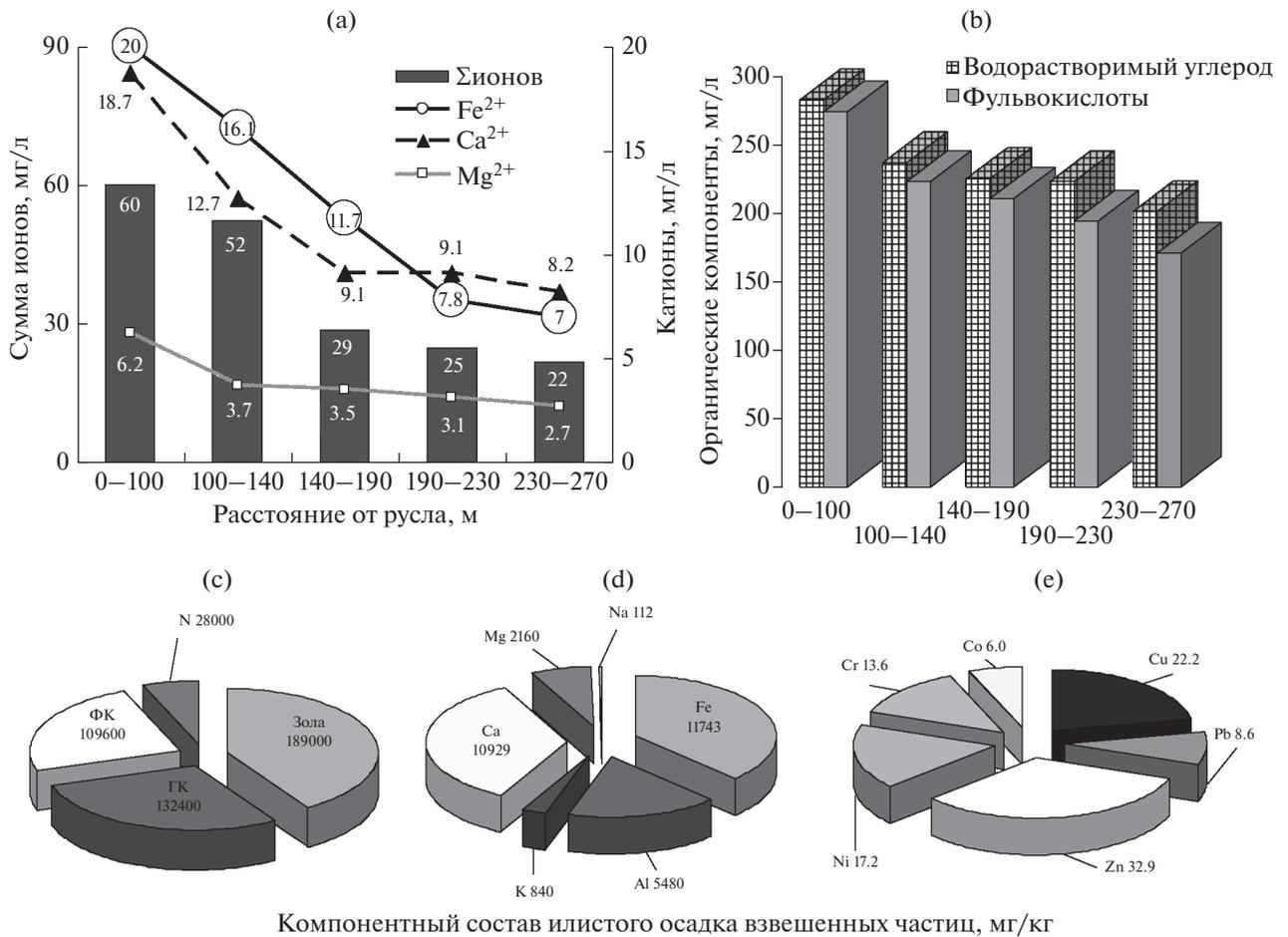


Рис. 5. Болотные воды весеннего паводка (мг/л): ионный состав (а), водорастворимый углерод и фульвокислоты (б). Илистый осадок взвешенных частиц (мг/кг): гуминовые кислоты, фульвокислоты, азот и зола (с); макро- и микроэлементы (d, e).

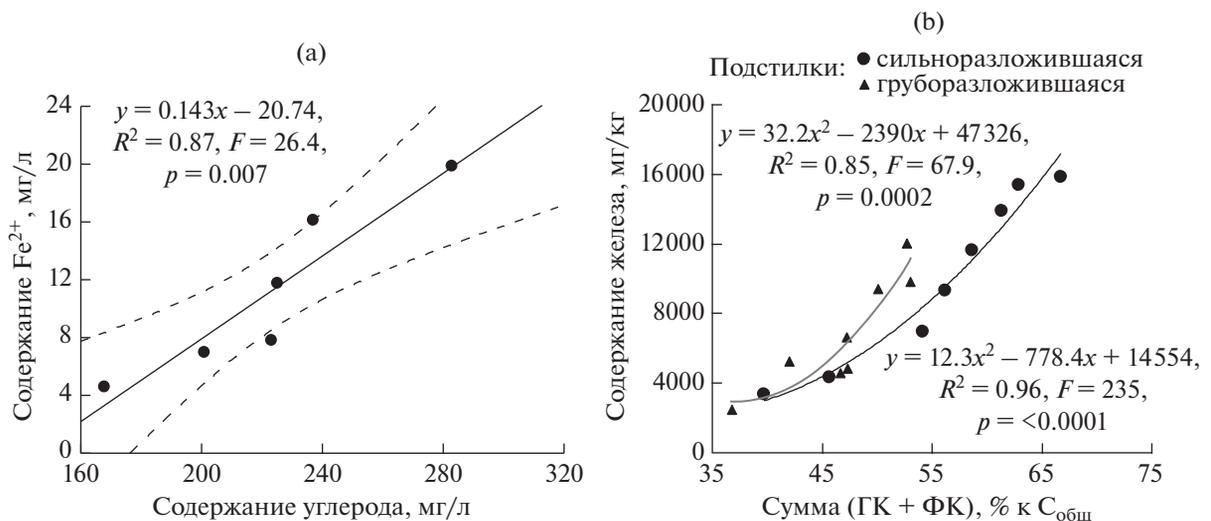


Рис. 6. Регрессионная связь железа с содержанием органического углерода гумусовой природы в болотных водах (а) и степенью гумификации подстилок (б).

мого материала и, возможно, аэрозольными выпадениями.

2. В ходе деструкции растительных остатков происходит: а) последовательная аккумуляция Fe, Al и микроэлементов, благодаря сопутствующим процессам гумификации; б) выщелачивание оснований преимущественно в ферментативных подгоризонтах, по всей вероятности, в виде гидрокарбонатов в результате возможного более интенсивного выделения CO₂ в этих подгоризонтах.

3. По содержанию зольных элементов морфометрические фракции объективно сгруппировались в три кластера, что соответствует визуальному расчленению на подгоризонты L, F, H – дискретные стадии преобразования подстилок. Итоговый результат статистически достоверно предсказанных случаев – 76%. Наибольшую долю в дискриминацию растительных фрагментов вносит количество Fe. Диагностические показатели соответствуют примерно двукратному увеличению содержания Fe относительно исходного на каждом этапе преобразования.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания “Функционально-динамическая индикация био-разнообразия лесов Сибири” № 0356-2021-0009.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александрова Л.Н.* Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 288 с.
2. *Архипов В.С., Бернатонис В.К., Резчиков В.И.* Распределение железа, кобальта и хрома в торфяных залежах центральной части Западной Сибири // Почвоведение. 2000. № 12. С. 1439–1447.
3. *Богатырев Л.Г.* О классификации лесных подстилок // Почвоведение. 1990. № 3. С. 118–127.
4. *Богатырев Л.Г., Демин В.В., Матышак Г.В., Сапожникова В.А.* О некоторых теоретических аспектах исследования лесных подстилок // Лесоведение. 2004. № 4. С. 17–29.
5. *Богуш А.А., Бобров В.А., Климин М.А., Бычинский В.А., Леонова Г.А, Кривоногов С.К., Кондратьева Л.М., Прейс Ю.И.* Особенности формирования отложений и концентрирования элементов в профиле торфяника Выдринский (южное Прибайкалье) // Геология и геофизика. 2019. Т. 60. № 2. С. 194–208. <https://doi.org/10.15372/GiG2019012>
6. *Василевич Р.С.* Макро- и микроэлементный состав мерзлотных бугристых торфяников лесотундры европейского северо-востока России // Геохимия. 2018. № 12. С. 1158–1172. <https://doi.org/10.1134/S0016752518100126>
7. *Ефремова Т.Т., Аврова А.Ф., Ефремов С.П., Мелентьева Н.В.* Стадийность трансформации органического вещества подстилок болотных березняков // Почвоведение. 2009. № 10. С. 1203–1212.
8. *Ефремова Т.Т., Аврова А.Ф.* Регрессионные модели кислотно-основных свойств торфяных болот как оперативные критерии их классификации по химическому принципу // Сибирский экологический журн. 2019. № 4. С. 397–409.
9. *Ефремова Т.Т., Ефремов С.П., Аврова А.Ф.* О сопряженности морфогенетических типов подстилок с их свойствами в болотных березняках // Почвоведение. 2010. № 8. С. 920–928.
10. *Ефремова Т.Т., Ефремов С.П.* Эколого-геохимическая оценка уровней загрязнения тяжелыми металлами и серой бугристых торфяников юга Таймыра // Сибирский экологический журн. 2014. № 6. С. 965–974.
11. *Ефремова Т.Т., Секретенко О.П., Аврова А.Ф., Ефремов С.П.* Геостатический анализ пространственной изменчивости запасов зольных веществ в подстилке болотных березняков Западной Сибири // Почвоведение. 2013. № 1. С. 56–66.
12. *Зонн С.В.* Биогеоценологические и генетические основы классификации лесных подстилок // Роль подстилки в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1983. С. 80–81.
13. *Карпачевский Л.О.* Лес и лесные почвы. М.: Лесная промышленность, 1981. С. 76–199.
14. *Ким Дж.-О., Мьюллер Ч.У., Клекка У.Р., Олдендерфер М.С., Блэшфилд Р.К.* Факторный, дискриминантный и кластерный анализ. М.: Финансы и статистика, 1989. 215 с.
15. *Липатов Д.Н., Щеглов А.И., Манахов Д.В., Карпунин М.М., Завгородняя Ю.А., Цветнова О.Б.* Распределение тяжелых металлов и бенз(а)пирена в торфяных олиготрофных почвах и торфяно-глееземах на северо-востоке о. Сахалин // Почвоведение. 2018. № 5. С. 551–562. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18050040>
16. Методика измерений массовой доли ванадия, кадмия, кобальта, марганца, меди, мышьяка, никеля, ртути, свинца, хрома и цинка в пробах почв, грунтов и донных отложений методом атомно-абсорбционной спектроскопии с использованием атомно-абсорбционного спектрометра с электротермической атомизацией МГА-915 МД. М., 2009. 41 с.
17. *Московченко Д.В.* Биогеохимические особенности верховых болот Западной Сибири // География и природные ресурсы. 2006. № 1. С. 63–70.
18. *Орлов Д.С.* Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. 325 с.
19. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Астрель, 1999. 768 с.
20. *Пьявченко Н.И., Корнилова Л.И.* О диагностических показателях типов торфа // Почвоведение. № 10. 1978. С. 146–153.

21. Роль подстилки в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1983. 240 с.
22. Сапожников А.П. Лесная подстилка – номенклатура, классификация и индексация // Почвоведение. 1984. № 5. С. 96–105.
23. Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Кузнецова Я.Д. Оценка внутрибиоценозной изменчивости лесных подстилок и травяно-кустарничковой растительности в еловых насаждениях // Почвоведение. 2020. № 1. С. 31–43. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2001013X>
24. Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И. Использование особенностей структурно-функциональной организации подстилок для оценки интенсивности круговорота в городских насаждениях (на примере Москвы) // Почвоведение. 2021. № 5. С. 592–605. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21050178>
25. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л.А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
26. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Богатырев Л.Г. Экологическая роль лесных подстилок в миграции техногенных загрязнителей // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2005. С. 248–268.
27. Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю.Ю. Лурье. М.: Химия, 1973. 376 с.
28. Халафян А.А. STATISTICA 6. Статистический анализ данных. М.: ООО “Бином-Пресс”, 2007. 512 с.
29. Bao K., Wang G., Pratte S., Mackenzie L., Klamt A.M. Historical variation in the distribution of trace and major elements in a poor fen of Fenghuang Mountain, NE China // *Geochemistry International*. 2018. V. 56. № 10. P. 1003–1015. <https://doi.org/10.1134/S0016702918100038>
30. Berg B., McClaugherty C. Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin: Springer-Verlag, 2008. 340 p.
31. Biester H., Hermanns Y.M., Martinez Cortizas A. The influence of organic matter decay on the distribution of major and trace elements in ombrotrophic mires – a case study from the Harz Mountains // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2012. V. 84. P. 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.01.003>
32. Bindler R. Mired in the past – looking to the future: geochemistry of peat and the analysis of past environmental changes // *Glob. Planet Chang.* 2006. V. 53. P. 209–221.
33. Borgulat J., Mętrak M., Staszewski T., Witkomirski B., Suska-Malawska M. Heavy metals accumulation in soil and plants of Polish peat bogs // *Polish J. Environmental Studies*. 2018. V. 27. № 2. P. 537–544. <https://doi.org/10.15244/pjoes/75823>
34. Coggins A.M., Jennings S.G., Ebinghaus R. Accumulation rates of the heavy metals, lead, mercury and cadmium in ombrotrophic peatlands in the west of Ireland // *Atmospheric Environment*. 2006. V. 40. P. 260–278.
35. Ferrat M., Weiss D.J., Spiro B., Large D. The inorganic geochemistry of a peat deposit on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau and insights into changing atmospheric circulation in central Asia during the Holocene // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2012. V. 91. P. 7–31. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.05.028>
36. Grybos M., Davranche M., Gruau G., Petitjean P. Is trace metal release in wetland soils controlled by organic matter mobility or Fe-oxyhydroxides reduction? // *Int. J. Coal Geol.* 2007. V. 314. P. 490–501. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2007.04.062>
37. Nieminen T.M., Ukonmaanaho L., Shotykh W. Enrichment of Cu, Ni, Zn, Pb and As in an ombrotrophic peat bog near a Cu-Ni smelter in Southwest Finland // *Sci. Total Environ.* 2002. V. 292. P. 81–89. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00028-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00028-1)
38. Olid C., Garcia-Orellana J., Martinez-Cortizas A., Masque P., Peiteado-Valera E., Sanchez-Cabeza J.A. Multiple site study of recent atmospheric metal (Pb, Zn and Cu) deposition in the NW Iberian Peninsula using peat cores // *Sci. Total Environ.* 2010. V. 408. P. 5540–5549. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.058>
39. Rausch N., Nieminen T., Ukonmaanaho L., Le Roux G., Krachler M., Cheburkin A.K., Bonani G., Shotykh W. Comparison of atmospheric deposition of copper, nickel, cobalt, zinc, and cadmium recorded by Finnish peat cores with monitoring data and emission records // *Environ. Sci. Technol.* 2005. V. 39. P. 5989–5998.

Formalized Analysis of the Ash Composition of Morphometric Fractions is an Objective Indicator of the Stages of Litter Transformation (Using the Example of Swamp Birch Forests)

T. T. Efremova¹*, S. P. Efremov¹, and A. F. Avrova¹

¹*Sukachev Institute of Forest SB RAS, Separate subdivision at FRC KSC SB RAS,
Akademgorodok, Krasnoyarsk, 660036 Russia*

*e-mail: efr2@ksc.krasn.ru

Litter formed at 0–30 and 100–140 m from the bed of river in naturally drained swamp birch forests (*Betula pubescens* Ehrh.) of Western Siberia (geographical coordinates 56°23.710' north latitude, 84°34.043' east longitude) was studied. Weighted average metal content in strongly decomposed litter: Ca₁₁₅₁₅ > Fe₈₅₀₂ > Al₈₄₇₂ > Mg₁₄₆₈ > K₁₁₀₄ > Sr₄₇₁ > Na₂₀₀ > Zn_{65.3} > Cu_{15.6} > Pb_{12.1} ≈ Ni_{12.2} > Co_{9.5} > Cr_{6.2} > Cd_{0.35} mg/kg. In the roughly decomposed, the number of elements is approximately 1.5–2 times lower. The supply of mineral sub-

stances is determined by the composition of the ground plant cover of various trophic types and introduce the silt deposit by flood swamp waters. The ash composition of morphometric fractions on sieves varies greatly ($C_v - 29-47\%$) and is due to the content of sesquioxides and trace elements by 63% in strongly decomposed litter and 84% in roughly decomposed litter. The sequential accumulation of Fe, Al and trace elements in the form of insoluble organomineral complexes occurs as the plant fragments crushing in the process of concomitant humification. The gradual (mainly at the fermentation stage) removal of bases in the form of bicarbonates occurs as a result of the active formation of CO_2 . Using clustering algorithms, morphometric fractions of each type of litter were combined by ash composition into three clusters that characterize the stages of transformation of the mineral component. The formalized associations conform to the visual division of the litter into subhorizonts and characterize their size range: L – >5 , F – $5-1$, H – $1-<0.25$ mm in the strongly decomposed litter of fern-nettle-meadowsweet birch forests and, respectively, >10 , $10-5$, $1-<0.25$ mm in the roughly decomposed litter of sedge-reed grass birch forests. An objective sign of the stages of litter metamorphosis is the amount of Fe, the rankings of which at each stage of transformation are adequate to approximately double the increase relative to the initial content.

Keywords: classification of forest litter, plant debris, stages of litter transformation, multidimensional statistical analysis

УДК 574.42:504.7

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ЭМИССИИ CO₂ ИЗ АЛЬФЕГУМУСОВЫХ ПЕСЧАНЫХ ПОЧВ ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНЫ НА ПРИМЕРЕ г. КУРСКА

© 2022 г. Н. П. Неведров^{а, *}, Д. А. Саржанов^б, Е. П. Проценко^а, И. И. Васенев^с^аКурский государственный университет, ул. Радищева, 33, Курск, 305000 Россия^бРоссийский университет дружбы народов, ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия^сРГАУ МСХА им. К.А. Тимирязева, ул. Тимирязевская, 49, Москва, 127550 Россия

*e-mail: 9202635354@mail.ru

Поступила в редакцию 28.04.2022 г.

После доработки 30.05.2022 г.

Принята к публикации 30.06.2022 г.

Представлены данные, характеризующие пространственно-временную изменчивость эмиссии диоксида углерода из альфегумусовых песчаных почв лесостепи Среднерусской провинции (на примере г. Курска). Оценка проводилась *in situ* методом закрытых камер. Исследованы факторы, определяющие особенности суточной и сезонной вариабельности почвенной эмиссии CO₂ для подзолов (Albic Podzol (Arenic)) и дерново-подзолов иллювиально-железистых песчаных (Albic Podzol (Arenic, Ochric)). Получены тренды, характеризующие трансформацию базовых биологических, морфологических, физических, химических и физико-химических свойств подзолов иллювиально-железистых песчаных в условиях сукцессионной смены хвойных лесонасаждений на широколиственные леса (дубравы). Суточная скорость эмиссии CO₂ из дерново-подзолов была в 1.8 раза больше, а при оценке сезонной динамики в 2.1 раза больше, чем из подзолов. Температура почв является фактором, определяющим сезонную вариабельность скорости потоков CO₂ из подзолов и дерново-подзолов песчаных, а влажность почв обуславливает ее пространственную вариабельность. Сукцессионные процессы, происходящие в сосновых лесонасаждениях, могут увеличивать углероддепонирующий потенциал почв. Запасы гумуса в Albic Podzols (Arenic) относительно (Albic Podzols (Arenic, Ochric)) г. Курска возростали с 17.2 до 38.4–56.2 т/га. Способность депонирования углерода в биомассе древесных пород лиственного леса увеличилась на 50% относительно соснового леса.

Ключевые слова: сосновые насаждения, микробиота, подзол иллювиально-железистый песчаный (Albic Podzol (Arenic)), дерново-подзол иллювиально-железистый песчаный (Albic Podzol (Arenic, Ochric)), влажность почв, температура почв

DOI: 10.31857/S0032180X22110090

ВВЕДЕНИЕ

Песчаные почвы в лесостепи, как правило, занимают надпойменно-террасные ландшафты, образованные легкими древнеаллювиальными и флювиогляциальными отложениями. В надпойменных террасах, покрытых травянистой растительностью и лиственными лесами, присутствуют серогумусовые (дерновые) песчаные почвы (Eutric Arenosol (Ochric)) [14, 27], сформированные по дерново-степному механизму в течение всего голоцена на наносах климатогенной дефляции [4]. В настоящее время большая площадь этих ландшафтов в лесостепной зоне занята разновозрастными насаждениями сосны обыкновенной, которые были созданы в конце XIX, а также в начале и середине XX в. в ходе реализации

государственных программ по лесовосстановлению и лесоразведению [10, 19]. Площадь сосновых лесов в Курской области составляет около 26 тысяч гектаров – 11.9% лесного фонда региона [8]. Сосновые лесонасаждения выполняют защитную функцию для территорий, подверженных антропогенному воздействию, а также рекреационную функцию, являясь местом расположения санаторно-курортных комплексов и баз отдыха [15].

Высадка хвойных пород деревьев на песчаных отложениях рек в природно-климатических условиях лесостепи способствовала интенсификации подзолистого процесса и последующей трансформации серогумусовых (дерновых) песчаных почв в азональные альфегумусовые подзолы песчаные. Подзолы песчаные являются достаточно

редким типом почв в лесостепи, но стоит отметить, что они покрывают до 4% площади мировой суши, что сопоставимо с черноземами [27, 30].

В условиях глобальных климатических изменений и перехода современной экономики на низкоуглеродное развитие необходимо задействовать все имеющиеся ресурсы, которые позволят уменьшить эмиссию CO₂ в атмосферу, а также увеличить объемы поглощения CO₂ из атмосферы и депонирования органического углерода почвами [33, 34]. При этом изменение климата играет важную роль в динамике углеродного цикла [28]. Почвенная эмиссия CO₂ может составлять до 90% от общего объема эмиссии этого климатически активного газа в экосистемах [6, 13, 23, 35].

Для оптимизации антропогенной нагрузки на почвенный покров важно понимать, какой вклад вносит каждая почвенная разность в общую эмиссию CO₂ и как ее можно использовать в целях снижения темпов климатических изменений [16, 20, 32]. Согласно данным современных исследований, Курская область входит в число наиболее уязвимых к климатическим изменениям регионов РФ [3, 22, 24, 25]. Данные по оценке пространственно-временных вариаций эмиссии CO₂ из азональных почв могут экстраполироваться для регионов других природных зон. В глобальном аспекте детализированные данные по эмиссии CO₂ из почв различных экосистем позволят найти подходы и разработать механизмы ее регулирования с целью достижения углеродной нейтральности.

Приспевающие и спелые хвойные леса могут длительное время являться нетто-поглотителем CO₂, но в условиях антропогенного воздействия (рубок, загрязнения, рекреационной нагрузки), массового поражения пород вредителями, а также при изменениях климатических условий такие леса могут становиться нетто-эмитентами [5, 9]. Согласно климатическому сценарию RCP8.5 [37], температура приземного слоя атмосферы к 2100 г. повысится на 4°C, что приведет к значительным сокращениям площадей хвойных лесов, которые будут замещаться листопадными лесами умеренной зоны [9, 37].

Растительный покров сосновых лесов сильно зависит от рельефа и количества выпадающих осадков. В более увлажненных понижениях рельефа в сосняках наблюдается заселение мелколиственных и широколиственных пород (дуба черешчатого, березы белой, клена остролистного) и травянистых видов (осоковых, злаковых). На сухих выровненных территориях под сомкнутыми кронами сосны растительный покров развит крайне слабо. Здесь наблюдается обилие мертвопокровных участков. На осветленных участках, где проективное покрытие крон низкое, господствуют лишайники и зеленые мхи [18]. Семенное

возобновление сосны практически не отмечается. Участки, поврежденные ветровалами и рубками, активно заселяются лиственными породами. По результатам проведенных ранее исследований выявлен отчетливый сукцессионный тренд, развивающийся по сценарию сосновый лес – смешанный лес – лиственный лес, скорость которого обусловлена рядом природных и антропогенных факторов [17]. Смена растительного покрова в ходе отмеченной естественной сукцессии приводит к трансформациям подзолов песчаных, которые подвергаются значимым преобразованиям за относительно короткие периоды [30].

Цель работы – оценить пространственно-временную динамику эмиссии CO₂ из подзолов песчаных в ходе сукцессионной смены лесобразующих пород.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследование проведено в урочище “Горелый лес”, расположенном в Восточной части г. Курск. Выпадение осадков и температура воздуха за период исследований в 2021 г. находились в пределах климатической нормы (рис. 1).

Общая площадь урочища составляет 116 га. Хвойно-лиственным лесом покрыто 99.5 га [21]. Сейчас растительный покров урочища на 40% от общей площади лесного массива представлен естественной порослевой дубравой (средний возраст древостоя – 80 лет) и на 60% – насаждениями сосны обыкновенной возрастом 70 лет [2, 15]. Внутри урочища активно развивается естественная сукцессия, направленная на замещение насаждений сосны обыкновенной на дубраву. В рамках исследуемой территории выделялось 3 вида лесных экосистем, которые составляют сукцессионную серию: экосистемы с монодоминантными насаждениями сосны обыкновенной (далее: “сосновый лес”), экосистемы со смешанным лесом (сосна обыкновенная совместно с лиственными породами (далее: “смешанный лес”), и экосистемы с полным замещением сосны обыкновенной на лиственные породы (далее “лиственный лес”). В этих экосистемах проведена почвенная съемка, заложены почвенные разрезы и пробурены скважины с применением почвенного бура-пробоотборника Робур-Грунт. В каждой экосистеме заложено по 5 репрезентативных пробных площадок (рис. 2).

Диагностику и классификацию почв проводили согласно [26, 29]. Почвы ключевого участка “сосновый лес” представлены подзолами иллювиально-железистыми песчаными (Albic Podzol (Arenic)), участков “смешанный лес” и “лиственный лес” – дерново-подзолами иллювиально-железистыми песчаными (Albic Podzol (Arenic, Ochric)). Морфологические свойства исследуемых почв в рам-

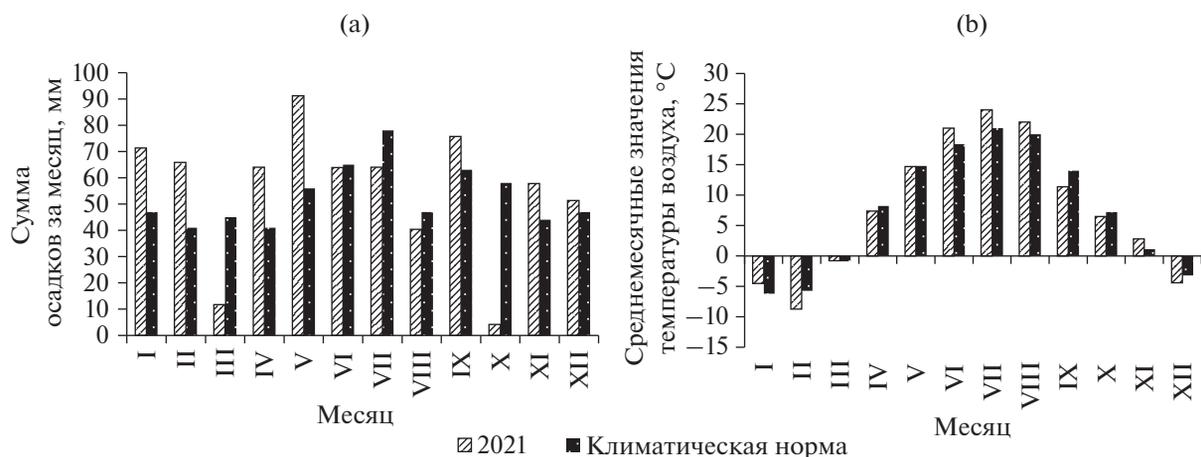


Рис. 1. Количество осадков (а) и температура воздуха (б) в 2021 г. на территории города Курска по сравнению с климатической нормой.

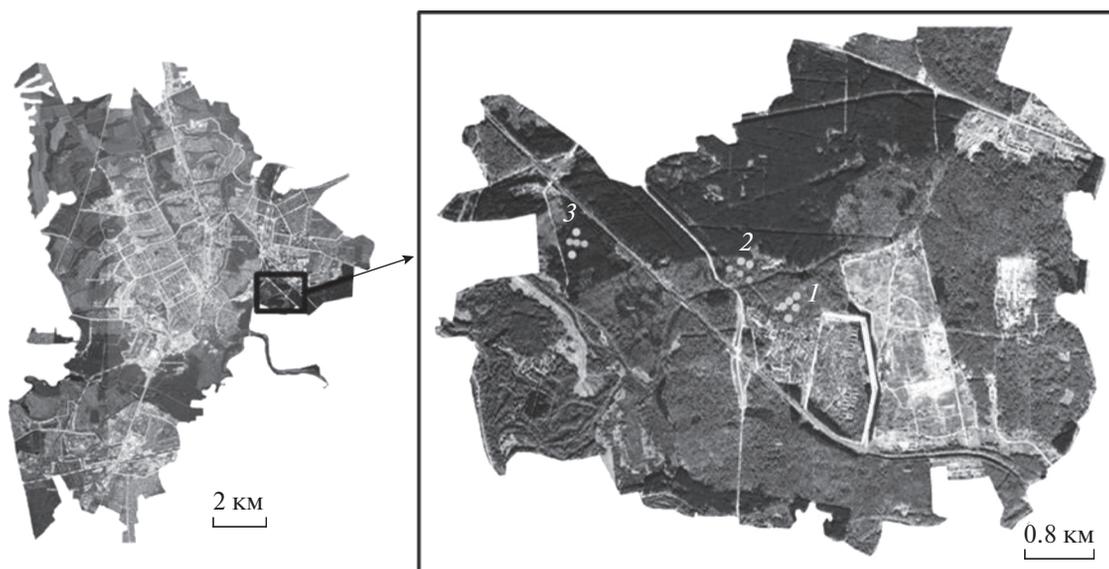


Рис. 2. Расположение участков исследования в урочище “Горелый лес”: 1 – сосновый лес, 2 – смешанный лес, 3 – лиственный лес.

ках серии сосновый лес – смешанный лес – лиственный лес отражены в описаниях разрезов, изложенных в [17].

В каждой экосистеме выполнено по 3 почвенных разреза и 2 скважины для уточнения мощности генетических горизонтов. Пробы почв отобраны сопряженно с генетическими горизонтами в соответствии с ГОСТ 17.14.3.01-83, ГОСТ 28168-89 и ГОСТ 14.4.4.02-84. С применением стандартных методик определены базовые физико-химические свойства почв: органическое вещество по Тюрину (ГОСТ 26213-91), pH_{KCl} (ГОСТ 26483-85), гидролитическая кислотность, легкогидролизуемый азот (по Корнфилду), подвижный фосфор

(ГОСТ 26204-91), обменный калий (ГОСТ 26204-91), обменные основания (ГОСТ 27821-88). В каждой точке измерением эмиссии CO_2 определяли температуру (термометром Checktemp, Hanna, Германия; усреднение проведено для слоя 0–10 см) и влажность почвы (датчик SM300, Eijkelkamp, Нидерланды; интегрирован по глубине 0–7 см) внутри и снаружи каждого основания в трех повторениях, температура воздуха снаружи и внутри камеры.

Измерение потоков CO_2 осуществлено *in situ* камерным методом с помощью высокоточного инфракрасного газоанализатора Li-820 (Licor Biosciences, USA) согласно методике [16, 20]. На

каждом участке напочвенные основания диаметром 20 см в восьмикратной повторности врезались в почву на глубину 5 см. С помощью зажимов на них закрепляли экспозиционную камеру объемом 7.2 л. Время экспозиции 5 мин. Измерения осуществляли с периодичностью 1 раз в 2 недели. Полученные скорости эмиссии CO₂ (г CO₂/м² сут) учитывались как средние для ближайших к дню замера 14 сут (7 предшествующих замеру и 7 следующих за замером) и использовались для расчета суммарной эмиссии CO₂ за вегетационный сезон. В рамках оценки сезонной динамики почвенной эмиссии CO₂ измерения проводили 1 раз в сутки с 9.00 до 13.00 ч, поскольку именно этот промежуток времени оптимально отражает среднесуточные значения изучаемого показателя [16, 20]. При оценке суточной динамики эмиссии CO₂ из почв измерения проводили во второй декаде июня каждые 3 ч в течение пяти суток, в восьмикратной повторности в каждой экосистеме. Микробиологическую активность почв определяли путем выращивания основных групп почвенных микроорганизмов (бактерий, грибов, актиномицетов) на питательных средах (ГМФ-агар, среда Чапека, среда Гаузе I); отбор проб почв для определения микробиологической активности осуществляли в мае. Статистическую обработку данных проводили с применением Microsoft Excel (2010). Целлюлозолитическую активность определяли аппликационным методом. Плотные полиэтиленовые полоски 10 × 10 см, обшитые сухой стерильной льняной тканью, вертикально погружали в подготовленные разрезы верхнего горизонта почвы и плотно прижимали почвенной массой так, чтобы край полотна выступал на 1 см. Извлечение льняных полотен осуществляли 1 раз в месяц, после чего их отмывали от почвы и высушивали. Интенсивность целлюлозолитической активности определяли по изменению массы льняного полотна от момента его внесения до момента извлечения.

Данные по потокам представлены в виде среднего значения ± доверительный интервал за каждый день отбора с каждого участка. Корреляционный (коэффициент корреляции Пирсона при $\alpha = 0.05$) и регрессионный анализ (линейный и нелинейный) проводились по 105-ти измерениям исследуемых параметров для каждой экосистемы. Значимость коэффициента корреляции Пирсона проверяли на основе t -критерия Стьюдента путем расчетов t -статистики (t_p) и последующим сравнением с табличными значениями (t_r) [7].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Трансформация базовых свойств почв. Растительная сукцессия на ключевых участках с присутствием лиственных пород приводила к превалированию дернового процесса в почвенном

покрове и способствовала образованию дерново-подзолов песчаных. Эти процессы сопровождались активным накоплением гумуса в верхней части почвенного профиля с 0.5 до 1.8%. Аналогичная тенденция наблюдалась с показателем запаса гумуса в метровой толще почвы (табл. 1).

Почвенная сукцессия также сопровождалась отчетливыми изменениями физико-химических свойств почв. Диапазон варьирования показателя рН_{KCl} в профиле дерново-подзолов был значительно меньше (0.2 единицы рН), чем в подзолах (0.5 единицы рН). Также прослеживалось накопление макроэлементов в серогумусовых горизонтах дерново-подзолов. Содержание подвижного фосфора возрастало на 45.4%, обменного калия — на 130%, легкогидролизуемых форм азота — на 200%. Для исследуемых почв характерна низкая (менее 50%) степень насыщенности основаниями, что является диагностическим признаком подзолистого процесса [1]. В горизонтах АУ дерново-подзолов песчаных обеспеченность основаниями возрастала, что говорит о затухании подзолистого процесса.

Анализ данных микробиологической активности почв показал, что в сукцессионном ряду сосновый лес — лиственный лес биомасса микромицетов уменьшается в 2.5 раза, в то время как биомасса бактериальной флоры и актиномицетов увеличивается в 26.1 и 4.2 раза соответственно (табл. 2).

Изменения микробиологической активности связаны со сменой видового состава фитоценоза, определяющего качество и количество растительного опада, и с изменением свойств почв (содержанием гумуса, азота, калия, фосфора, гидротермическими условиями). Стоит отметить, что в почвах участка “смешанный лес” численность бактерий и актиномицетов в весенний период значительно меньше, чем в почвах участков “сосновый лес” и “лиственный лес”, что, по-видимому, связано с межвидовыми конкурентными взаимоотношениями микроорганизмов, ассоциированных с лиственными породами и микроорганизмов, ассоциированных с сосной обыкновенной.

Более высокую активность микромицетов в почвах соснового и смешанного лесов по сравнению с почвами лиственного леса также подтверждают полученные данные по скорости разложения целлюлозы (рис. 3).

В почвах экосистем с присутствием сосны обыкновенной в составе лесобразующих пород скорость разложения льняного полотна в течение вегетационного сезона была больше на 7.0–26.2%, чем в почвах лиственного леса. Однако стоит отметить усиление целлюлозолитической активности дерново-подзолов лиственного леса в июле, что скорее всего обусловлено поступлени-

Таблица 1. Основные характеристики исследуемых подзолов и дерново-подзолов иллювиально-железистых песчаных

Генетический горизонт	Гумус, %	pH _{KCl}	P ₂ O ₅	K ₂ O	N щ.г.	S, смоль(экв)/ кг	Запас гумуса, т/га
			мг/кг				
Подзол иллювиально-железистый песчаный (сосновый лес)							
E	0.5 ± 0.1	4.7 ± 0.2	22 ± 1	30 ± 2	28 ± 2	0.4 ± 0.2	17.2 ± 2.1
Bf	0.2 ± 0.1	5.2 ± 0.1	33 ± 3	30 ± 2	25 ± 2	3.2 ± 0.3	
C	0.1 ± 0.1	5.2 ± 0.1	95 ± 5	32 ± 3	12 ± 1	6.0 ± 1.1	
Дерново-подзол иллювиально-железистый песчаный (смешанный лес)							
AУ	1.2 ± 0.1	4.7 ± 0.2	18 ± 1	42 ± 2	35 ± 1	0.8 ± 0.1	38.4 ± 3.7
E	0.11 ± 0.1	4.6 ± 0.2	11 ± 3	20 ± 2	28 ± 1	1.2 ± 0.2	
Bf	0.12 ± 0.1	4.8 ± 0.1	55 ± 4	25 ± 2	24 ± 2	1.2 ± 0.1	
C	0.04 ± 0.01	4.8 ± 0.3	61 ± 6	29 ± 4	23 ± 1	2.7 ± 0.4	
Дерново-подзол иллювиально-железистый песчаный (лиственный лес)							
AУ	1.8 ± 0.1	4.5 ± 0.1	32 ± 2	69 ± 3	84 ± 2	3.2 ± 0.3	56.2 ± 2.9
E	0.4 ± 0.1	4.4 ± 0.1	20 ± 4	25 ± 4	24 ± 2	0.4 ± 0.1	
Bf	0.2 ± 0.1	4.6 ± 0.2	103 ± 7	33 ± 2	20 ± 2	0.4 ± 0.1	
C	0.06 ± 0.02	4.5 ± 0.1	84 ± 5	24 ± 3	21 ± 3	4.6 ± 0.2	

Таблица 2. Численность основных групп почвенных микроорганизмов в подзолах и дерново-подзолах иллювиально-железистых песчаных на исследуемых участках

№ п/п	Участок	Тип почвы (генетический горизонт)	Основные функциональные группы почвенных микроорганизмов, КОЕ/г почвы		
			бактерии	грибы	актиномицеты
1	Сосновый лес	Подзол песчаный (E)	$4.2 \times 10^8 \pm 0.4$	$16.0 \times 10^2 \pm 1.1$	$37.3 \times 10^8 \pm 1.0$
2	Смешанный лес	Дерново-подзол песчаный (AУ)	$1.1 \times 10^8 \pm 0.1$	$8.8 \times 10^2 \pm 0.7$	$13.9 \times 10^8 \pm 0.4$
3	Лиственный лес	Дерново-подзол песчаный (AУ)	$109.5 \times 10^8 \pm 1.0$	$6.4 \times 10^2 \pm 0.3$	$155.3 \times 10^8 \pm 1.3$

ем свежего растительного опада и ростом биомассы грибной микрофлоры.

Сезонная динамика потоков диоксида углерода из почвы. Неоднородность структуры растительного покрова и базовых свойств почв, сформировавшаяся в ходе сукцессии сосновых лесонасаждений, определила пространственную вариабельность скорости потоков CO₂ из почв исследуемых участков. Значения показателя скорости эмиссии CO₂ из подзола на участке “сосновый лес” во все месяцы исследования были в 1.2–5.2 раза меньше таковых из дерново-подзола участка “лиственный лес” (рис. 4а).

Дерново-подзолы участка “смешанный лес”, как правило, обладали более высокими значениями скорости потока CO₂ (до 5.7 раза), чем подзолы соснового леса. В рамках исследуемой сукцессии альфегумусовых почв лесостепной зоны

(подзол → дерново-подзол) отмечается увеличение скорости и объема эмиссии CO₂.

Скорость потоков CO₂ из исследуемых альфегумусовых почв сильно варьировала в течение сезона. Минимальная скорость на всех исследуемых участках была характерна для апреля (2.3–4.3 г CO₂/(м² сут)) и ноября (0.9–4.3 г CO₂/(м² сут)). Максимальные скорости эмиссии CO₂ приходились на летние месяцы (июнь, июль) и составляли порядка 12.8–29.1 г CO₂/(м² сут), что объясняется благоприятными гидротермическими условиями. В целом сезонный ход скорости эмиссии CO₂ из почвы для всех исследуемых участков был сходным — максимальные значения показателя наблюдались в летние месяцы.

Температура почвы в большей степени обуславливала сезонную динамику показателя скорости эмиссии CO₂ на каждом исследуемом

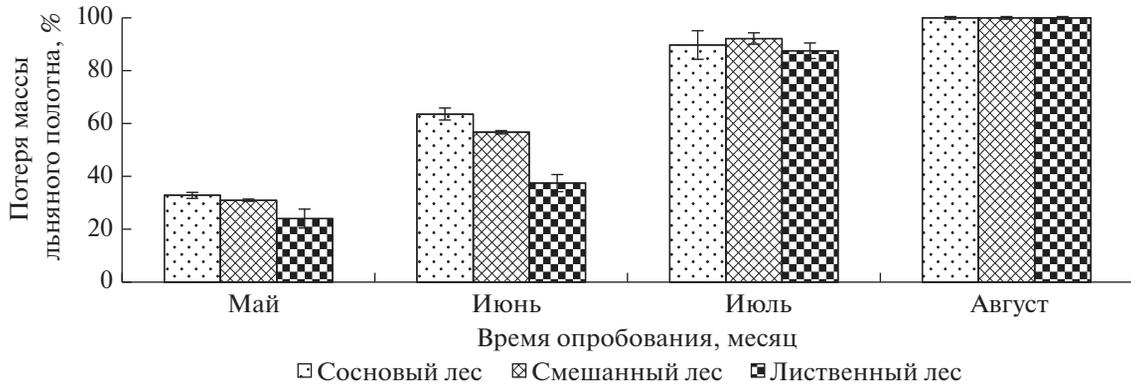


Рис. 3. Оценка скорости разложения целлюлозы в почвах исследуемых участков. Приведены средние и доверительные интервалы ($n = 5$).

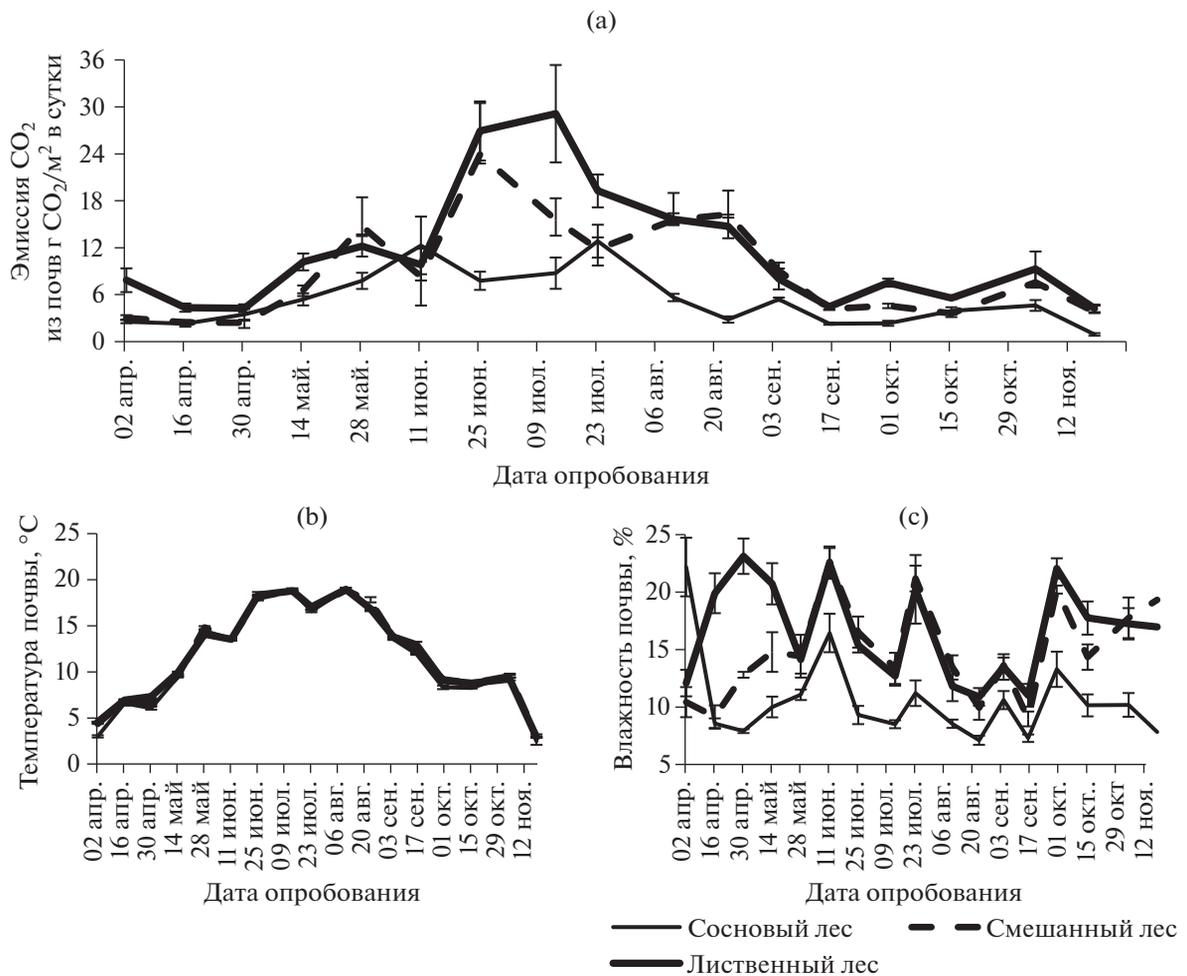


Рис. 4. Сезонная динамика скорости эмиссии CO₂ (a), температуры (b) и влажности (c) почв на исследуемых участках. Приведены средние и их доверительные интервалы ($n = 8$).

Таблица 3. Регрессионная связь между скоростью эмиссии CO₂ и температурой почв исследуемых участков ($n = 105$, y – скоростью эмиссии CO₂, t – температура почвы)

Участок	Тип почвы (генетический горизонт)	Уравнение регрессии	Коэффициент детерминации R^2
Сосновый лес	Подзол песчаный (Е)	$y = 0.632t^{0.823}$	0.45
Смешанный лес	Дерново-подзол песчаный (АУ)	$y = 1.5001e^{0.1255t}$	0.67
Лиственный лес	Дерново-подзол песчаный (АУ)	$y = 0.122t^2 - 1.651t + 10.713$	0.58

участке. Кривая сезонного хода температуры почвы имела конфигурацию аналогичную кривым скорости потоков CO₂ (рис. 4б).

В целом температурный режим почв между участками не имел существенных различий, что обусловлено их близким расположением (максимальная удаленность составляла 2.6 км) и почти одновременными измерениями.

Влажность почв значительно менялась как на протяжении всего периода исследования, так и каждого месяца (рис. 4с), что объясняется неравномерностью выпадения осадков (рис. 1). Преобладание влажности дерново-подзолов над подзолами в период с мая по ноябрь, по-видимому, можно объяснить более высокой водоудерживающей способностью дерново-подзолов и наличием лиственных пород, формирующих большую сомкнутость крон, чем сосновые насаждения. Напротив, в первой декаде апреля влажность подзолов под сосной была значительно больше, а их температура ниже, чем у дерново-подзолов. Это связано с тем, что ранней весной в сосновом лесу позднее исчезал снежный покров и почвы прогревались хуже, чем в лиственном, что уменьшало испаряемость влаги.

Корреляционный анализ позволил установить существенное влияние температуры почвы на сезонную динамику скорости эмиссии CO₂. Для всех исследуемых участков скорость эмиссии CO₂ на среднем уровне коррелировала с температурой почвы: дерново-подзолы – $r = 0.68$ ($t_p = 9.41$ при $n = 105$) – 0.69 ($t_p = 9.67$ при $n = 105$), подзолы – $r = 0.51$ ($t_p = 6.02$ при $n = 105$).

Корреляционная связь между влажностью почв и эмиссией CO₂ для каждого исследуемого участка была слабой. Для участков “сосновый лес” и “смешанный лес” отмечалась положительная корреляция – $r = 0.20$ ($t_p = 2.07$) и $r = 0.14$ ($t_p = 1.43$ при $n = 105$) соответственно. Для дерново-подзола лиственного леса установлена отрицательная корреляция ($r = -0.20$, $t_p = 2.07$ при $n = 105$) между показателями эмиссии CO₂ и влажности почвы, что связано с уменьшением эмиссии CO₂ при резком увеличении влажности дерново-подзолов во второй декаде июня и третьей декаде июля (рис. 4а, 4б).

Для исследуемых участков сразу несколько регрессионных моделей (квадратичная, экспоненциальная, степенная) подходят для описания зависимости эмиссии диоксида углерода из почвы от ее температуры. Для влажности почв статистически достоверных регрессионных связей с показателем эмиссии CO₂ не установлено (табл. 3).

Можно заключить, что температура почвы была определяющим фактором, обуславливающим изменчивость сезонной динамики эмиссии CO₂ для исследуемых участков, тогда как влажность почвы определяла пространственную вариабельность потоков диоксида углерода из исследуемых почв.

Внутрисуточная динамика эмиссии CO₂ из почвы была в основном обусловлена температурами воздуха и почвы, а также ее влажностью. Суточные колебания потоков диоксида углерода из почв существенно варьировали относительно среднесуточных значений в пределах 19.7–51.6% для подзолов соснового леса (среднесуточное значение 6.3 г CO₂/(м² сут)), 20.1–22.3% – для дерново-подзолов смешанного леса (10.4 г CO₂/(м² сут)), 23.8–42.9% для дерново-подзолов лиственного леса (11.4 г CO₂/(м² сут)). Среднесуточная скорость потоков CO₂ из дерново-подзолов была больше, чем из подзолов (для смешанного леса $t_{ст} = 5.2$, для лиственного леса $t_{ст} = 4.6$ при $n = 7$ и $\alpha = 0.05$). Для дерново-подзолов лиственного леса в утренние часы эмиссия CO₂ достигала максимальных значений, с 9 до 18 часов показатель значительно уменьшался, а в вечерние часы скорость потоков CO₂ снова возрастала. Для почв соснового и смешанного лесов график суточного хода скорости эмиссии в целом был сходным, однако стоит отметить некоторый рост скорости эмиссии около 15 ч (рис. 5а).

Температуры почвы и воздуха возрастали – с 6 до 15 ч, а с 15 до 24 ч – снижались (рис. 5с, 5д). Отмечена отрицательная корреляция показателя эмиссии из дерново-подзола лиственного леса с температурой почвы ($r = -0.70$, $t_p = 7.20$ при $n = 56$), отрицательная корреляция для дерново-подзола смешанного леса ($r = -0.43$, $t_p = 3.40$ при $n = 56$) и для подзолов соснового леса ($r = -0.28$, $t_p = 2.14$ при $n = 56$).

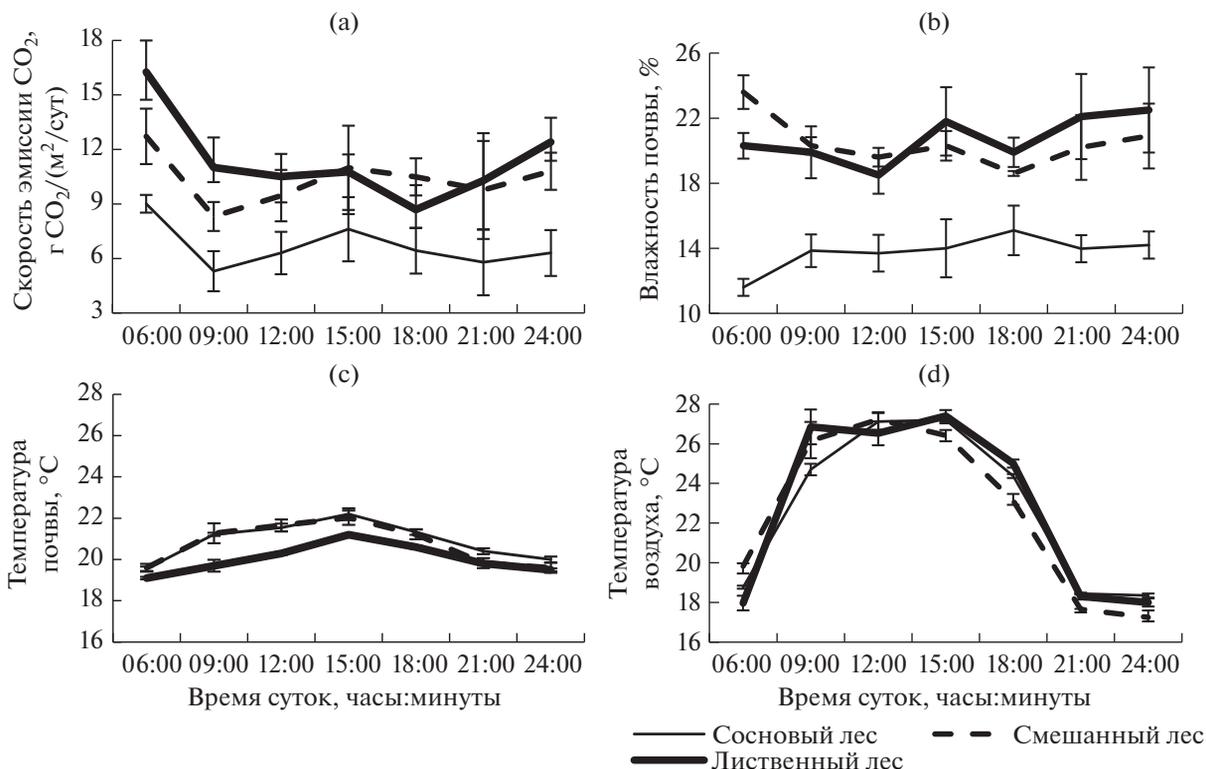


Рис. 5. Суточная динамика скорости почвенной эмиссии CO₂ (а), влажности почв (б), температуры почв (с) и температуры воздуха (д) на исследуемых участках. Приведены средние и их доверительные интервалы ($n = 8$).

Суточная динамика влажности почв имела довольно высокую пространственную вариабельность (рис. 5b). В дерново-подзолах влажность почв была достоверно больше, чем в подзолах. Установлена отрицательная корреляция эмиссии CO₂ с влажностью подзола ($r = -0.71$, $t_p = 7.40$ при $n = 56$). Для дерново-подзолов участка “смешанный лес” между показателями эмиссии CO₂ и влажности почв наблюдалась положительная корреляция $r = 0.67$ ($t_p = 6.63$ при $n = 56$). Для участка “лиственный лес” значимой корреляции между этими показателями не установлено.

Суточная динамика скорости эмиссии CO₂ из дерново-подзолов лиственного леса в большей степени определялась показателем влажности почв, а из подзолов соснового леса – температурой почвы. Для дерново-подзолов смешанного

леса выделить такой управляющий фактор эмиссии CO₂ не удалось.

Эмиссия CO₂ и депонирование углерода исследуемыми экосистемами. Исследуемая почвенная сукцессия, вызванная естественной сменой состава фитоценоза, сопровождается значительными изменениями эмиссии CO₂. Суммарное количество эмитированного за период исследования CO₂ из подзолов и дерново-подзолов варьировало от 1.3 до 2.7 кг CO₂/м². Дерново-подзолы эмитировали большее количество CO₂, чем подзолы (табл. 4).

В ходе трансформации почв в экосистемах со смешанным и лиственным лесом достоверно увеличивается депонирование органического углерода в почве. Так, запас гумуса в дерново-подзо-

Таблица 4. Суммарное количество и усредненная скорость эмитируемого CO₂ из почв на исследуемых участках за период исследования (апрель–ноябрь)

Участок	Усредненная за период исследования эмиссия CO ₂ из почв, г CO ₂ /(м ² сут) ($n = 14$)	Суммарное количество эмитированного почвами CO ₂ за период исследования, кг/м ² ($n = 8$)
Сосновый лес	5.4 ± 0.5	1.3 ± 0.2
Смешанный лес	9.0 ± 0.8	2.1 ± 0.2
Лиственный лес	11.4 ± 1.1	2.7 ± 0.3

лах увеличивался в 2.2 и 3.3 раза относительно подзолов в экосистемах с монодоминантными насаждениями сосны (табл. 1). Углероддепонирующая функция древесных пород на исследуемых участках также различалась. Запас древесины в пересчете на сухую массу древостоя на участке соснового леса 168 т/га, а на участке лиственного леса 252 т/га. Таким образом, потенциал к депонированию органического углерода у древостоя лиственного леса песчаных надпойменных террас лесостепной зоны на 50% больше, чем у насаждений сосны обыкновенной, произрастающих в аналогичных условиях. В то же время дуб черешчатый по сравнению с сосной обыкновенной обладает более длительным периодом хранения углерода в древесине, ввиду большей продолжительности жизни. Однако стоит отметить, что объемы поглощаемого деревьями диоксида углерода также зависят от динамики возрастной структуры фитоценоза. Нахождение закономерностей зависимости потенциальных объемов секвестрированного CO_2 от возраста лесообразующих пород в изучаемых сукцессионных хронорядках может быть целью дальнейших исследований.

ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные в ходе проведенного исследования значения скорости почвенного дыхания подзолов и дерново-подзолов значительно уступали по этому показателю фоновым для Курской агломерации черноземным ($16.5 \text{ г CO}_2/(\text{м}^2 \text{ сут})$) и серым ($21.7 \text{ г CO}_2/(\text{м}^2 \text{ сут})$) почвам [16]. Также стоит отметить, что исследуемые альфегумусовые почвы лесостепной зоны характеризовались более низкими скоростями эмиссии CO_2 , чем подзолы под искусственными насаждениями южной тайги Центральной Сибири [11] и подзолы иллювиально-железистые песчаные среднетаежной подзоны Центральной Сибири (Красноярский край) [12]. Однако суммарные потоки CO_2 из подзолов Курской области были больше, чем из подзолов в лесных экосистемах Красноярского края, 1.3 кг С м^{-2} против $0.3\text{--}0.8 \text{ кг С/м}^2$ за вегетационный сезон, что, очевидно, объясняется меньшей продолжительностью вегетационного сезона в Красноярском крае [11]. Также экспериментально полученное значение удельной эмиссии CO_2 (в пересчете на С--CO_2) за вегетационный сезон из подзолов иллювиально-железистых песчаных Курской области (3545 кг С/га) было значительно выше значений потока CO_2 ($900\text{--}1200 \text{ кг С/га}$) с поверхности почв, приводимых для глееподзолистых, глееподзолистых контактно-осветленных, подзолов и грануземов [13]. Такую разницу в эмиссии азональных подзолов песчаных можно объяснить различием условий почвообразования в разных природных зонах.

Сезонный ход почвенной эмиссии CO_2 из подзолов и дерново-подзолов лесостепи, в целом, имел типичный вид для лесных экосистем умеренной и бореальной зон. Максимальные значения скорости эмиссии летом и низкие скорости весной и осенью обусловлены сезонной динамикой температурного режима почвы, определяющей активность почвенных автотрофов и гетеротрофов [11, 12]. Однако максимальные потоки в таежной зоне, как правило, приходятся на конец июля—начало августа [11], в то время как в Курской области на конец июня—начало июля [16, 20].

Потоки CO_2 из песчаных почв смешанного леса были больше, чем из соснового леса, что можно объяснить рядом влияющих факторов: гидротермический режим, роль лесообразующих пород, биоразнообразие живого напочвенного покрова, активность почвенного микробиотического сообщества. Подобные результаты описаны в научных работах, выполненных в России и за рубежом [11, 36].

Температура и влажность почвы являются факторами, определяющими сезонную динамику эмиссии CO_2 из почв [11, 12, 16, 20]. В исследуемом сезоне 2021 г. установлено, что временную динамику почвенной эмиссии CO_2 в большей степени обуславливала температура почвы, что подтверждено результатами корреляционного и регрессионного анализов. Однако стоит отметить, что приведенные в статье экспериментальные данные относятся к одному вегетационному сезону, характеризующемуся нормальным климатическим режимом. Вероятно, более точное влияние влажности подзолов песчаных лесостепи на сезонную динамику эмиссии CO_2 можно будет описать достоверными математическими моделями после проведения многолетних исследований, в которых появится возможность получить данные о скорости потоков CO_2 из почв при разнообразных сочетаниях и продолжительностях засушливых и влажных периодов [11].

ВЫВОДЫ

1. Сукцессия растительного покрова, направленная на замещение насаждений сосны обыкновенной лиственным лесом, вызывает выраженную трансформацию почвенного покрова. Почвообразовательные процессы в таких условиях приводят к преобразованию подзолов иллювиально-железистых песчаных в дерново-подзолы иллювиально-железистые песчаные. Эти процессы сопровождаются накоплением гумуса (с 0.5 до 1.8%) и макроэлементов (на 45.4—200%) в почвенном профиле, изменением вертикальной дифференциации кислотности, увеличением микробной биомассы (до 26.1 раза) и увеличением ее

активности (до 5.7 раза), выраженной в интенсификации почвенного дыхания.

2. Температура почв в большей степени определяет сезонную динамику, а влажность почв – пространственную вариабельность потоков диоксида углерода из подзолов и дерново-подзолов иллювиально-железистых песчаных.

3. Суточная динамика показателя эмиссии CO₂ из дерново-подзолов песчаных листовного леса в большей степени зависит от влажности почв, в то время как суточная вариабельность эмиссии CO₂ из подзолов песчаных соснового леса в основном обусловлена температурным режимом почв.

4. Рассматриваемая почвенная сукцессия привела к увеличению скорости среднесуточной (до 1.8 раза) и усредненной за вегетационный сезон (до 2.1 раза) скорости эмиссии CO₂ и суммарного количества эмитированного CO₂ дерново-подзолами смешанного и листовного лесов в 1.3–2.7 раза по сравнению с подзолами в сосновых насаждениях.

5. В надпойменных террасах лесостепи при замещении сосновых насаждений на экосистемы дубрав существенно возрастает способность к депонированию органического углерода в почвах (в 2.2–3.3 раза) и в надземной биомассе древесных пород (на 50%).

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских ученых – кандидатов наук (проект – МК-416.2021.1.4).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Апарин Б.Ф., Забоева И.В., Липкина Г.С., Ногина Н.А.* Подзолистые почвы центральной и восточной частей европейской территории СССР на песчаных почвообразующих породах. Л.: Наука, 1981. 203 с.
2. *Борисичев О.А., Неведров Н.П., Протасова М.В.* Особенности пространственного распределения гумуса и его качественные характеристики в подзолах песчаных иллювиально-железистых урочища Горелый лес // *Здоровые почвы – гарант устойчивого развития*. Курск, 2018. С. 111–114.
3. Второй оценочный доклад Росгидромета об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Общее резюме. М.: Росгидромет, 2014. 58 с.
4. *Гаель А.Г., Смирнова Л.Ф.* Пески и песчаные почвы. М.: ГЕОС, 1999. 252 с.
5. *Замолодчиков Д.Г., Кобяков К.Н., Кокорин А.О., Алейников А.А., Шматков Н.М.* Лес и климат. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2015. 40 с.
6. *Кудеяров В.Н.* Роль почв в круговороте углерода // *Почвоведение*. 2015. № 8. С. 915–923.
7. *Лакин Г.Ф.* Биометрия. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.
8. Лесной фонд Курской области. Администрация Курской области официальный сайт. Дата обращения 03.02.2021 г. URL: https://adm.rkursk.ru/index.php?id=137&mat_id=543
9. *Лискинен П., Линднер М., Веркерк П.Й., Набуурс Г.Я., Ван Брусселен Й., Куликова Е., Хассегава М. и Ленринк Б.* (ред.) Леса России и изменения климата. Что нам может сказать наука // *Европейский институт леса*. 2020. 140 с.
10. *Лобынцев Н.А.* Становление и развитие лесного хозяйства на территории Курской области в 1990-е гг. XX в. // *Ученые записки. Электронный научный журн. Курского гос. ун-та*. 2016. № 2(38). [Электронный ресурс. Режим доступа URL: <https://api-mag.kursksu.ru/media/pdf/043-008.pdf>]
11. *Матвиенко А.И., Макаров М.И., Меняйло О.В.* Биологические источники почвенного CO₂ под листовницей сибирской и сосной обыкновенной // *Экология*. 2014. № 3. С. 182–188.
12. *Махныкина А.В., Прокушкин А.С., Меняйло О.В., Верховец С.В., Тычков И.И., Урбан А.В., Рубцов А.В., Кошурникова Н.Н., Ваганов Е.А.* Влияние климатических факторов на эмиссию CO₂ из почв в среднетаежных лесах Центральной Сибири: эмиссия как функция температуры и влажности почвы // *Экология*. 2020. № 1. С. 51–61. <https://doi.org/10.31857/S0367059720010060>
13. Национальный атлас почв Российской Федерации. М.: Астрель, АСТ, 2011. 632 с.
14. *Неведров Н.П., Кузнецова Е.А., Байдак Е.А., Попова Г.И.* Сукцессии микробиотических сообществ песчаных почв в разновозрастных сосновых насаждениях лесостепной зоны [Электрон. ресурс] // *Агро-ЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журн*. 2021. № 6. Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2021/6/st_615.pdf. <https://doi.org/10.51419/20216615>
15. *Неведров Н.П., Саржанов Д.А., Проценко Е.П., Васнев И.И.* Сезонная динамика эмиссии CO₂ из почв города Курска // *Почвоведение*. 2021. № 1. С. 70–79. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21010111>
16. *Неведров Н.П., Проценко Е.П., Иванова Е. В.* Фитоценоотические и антропогенные аспекты почвенных сукцессий присеймья г. Курска [Электронный ресурс] // *AUDITORIUM. Электронный научный журнал Курского гос. ун-та*. 2016. № 4(12). [Электронный ресурс. Режим доступа URL: <http://auditorium.kursksu.ru/pdf/012-004.pdf>].
17. *Неведров Н.П., Фомина М.Ю., Проценко Е.П., Протасова М.В., Балабина Н.А., Сапронова С.Г., Смицкая Г.И.* Почвенные сукцессии подзолов и дерново-подзолов песчаных лесостепи при смене лесобразующих пород [Электрон. ресурс] // *АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журн*. 2021. № 2. Режим доступа: http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2021/2/st_213.pdf. <https://doi.org/10.51419/20212213>

18. *Полянов А.В.* Флора Курской области. Курск: Курский гос. ун-т, 2005. 264 с.
19. *Рубцов В.И. и др.* Лесное хозяйство СССР за 50 лет. Государственный комитет лесного хозяйства Совета Министров СССР. М.: Лесная промышленность, 1967. 312 с.
20. *Саржанов Д.А., Васенев В.И., Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентины Р.* Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO₂ почвами естественных и городских экосистем Центрально-черноземного региона // Почвоведение. 2015. № 4. С. 469–478. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15040097>
21. Сводный план тушения лесных пожаров на территории Курской области на период пожароопасного сезона 2020 г. Администрация Курской области. Режим доступа: <http://www.kurskles.reg-kursk.ru/okhranalesov/Plan%20tusheniya/%D0%9F%D0%BB%D0%B0%D0%BD%20%D1%82%D1%83%D1%88%D0%B5%D0%BD%D0%B8%D1%8F%202020%20%D0%B3%D0%BE%D0%B4.pdf#:~:text=%D0%A3%D1%80%D0%BE%D1%87%D0%B8%D1%89%D0%B5%20%C2%AB%D0%93%D0%BE%D1%80%D0%B5%D0%BB%D1%8B%D0%B9%20%D0%BB%D0%B5%D1%81%C2%BB%20%D0%BA%D0%B2.%2023%2C.%D0%B4%D0%BB%D1%8F%20%D0%B7%D0%B0%D0%B1%D0%BE%D1%80%D0%B0%20%D0%B2%D0%BE%D0%B4%D1%8B%20%D0%B2%20%D1%80%D0%B5%D0%BA%D0%B5>
22. *Семенов С.М.* Методы оценки последствий изменения климата для физических и биологических систем. М.: Росгидромет, 2012. 504 с.
23. *Смагин А.В.* Газовая функция почв // Почвоведение. 2000. № 10. С. 1211–1223.
24. *Смолянинов В.М., Стародубцев П.П.* Комплексная мелиорация и орошение земель в Центрально-Черноземном регионе: состояние, условия развития. Воронеж: Истоки, 2011. 179 с.
25. *Суховеева О.Э., Золотухин А.Н., Карелин Д.В.* Климатообусловленные изменения запасов органического углерода в пахотных черноземах Курской области // Аридные экосистемы. 2020. Т. 26. № 2(83). С. 72–79.
26. *Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И.* Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
27. Britannica. The Editors of Encyclopaedia. “Podzol”. Encyclopedia Britannica, 16 Dec. 2010, Available at: <https://www.britannica.com/science/Podzol> (accessed 11.08.2021).
28. *Friedlingstein P., Dufresne J.L., Cox P.M., Rayner P.* “How positive is the feedback between climate change and the carbon cycle?” // Tellus. 2003. V. 55B. P. 692–700.
29. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No 106. Rome: FAO, 2014.
30. *Mokma D.L., Yli-Halla M., Lindqvist K.* Podzol formation in sandy soils of Finland // Geoderma. 2004. V. 120. P. 259–272.
31. *Nevedrov N., Fomina M., Smitskaya G.* Soil successions of Carbic Podzols (Arenic) under Scots Pine plantations in Kursk region // Environment, Energy and Earth Sciences Web of Conferences. 2021. V. 295. International Scientific Forum on Sustainable Development and Innovation (WFSDI 2021) URL: https://www.e3s-conferences.org/articles/e3sconf/abs/2021/71/e3sconf_wfsdi2021_04001/e3sconf_wfsdi2021_04001. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202129504001>
32. *Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D.J.* Carbon storage by urban soils in the United States // J. Environ. Qual. 2006. V. 35. P. 566–575.
33. *Romanovskaya A.A., Korotkov V.N., Polumieva P.D., Trunov A.A., Vertyankina V.Yu., Karaban R.T.* Greenhouse gas fluxes and mitigation potential for managed lands in the Russian Federation // Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. 2019. <https://doi.org/10.1007/s11027-019-09885-2>
34. *Romanovskaya A.A., Korotkov V.N., Polumieva P.D. et al.* Greenhouse gas fluxes and mitigation potential for managed lands in the Russian Federation // Mitig Adapt Strateg Glob Change. 2020. V. 25. P. 661–687. <https://doi.org/10.1007/s11027-019-09885-2>
35. *Swift S.* Sequestration of carbon by soil // Soil Sci. 2011. V. 166. P. 858–871.
36. *Vincent G., Shahriari A.R., Lucot E. et al.* Spatial and seasonal variations in soil respiration in a temperate deciduous forest with fluctuating water table // Soil Biology & Biochemistry. 2006. V. 38. P. 2527–2535. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.03.009>
37. *Yu M., Wang G., Parr D., Ahmed K.F.* Future changes of the terrestrial ecosystem based on a dynamic vegetation model driven with RCP8.5 climate projections from 19 GCMs // Climatic Change. 2014. V. 127. P. 257–271.

Spatial and Temporal Dynamics of Carbon Dioxide Emission from Al-Fe-Humus Sandy Soils of the Forest-Steppe

N. P. Nevedrov^{1, *}, D. A. Sarzhanov², E. P. Protsenko¹, and I. I. Vasenev³

¹Kursk State University, ul. Radishcheva, 33, Kursk, 305000 Russia

²The Peoples' Friendship University of Russia, ul. Miklukho-Maclay, 6, Moscow, 117198 Russia

³Russian State Agrarian University—Timiryazev Agricultural Academy, ul. Timiryazevskaya, 49, Moscow, 127550 Russia

*e-mail: 9202635354@mail.ru

The article presents the data on spatial and temporal variation of the carbon dioxide efflux from Al-Fe-humus sandy soils of the forest-steppe in the Central Russian region (on the example of Kursk vicinities). The carbon dioxide emission was estimated *in situ* using the closed chamber technique. The controls of daily and seasonal

variability of the soil CO₂ emission for Albic Podzols (Arenic) and Albic Podzols (Arenic, Ochric) are under consideration. The transformation of the basic biological, morphological, and physicochemical properties of Albic Podzols (Arenic) under successional change of pine forest plantations to climax oak forests is analyzed. The research revealed that diurnal dynamics of flux rate of carbon dioxide from Albic Podzols (Arenic, Ochric) was 1.8 times greater than from Albic Podzols (Arenic), and seasonal dynamics – 2.1 times greater. Soil temperature determines the seasonal variability in the flux rate of CO₂ from Albic Podzols (Arenic) and Albic Podzols (Arenic, Ochric), whereas the soil moisture determines the spatial variability of the rate of CO₂ emission from these soils. Temporal changes in soil moisture and temperature have an ambiguous effect on the diurnal dynamics of CO₂ emission from *Al-Fe*-humus sandy soils in the forest-steppe. Natural succession in pine forest plantations can significantly increase the carbon storage potential of soils. Humus reserves in Albic Podzols (Arenic) relative to Albic Podzols (Arenic, Ochric) increased from 17.2 to 38.4–56.2 t/ha in Kursk. The capacity of carbon depositing in the biomass of tree species of deciduous forest increased by 50% relative to pine forest.

Keywords Pine plantations, river terraces, Albic Podzols (Arenic), Albic Podzols (Arenic, Ochric), soil moisture, soil temperature

УДК 631.4

ТЕМПЕРАТУРНЫЙ ФАКТОР ВОДОУДЕРЖИВАЮЩЕЙ СПОСОБНОСТИ ПОЧВ

© 2022 г. А. В. Смагин^{a, b, c, *}, Н. Б. Садовникова^a^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия^bИнститут лесоведения РАН, ул. Советская, 21, с. Успенское, Московская обл., 143030 Россия^cРоссийский университет дружбы народов, ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия

*e-mail: smagin@list.ru

Поступила в редакцию 23.04.2022 г.

После доработки 15.05.2022 г.

Принята к публикации 30.06.2022 г.

Исследовано влияние температуры в диапазоне от 4 до 50°C на кривые водоудерживания в пяти почвенных образцах разного гранулометрического состава. Использован метод термостатического центрифугирования, что впервые позволило показать влияние температурного фактора в широком диапазоне абсолютных значений термодинамического потенциала воды от 0 до 3000 Дж/кг. С помощью статистических методов оценивались две физически обоснованные гипотезы взаимосвязи температуры и термодинамического потенциала – “капиллярная” (понижение водоудерживания с ростом температуры) и “поверхностных сил” (температурная инвариантность кривых водоудерживания). Представительный анализ по 4–8 повторностям каждого варианта эксперимента не выявил статистически значимого влияния температурного фактора на кривые водоудерживания во всех исследованных образцах. Предложено объяснение полученных результатов на базе потенциальной теории Поляни и ионно-электростатического механизма расклинивающего давления воды по Дерягину.

Ключевые слова: термодинамический потенциал почвенной влаги, кривые водоудерживания, температура почвы, капиллярность, расклинивающее давление пленок воды, гранулометрический состав, почвенная статистика

DOI: 10.31857/S0032180X22110120

ВВЕДЕНИЕ

Термодинамика почвенной влаги использует базовый показатель водоудерживающей способности почвы в виде основной гидрофизической характеристики (ОГХ) или зависимости абсолютных значений термодинамического потенциала влаги (Ψ) и ее содержания в почве (влажности, I). Этот показатель, отражающий межфазные взаимодействия в почвенной физической системе, положен в основу термодинамической концепции физического качества почв [6, 18, 19]. Не менее важным является использование ОГХ в компьютерном моделировании энергомассопереноса в системе почва-растение-атмосфера [15]. В обоих случаях, и при оценке физического качества почв, и при моделировании энергомассопереноса, зависимостью ОГХ от температуры, как правило, пренебрегают, или используют для нее простую линейную связь поверхностного натяжения воды с температурой, следующую из капиллярной модели водоудерживания [12, 15]. Насколько это правильно, пока не ясно, как с теоретических

позиций, так и из анализа имеющихся фактических данных. Экспериментальных работ по изучению влияния температуры на ОГХ немного, и подавляющее большинство из них базируется на представлениях традиционной для гидрофизики почв и грунтов капиллярной модели водоудерживания [4, 7–9, 11–14]. Эти представления сводятся к использованию уравнения Лапласа для капилляров цилиндрической формы [4, 9]:

$$|\Psi| = \frac{2\sigma \cos(\alpha)}{\rho r}, \quad (1)$$

где $|\Psi|$ – модуль потенциала воды, [Дж/кг], r – радиус капилляра, [м], ρ – плотность воды, [кг/м³], σ – поверхностное натяжение воды, [Н/м], α – краевой угол смачивания. Поскольку все входящие в (1) параметры *a priori* могут реагировать на температурный фактор (T), модель (1) позволяет оценивать многофакторную связь потенциала почвенной влаги с температурой. В наиболее простом варианте учитывается только зависимость

$\sigma(T)$, носящая линейный характер, откуда нередко используется пропорция [15]:

$$\frac{|\Psi|}{|\Psi_r|} = \frac{\sigma}{\sigma_r}, \quad (2)$$

где “ r ” означает потенциал и поверхностное натяжение в состоянии с известной “референтной” температурой. Из соотношения поверхностных натяжений воды при 0 и 60°C следует, что потенциалы воды в таком температурном интервале будут различаться не более чем в 1.15 раз. Если учесть аналогичным способом зависимость плотности воды от температуры $\rho(T)$, указанное различие сокращается до 1.13 раз, поскольку плотность входит в знаменатель (1) и уменьшается с ростом температуры. Более точная формула, следующая из линейной связи параметров (1) с температурой, имеет вид [4]:

$$\Psi(W, T) = a(W) - b(W)T. \quad (3)$$

Для поверхностного натяжения чистой воды $\sigma(T) = 0.11766 - 0.0001335T$, что с учетом (3) дает более правильную, чем (2) зависимость:

$$\Psi(W, T) = \Psi(W, T_r) \left[\frac{\beta_0 + T}{\beta_0 + T_r} \right], \quad (4)$$

где $\beta_0 = a/b = 0.11766/0.0001335 = 766.5$ К. Очевидно, что оценка по (4) для того же температурного интервала 0–60°C (273–333 К) будет давать различия $\Psi(W, T)$ и $\Psi(W, T_r)$ не более чем в 1.06 раза, то есть еще меньше, чем при оценке по (2). Такие небольшие различия, предсказываемые капиллярной моделью (1) в связи с температурной динамикой поверхностного натяжения, очевидно, ставят требования высокой точности к экспериментальной оценке потенциалов влаги при разных температурах.

Нередко в экспериментах отмечается существенное превышение теоретических оценок по формулам (2), (4), что пытаются связать с отличиями поверхностного натяжения почвенного раствора от чистой воды, с влиянием температуры на растворимость ПАВ (жирные, гуминовые кислоты и т.д.), сильно понижающих σ , на смачиваемость (параметр α в (1)) и с другими почвенными факторами [4, 7, 13]. В целом экспериментальная оценка, как правило, подтверждает следующую из капиллярной модели (1) тенденцию уменьшения абсолютных значений потенциалов почвенной влаги с ростом температуры [4, 7, 8, 11, 13]. Однако существенным, на наш взгляд, недостатком известных экспериментальных работ в этой области являются узкий диапазон $|\Psi|$ от 0 до 100 Дж/кг, а также большие размеры образцов с неизбежными эффектами вертикального и латерального (радиального) распределения влаги и медленного, особенно для конечных стадий эксперимента, достижения термодинамического рав-

новесия. Последнее, как правило, не контролируется, хотя очевидное уменьшение гидравлической проводимости из-за увеличения вязкости воды с понижением температуры может быть причиной сильных, превышающих теоретическую оценку по (2) различий ОГХ теплой и холодной почвы, полученных до наступления термодинамического равновесия, особенно в относительно иссушенных почвах с низкой влагопроводностью. Такие неожиданные с точки зрения равновесной термодинамики результаты получены, например, в экспериментальной работе [13] для стадий иссушения до 20–100 кПа.

За пределами теоретически возможного для тензиометрической (капиллярметрической) экспериментальной оценки диапазона давлений почвенной влаги в 0–100 кПа (разрежение до 1 атм.) зависимость ОГХ от температуры фактически не исследовали, исключая верхний, сорбционный участок ОГХ, где изучено влияние температуры на изотермы сорбции паров воды [14]. Хорошо известный в теории сорбции факт уменьшения количества адсорбированного вещества с повышением температуры и, соответственно, молекулярно-кинетической энергии, позволяющей части молекул адсорбата выйти за пределы области короткодействующих поверхностных сил, трактуется в [14] как подтверждение означенной выше тенденции уменьшения абсолютных значений потенциала почвенной влаги с ростом температуры, что, заметим, не очевидно, поскольку ОГХ не тождественны изотермам сорбции паров воды, как это предполагается в [14]. В коллоидной и физической химии хорошо известна потенциальная теория Поляни, согласно которой зависимость термодинамического потенциала (удельной энергии Гиббса) от количества адсорбированного вещества является температурно-инвариантной характеристикой, так называемой потенциальной кривой Поляни [2]. Допущение об аналогии ОГХ и кривой Поляни [17] в диапазоне адсорбированной и пленочной влаги приводит к альтернативной гипотезе о температурной инвариантности части ОГХ.

Резюмируя вышеизложенное состояние вопроса о влиянии температуры на ОГХ почв, мы поставили целью данного исследования экспериментальную теоретически обоснованную проверку на почвах разного генезиса и дисперсности в широком диапазоне варьирования температур и потенциалов почвенной влаги двух основных гипотез: нулевой (температурная инвариантность ОГХ) и альтернативной (температурная зависимость ОГХ с понижением абсолютных значений потенциалов воды по мере роста температуры). В связи с потенциальными физическими механизмами межфазных взаимодействий и водоудерживания, по-разному реагирующими на температурный фактор, нулевая

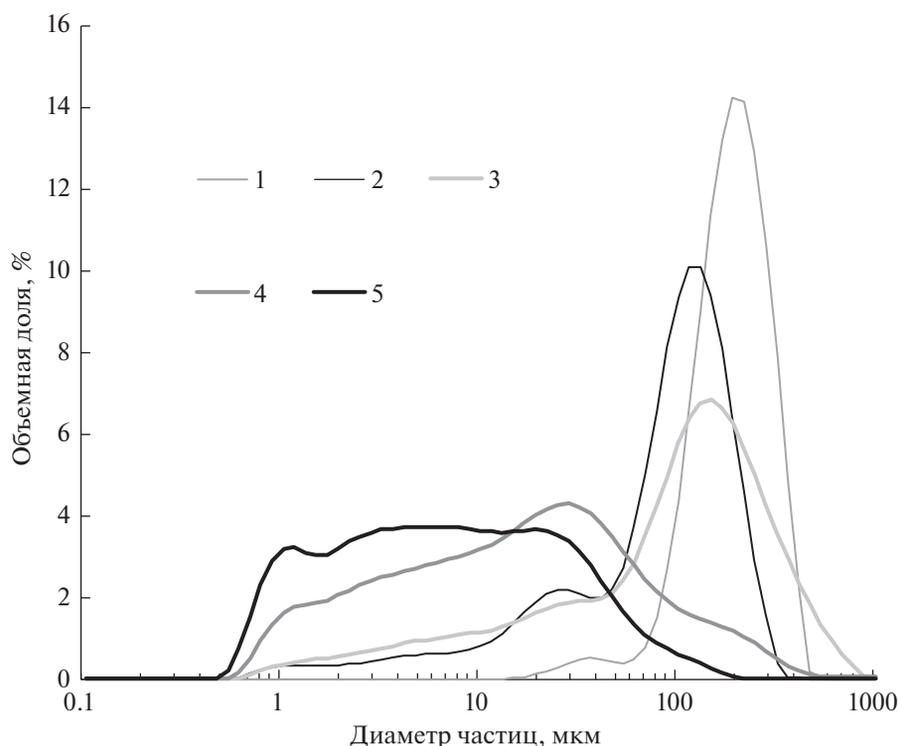


Рис. 1. Дифференциальные гранулометрические распределения частиц по размерам в образцах почв. 1–5 – номера образцов почв.

гипотеза была условно названа “поверхностной”, а альтернативная – “капиллярной”. Для реализации поставленной цели последовательно решали задачи:

а) разработки и апробации нового метода экспериментальной оценки влияния температуры на ОГХ на базе термостатического центрифугирования;

б) получения представительного экспериментального материала по ОГХ почв разного генезиса и дисперсности при различных температурах с последующей аппроксимацией кривых водоудерживания стандартной моделью ван-Генухтена;

в) параметрического и непараметрического анализа выдвинутых гипотез о влиянии температурного фактора на ОГХ методами современной почвенной статистики.

Научная новизна исследования заключалась в привлечении нетрадиционных теоретических взглядов на обсуждаемую зависимость ОГХ от температуры, а также нового инструментального метода, позволившего впервые статистически достоверно оценить эту зависимость в широком диапазоне варьирования температур (4–50°C) и абсолютных значений потенциала почвенной влаги (0–3000 Дж/кг).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования были выбраны 5 образцов евразийских почв и грунтов разного генезиса и дисперсности. Образец № 1 – прокаленный при 500°C мономинеральный кварцевый песок с доминирующим размером частиц 200–250 мкм (рис. 1). Он не содержит органических веществ, имеет близкую к нейтральной реакцию вытяжки из водонасыщенной пасты (рН 6.8) и низкую удельную электропроводность (ЕС = 0.2 дСм/м), указывающую на отсутствие засоления жидкой фазы электролитами. По международной трехчленной классификации ФАО/USDA образец принадлежит к текстурному классу пески (sands). Следующий грубодисперсный образец № 2 представлен поверхностным горизонтом пустынной пылевато-песчаной почвы (Arenosol) Каракумов (Репетекский биосферный заповедник). В отличие от предыдущего, этот образец по текстуре является суглинисто-песчаным (loamy sand) по международной классификации и характеризуется доминированием частиц размером 100–150 мкм. Он имеет невысокое содержание органического углерода (C = 0.2%), слабощелочную реакцию (рН 7.6) и повышенную по сравнению с образцом № 1 удельную электропроводность жидкой фазы (ЕС = 1.6 дСм/м). Образец № 3 – гор. А1 дерново-подзолистой окультуренной почвы (Cambisol) из Серебряноборского опытного лес-

ничества Московской области является текстурным аналогом предыдущего (loamy sand, доминирующий размер частиц 120–170 мкм), но его отличает высокое содержание органического углерода ($C = 3.8\%$), кислая реакция среды ($pH\ 5.2$) и низкая удельная электропроводность ($EC = 0.5$ дСм/м). Два последних образца № 4 и 5 являются тонкодисперсными и представлены верхними пахотными горизонтами дерново-подзолистой почвы (Albic Retisol) учебно-опытного почвенно-экологического центра МГУ “Чашниково” (Московская область) и кубанским черноземом обыкновенным (Haplic Chernozem) из агрохозяйства “Заветы Ильича” Краснодарского края. Чернозем содержит больше углерода по сравнению с дерново-подзолистой почвой (4.3 против 2.5%), имеет более щелочную реакцию ($pH\ 7.2$ против 5.7) и более высокую удельную электропроводность ($EC = 0.9$ против 0.4 дСм/м). Оба образца по трехкласной классификации попали в один текстурный класс пылеватых суглинков (silty loams), однако спектр доминирующих частиц в черноземе (от 1 до 20 мкм) был значительно шире, чем в дерново-подзолистой почве (20–40 мкм) при более высокой массовой доле глинистых (<2 мкм) частиц (18.7 против 10.3%).

Для получения ОГХ при разных температурах был впервые предложен метод термостатического центрифугирования, реализованный на базе немецкой центрифуги Sigma 2-KHL с угловым ротором Schmit + Haensch на 24 пробирки объемом 2 мл. Авторская модификация метода предполагала учет не только центробежного, но и гравитационного силового поля, что давало следующие уравнения для расчета термодинамического потенциала воды в зависимости от частоты вращения n , [об./мин], геометрии ротора и размеров образца [16]:

распределенный образец:

$$|Y| = 0.0055n^2(R_2^2 - R_1^2)\cos(\theta) + gh\sin(\theta), \quad (5)$$

точный образец:

$$|Y| = (0.011n^2R\cos(\theta) + g\sin(\theta))h, \quad (6)$$

где R_1 , R_2 , R [м] – расстояния от оси вращения до поверхности, дна и центра масс образца с высотой h , [м], g , [м/с²] – ускорение силы тяжести, θ , [радианы] – угол наклона ротора. Используемая центрифуга позволяла задавать скорости вращения ротора от 100 до 12000 об./мин, что при расчете по формулам (5), (6) для образцов размером 3.5–4 см давало интервал определения потенциала от 0.6 ± 0.08 до 2365 ± 491 Дж/кг, или в 20–30 раз больше, чем обычный для подобных исследований диапазон. Эксперимент проводили при трех уровнях термостатирования центрифуги: 4, 20 и 50°C, покрывавших наиболее вероятный диапазон варьирования положительных темпера-

тур в евразийских почвах. Перфорированные со дна пластиковые центрифужные пробирки с металлической сеткой $\varnothing 0.25$ мм заполняли предварительно растертыми воздушно-сухими образцами тонкодисперсных почв, пропущенными через два сита $\varnothing 1$ и $\varnothing 0.25$ мм. Эта процедура гарантировала, что образец с размерами частиц от 0.25 до 1 мм будет удержан в пробирке на сетке $\varnothing 0.25$ мм, смонтированной в дно пробирки. Взвешивание образцов проводили с точностью до 0.0001 г на весах OHAUS Pioneer PV224/E. Сухие образцы в пробирках после капиллярной подпитки со дна насыщали дистиллированной водой до состояния полной влагоемкости. После взвешивания образцы размещали в угловом роторе центрифуги и выдерживали 2–3 ч при включенном термостате до старта для установления температурного равновесия. Далее производили центрифугирование на разных стадиях вращения, начиная со 100 об./мин, с периодическим весовым контролем образца для диагностики выхода на равновесное состояние. Для исследуемых образцов объемом до 2 мл обычно на установление равновесия требовалось 1.5–2 ч, после чего вес образца значимо не изменялся. По завершении эксперимента (вращение на стадии 12000 об./мин) образцы переносили в стеклянные бюксы и сушили 12 ч при температуре 105°C для определения влажности на последней стадии центрифугирования и влажности и массы сухой почвы для последующего расчета влажности образцов на всех стадиях эксперимента, согласно [16]. Емкость ротора на 24 пробирки позволяла одновременно исследовать 4 образца в 4-кратной и 1 образец в 8-кратной повторности.

Определение гранулометрического состава образцов осуществляли методом лазерной дифрактометрии [10] на приборе Mastersize 3000 Malvern, UK. Удельную электропроводность и pH в фильтрах из насыщенных водой образцов анализировали прибором HI 98130 Combo (HANNA Instrument). Для аппроксимации данных ОГХ использована стандартная модель ван-Генухтена [15]; поиск параметров проводили в программе S-Plot 11 версии с использованием пакета нелинейной регрессии “Regression Wizard”. Статистическая обработка с анализом ANOVA проводилась в программе R(3.5.3).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 2а приведены полученные новым методом термостатического центрифугирования экспериментальные данные по ОГХ пяти исследованных почв на трех температурных уровнях. Формы кривых типичны для ОГХ почв и отражают закономерное увеличение энергии водоудерживания по мере роста дисперсности образцов (утяжеления гранулометрического состава). Наи-

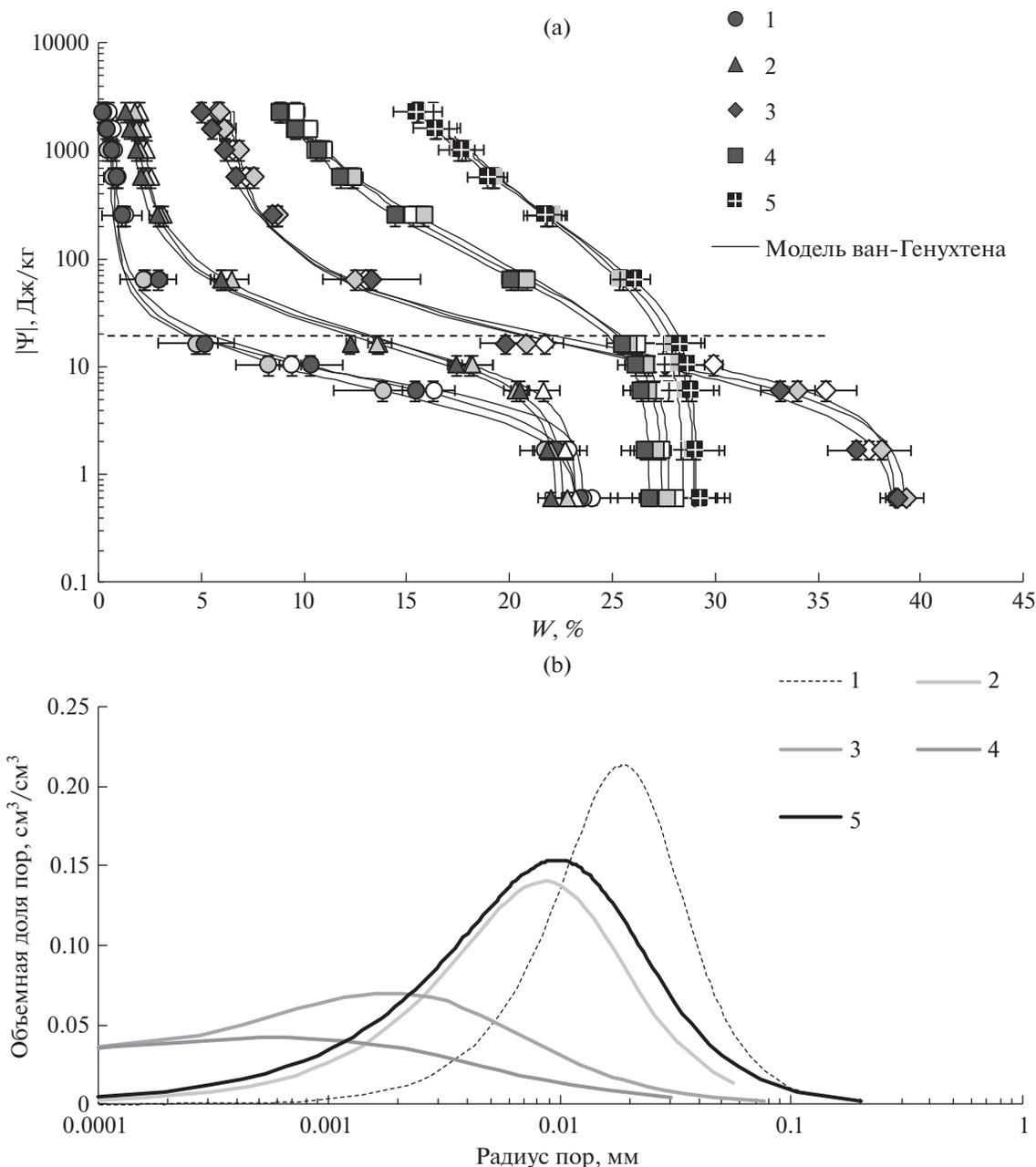


Рис. 2. Экспериментальные ОГХ под воздействием температурного фактора (а) и распределения объемов пор по размерам (б). 1–5 – номера образцов см. рис. 1; температура: 4°C – не закрашенные символы, 20°C – серые символы, 50°C – черные символы; остальные обозначения см. текст.

более четко различия по причине дисперсности видны из сопоставления гранулометрических кривых распределения частиц по размерам (рис. 1) и кривых распределения пор по размерам, рассчитанных по ОГХ на основе модели ван-Генухтена (рис. 2б), согласно [6]. Оба распределения показывают закономерные смещения максимумов в область меньших размеров частиц и пор по мере перехода от грубодисперсных образцов № 1–3 к тонкодисперсным № 4–5. Также этот переход на

обоих распределениях сопровождается расширением спектров и увеличением объемных долей частиц и пор малого размера порядка 1 мкм.

Пересечения ОГХ разных по дисперсности образцов наблюдали лишь в области высоких значений влажности, близких к полной влагоемкости (рис. 2а). Здесь главным фактором выступает исходная плотность почвы и связанная с ней общая пористость, лимитирующая максимально возможное количество воды в образце. Поскольку

предварительно отработанная методика эксперимента предполагала использование близких для всех образцов навесок почвы, тонкодисперсные образцы в ограниченном объеме центрифужных пробирок не смогли реализовать полностью набухание, и их полная влагоемкость оказалась в диапазоне 25–30% вместо возможных для таких почв 50–60%. Это и объясняет пересечение ОГХ образцов № 4, 5 с ОГХ почвы № 3, более легкой по гранулометрическому составу, но имеющей из-за обогащения гумусом более высокую пористость и полную влагоемкость, чем обычно в песках и супесях (образцы № 1, 2). Отметим, что область пересечения ОГХ достаточно четко ограничивается секущей Воронина с модулем потенциала воды 14.7 Дж/кг или эквивалентного ему расстояния в 10 мкм, на которое распространяется влияние поверхностных сил в жидкой фазе согласно [19]. То есть, собственно капиллярные силы, задаваемые геометрией и размером порового пространства (общей пористостью, плотностью почвы) по прошествии этой границы начинают взаимодействовать с поверхностными силами (капиллярные явления второго рода по Дерягину [5]), а лапласово капиллярное давление дополняется расклинивающим давлением водных пленок с ионно-электростатическим механизмом водоудерживания [17, 18]. С этого момента доминирующим фактором ОГХ становится дисперсность почв и связанная с ней свободная поверхностная энергия.

На фоне четких различий ОГХ по дисперсности образцов, изменения под воздействием температуры были незначительными и неочевидными (рис. 1а). Несмотря на 4–8-кратную повторность, что для определения ОГХ в связи с температурным эффектом было сделано, по-видимому, впервые, мы не получили явно выраженной визуальной тенденции ожидаемого, согласно капиллярной гипотезе, уменьшения абсолютных значений потенциала воды при нагреве почв от 4 до 50°C. В ряде случаев более холодные образцы при температуре 4°C (не закрашенные символы на рис. 2а), действительно, демонстрировали несколько более высокую водоудерживающую способность по сравнению с нагретыми до 20 и 50°C аналогами. Однако варьирование по повторностям с соответствующими доверительными интервалами (планки погрешностей на рис. 2а) перекрывало такие отличия. Кроме того, в ряде почв (наиболее четко в образце № 5 чернозема) тенденция снижения водоудерживания при увеличении температуры сменялась на противоположную при переходе границы в 14.7 Дж/кг в область капиллярно-гравитационной влаги (повышенного влагосодержания). Отсутствие четких однозначных тенденций уменьшения или увеличения водоудерживания под воздействием температуры визуально подтверждается пересечением аппроксимирующих экспериментальные данные

кривых ОГХ (сплошные линии на рис. 2а). Результаты эксперимента адекватно описывались стандартной моделью ван-Генухтена [15] с высокими коэффициентами детерминации ($R^2 = 0.990–0.999$) и статистически достоверными (за исключением показателя “остаточной влажности” W_r) параметрами аппроксимации на уровне p от 0.0246 до <0.0001 , существенно более значимом по сравнению со стандартными в педометрике величинами $p = 0.01–0.05$. Параметры аппроксимации ОГХ и их статистики из отчетов программы S-Plot приведены по всем вариантам опыта в табл. 1.

Повторим и проиллюстрируем конкретным примером высказанную во введении идею о небольшом, в принципе, потенциальном смещении ОГХ под воздействием температуры. На рис. 3а приведен фрагмент ОГХ кварцевого песка в капиллярно-гравитационном диапазоне (0–20 Дж/кг, обычный масштаб, справа) и вся ОГХ в традиционном полулогарифмическом масштабе (слева) под воздействием температурного фактора (нагрев от 4 до 50°C). Здесь исходная кривая ОГХ – модель ван-Генухтена для образцов при температуре 4°C, трансформированная (пунктир) – расчет по исходным с помощью пропорции (2) для 50°C. Как видно, даже в обычном масштабе температурный сдвиг ОГХ весьма небольшой, а при логарифмировании потенциалов он становится визуально еле различимым. Для сравнения на рис. 3б приведен эффект от изменения массы образца черноземной почвы на результат оценки ее ОГХ. Здесь в опыте для предварительной отработки методики была взята несколько меньшая навеска с более рыхлым расположением в пробирке и, соответственно, с возможностью более свободного набухания при насыщении водой. В итоге на фоне близких ОГХ для одинаковых масс образца, но разных температур в 4 и 50°C был получен сильный “выброс” данных в сторону резкого увеличения водоудерживания при средней температуре 20°C, ничем не обоснованного с теоретической точки зрения влияния температуры на потенциал влаги. Этот пример показывает возможную роль обычно не учитываемых в таких экспериментах факторов, в частности, количеств (масс) сравниваемых образцов. Причем, пересчет на объемную влажность массового содержания воды не дает здесь ожидаемой сходимости ОГХ, поскольку общий объем для набухания ограничен размерами центрифужной пробирки.

Итак, не только дисперсность образцов, но и иные, обычно не принимаемые во внимание, факторы размера, массы образцов, возможности реализации ими набухания при поступлении воды и т. д., могут иметь значительно большее влияние на ОГХ по сравнению с изучаемым температурным фактором. Поэтому многие, не соответствующие

Таблица 1. Параметры модели ван-Генухтена и их статистики для ОГХ образцов евразийских почв и грунтов

Показатель	Температурные уровни											
	4°C				20°C				5°C			
	W_r	W_s	α	n	W_r	W_s	α	n	W_r	W_s	α	n
$m \pm s^*$	0.9 ± 0.2	23.6 ± 0.4	0.12 ± 0.02	2.7 ± 0.2	0.5 ± 0.2	23.4 ± 0.4	0.21 ± 0.02	2.2 ± 0.1	0.7 ± 0.3	23.3 ± 0.6	0.17 ± 0.02	2.3 ± 0.2
p	0.0038	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0444	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.081	<0.0001	<0.0001	<0.0001
№ 1, прокаленный кварцевый песок												
$m \pm s$	2.1 ± 0.2	23.2 ± 0.3	0.08 ± 0.01	2.1 ± 0.1	1.6 ± 0.3	22.6 ± 0.3	0.09 ± 0.01	1.9 ± 0.1	1.5 ± 0.4	22.3 ± 0.5	0.09 ± 0.01	2.0 ± 0.1
p	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0015	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0083	<0.0001	<0.0001	<0.0001
№ 2, пылеватая-песчаная ареносоля Каракумов												
$m \pm s$	6.2 ± 0.8	38.8 ± 0.9	0.10 ± 0.01	1.9 ± 0.2	6.3 ± 0.6	39.4 ± 0.7	0.12 ± 0.01	1.9 ± 0.1	5.0 ± 1.0	38.8 ± 0.3	0.14 ± 0.03	1.7 ± 0.1
p	<0.0001	<0.0001	0.0002	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0021	<0.0001	0.0017	<0.0001
№ 3, супесчаная дерново-подзолистая почва, Московская обл.												
$m \pm s$	6.0 ± 1.1	27.8 ± 0.3	0.03 ± 0.01	1.4 ± 0.1	1.0 ± 2.6	27.5 ± 0.3	0.03 ± 0.01	1.3 ± 0.1	5.9 ± 0.8	26.8 ± 0.3	0.03 ± 0.01	1.5 ± 0.1
p	0.0012	<0.0001	0.0001	<0.0001	0.7042	<0.0001	0.0004	<0.0001	0.0002	<0.0001	<0.0001	<0.0001
№ 4, суглинистая дерново-подзолистая почва, Московская обл.												
$m \pm s$	3.3 ± 11.2	28.5 ± 11.2	0.02 ± 0.01	1.2 ± 0.1	0.3 ± 3.3	29.0 ± 0.1	0.02 ± 0.01	1.2 ± 0.1	6.9 ± 1.8	29.1 ± 0.1	0.02 ± 0.01	1.3 ± 0.1
p	0.7801	<0.0001	0.0246	<0.0001	1.0000	<0.0001	0.0002	<0.0001	0.0072	<0.0001	<0.0001	<0.0001
№ 5, суглинистый чернозем, Краснодарский край												

* m, s – средние значения и стандартные ошибки для параметров модели ван-Генухтена по результатам нелинейной аппроксимации экспериментальных данных в программе S-Plot.

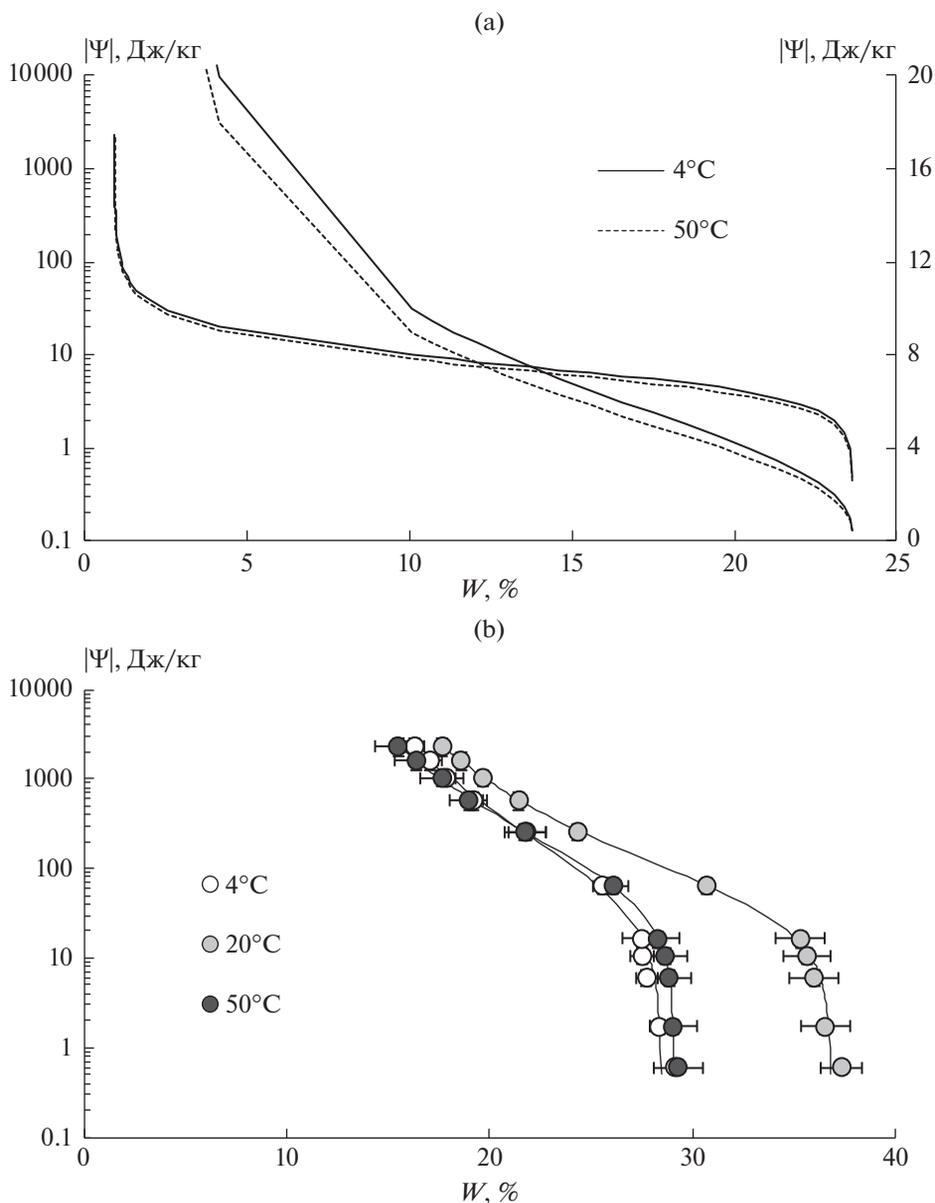


Рис. 3. Модельные ОГХ кварцевого песка (а) и экспериментальные ОГХ чернозема (б) под воздействием температурного фактора (объяснения в тексте).

щие традиционным теоретическим представлениям экспериментальные факты, обсуждаемые во введении, могут, наряду с термодинамической неравновесностью, иметь альтернативные объяснения через действия указанных выше неучтенных факторов. В целом визуальный анализ не дает сколько-либо убедительных доказательств однозначного смещения ОГХ всех исследованных образцов почв под воздействием температуры в широком интервале от 4 до 50°C и рF-диапазоне от 0.8 до 4.4. Поэтому на следующем этапе мы попытались привлечь статистические методы для анализа нулевой (температурная инвариантность) и альтернатив-

ной (температурная зависимость) гипотез о потенциальном воздействии данного фактора на ОГХ.

Показатель влажности почвы в почвоведении считается нормально распределенным [1]. Общее распределение полученных в эксперименте величин влажности W было близко к нормальному на большей части вероятностного графика (рис. 4), однако в левом нижнем квадрате возникли сильные отклонения от нормального распределения, связанные с преобладанием невысоких значений влажности ($W \leq 1\%$), составляющих более 10% общей выборки эксперимента ($n = 1583$). Известные способы трансформации (логарифмирование, возведение в степень и т. д.) не способствовали

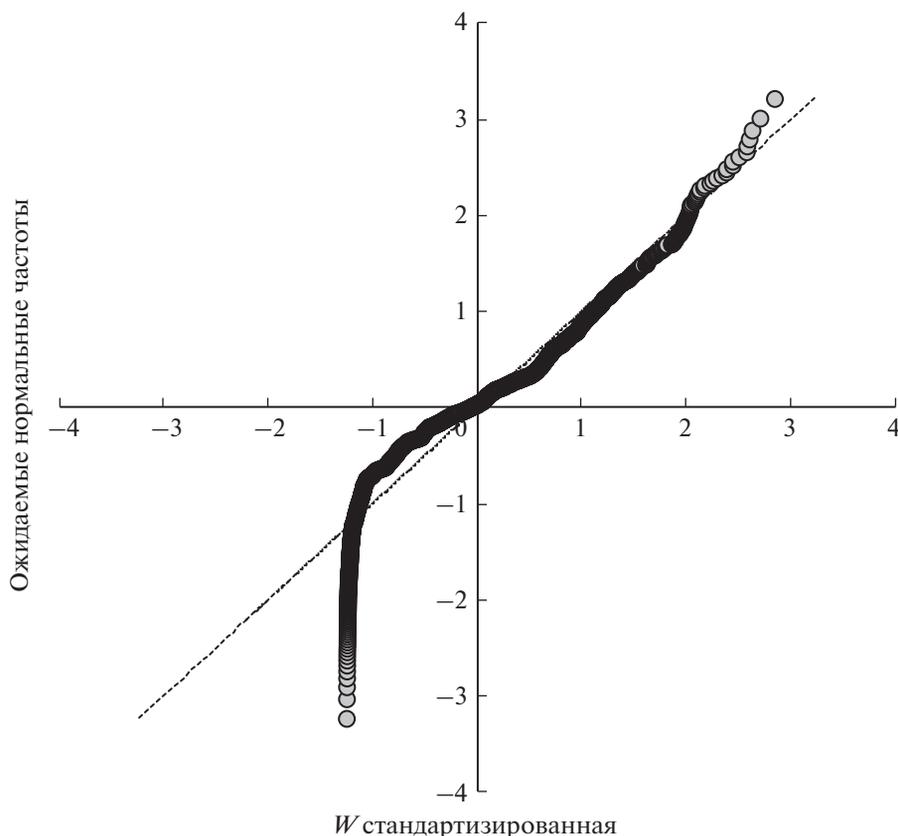


Рис. 4. Нормальный вероятностный график для распределения экспериментальных значений влажности почв ($n = 1583$).

более тесному приближению получаемого при этом нового распределения к нормальному. Распределение характеризовалось правосторонней асимметрией (коэффициент асимметрии $A = 0.27$, стандартная ошибка коэффициента асимметрии $s_A = 0.09$) и отрицательным эксцессом (коэффициент эксцесса $E = -1.10$, стандартная ошибка коэффициента эксцесса $s_E = 0.17$). При размахе варьирования выборки от 0.1 до 49.4% среднее значение W в границах доверительного интервала при уровне значимости $p = 0.05$ составляла $14.4 \pm 0.8\%$, что было близко к медиане 13.7%.

Учитывая специфику распределения, мы приняли решение использовать как параметрические, так и непараметрические критерии проверки нулевой и альтернативной гипотез о воздействии температурного фактора на ОГХ на принятом в педометрике уровне значимости $p = 0.05$. Результаты тестов ANOVA в виде соответствующих значений p -value приведены в табл. 2. Критерии Бартлетта и Левена подтвердили однородность дисперсий показателя влажности в зависимости от температурного фактора в каждой индивидуальной выборке для всех пяти почв, различающихся по генезису и гранулометрическому составу. Как параметрические, так и непараметрические

тесты ANOVA (критерии Фишера, Краскела–Уоллиса, медианный тест) дали основания подтвердить нулевую гипотезу о температурной инвариантности ОГХ, поскольку соответствующие им оценки p -value в диапазоне 0.24–0.95 существенно превышали выбранный уровень значимости $p = 0.05$ (табл. 2).

Дополнительно был использован еще один статистический подход, использующий результаты адекватной аппроксимации ОГХ стандартной моделью ван-Генухтена. Суть подхода заключается в попарном сравнении параметров аппроксимации ОГХ с использованием расчетного t -критерия [3]:

$$t_{\text{расч}} = \frac{|m_1 - m_2|}{\sqrt{s_1^2 + s_2^2}}, \quad (7)$$

где $m_{1,2}$, $s_{1,2}$ – средние значения и стандартные ошибки двух сравниваемых параметров. Расчетный t -критерий сравнивается с табличной величиной ($t_{\text{кр}}$) для заданного уровня $p = 0.05$ и числа степеней свободы (количества пар значений экспериментальных точек ОГХ за вычетом 1) и в случае $t_{\text{расч}} < t_{\text{кр}}$ принимается нулевая гипотеза об отсутствии статистически значимых отличий параметров, что соответствует тождественности сравниваемых модельных функций ОГХ. На рис. 5 приведе-

Таблица 2. ANOVA – анализ гипотез о воздействии температурного фактора на ОГХ образцов евразийских почв и грунтов

№ образцов почв	Критерии		Тесты ANOVA (значения <i>p</i> -value)		
	Бартлетта <i>p</i> -value	Левена <i>p</i> -value	параметрические Фишера	непараметрические	
				Краскела–Уоллиса	медианный тест
1	0.94	0.60	0.83	0.24	0.73
2	0.98	0.88	0.93	0.30	1.00
3	0.99	0.89	0.95	0.66	0.91
4	1.00	0.99	0.91	0.68	1.00
5	0.99	0.40	0.98	0.88	0.91

ны результаты такого сравнения расчетных критериев $t_{расч}$ для каждого образца почв попарно по интервалу температур 4–20, 4–50 и 20–50°C, полученной для условий эксперимента с табличной величиной $t_{кр} = 2.36$. Как видно, в подавляющем большинстве случаев условие $t_{расч} < t_{кр}$ было выполнено, что опять подтвердило отсутствие статистически значимых отличий сравниваемых кривых ОГХ под воздействием температурного фактора в широком диапазоне его варьирования от 4 до 50°C.

В целом, несмотря на, вероятно, впервые проведенный эксперимент в 4–8-кратной повторности в столь широких границах температурного ранга и рF-величин от 0.8 до 4.4, нам не удалось статистически обоснованно подтвердить альтернативную гипотезу о влиянии температуры на ОГХ почв разного генезиса и дисперсности. Попытаемся дать теоретическое объяснение явлению температурной инвариантности ОГХ. Как уже отмечалось во Введении, для сорбционного участка ОГХ температурная инвариантность следует из потенциальной теории Поляни, однако в нашем эксперименте предельные величины абсолютных значений потенциалов 2400–2800 Дж/кг соответствовали активности воды порядка 0.98, то есть условной верхней границе изотерм сорбции в виде максимальной гигроскопии (МГ). Основная же часть экспериментальных данных находилась в интервале от МГ до полной влагоемкости, где наряду с собственно капиллярным механизмом вододерживания, должен действовать ионно-электростатический механизм с расклинивающим давлением пленочной влаги по Дерягину [17, 18]. Для этого механизма теоретическая зависимость потенциала воды от температуры имеет вид [17]:

$$|\Psi| = a \exp\left(-\frac{W}{S\rho\lambda}\right); \quad \lambda = \frac{1}{Fz} \sqrt{\frac{\xi_0 \xi_0 RT}{2C_0}}, \quad (8)$$

где a , [Дж/кг] – предельное значение потенциала, соответствующее заряду поверхности; S , [м²/кг] – эффективная удельная поверхность твердой фазы; ρ , [кг/м³] – плотность воды; λ , [м] – эффективная толщина двойного электрического слоя на границе поверхности твердой фазы и почвенного раствора-электролита; F , [Кл/моль] – число Фарадея; z – валентность; C_0 , [моль/м³] – концентрация ионов; ξ , [Ф/м] – электрическая постоянная; ξ_0 – относительная диэлектрическая проницаемость для воды; R , [Дж/(моль·К)] – универсальная газовая постоянная.

Согласно (8), рост температуры однозначно повышает абсолютные значения потенциала воды, увеличивая λ . В результате для капиллярных явлений второго рода, сочетающих капиллярность с расклинивающим давлением водных пленок, действие температуры становится неоднозначным, а именно, уменьшение модуля капиллярного (лапласового) давления за счет уменьшения поверхностного натяжения воды (формулы (1)–(4)) компенсируется обратной тенденцией увеличения расклинивающего давления пленки при расширении двойного электрического слоя (формула (8)). Совместное противодействие обеих тенденций может, на наш взгляд, служить причиной температурной инвариантности ОГХ в широком диапазоне потенциалов воды от 14.7 Дж/кг (пунктир на рис. 2а) до 2400–2800 Дж/кг (граница условно максимальной гигроскопической влажности). В интервале $|\Psi|$ от 0 до 14.7 Дж/кг, где, казалось бы, должна четко проявляться тенденция уменьшения чисто капиллярного (лапласового) давления с ростом температуры, скорее всего, возможен еще один не учитываемый компенсационный механизм, а именно, – тепловое расширение образцов. Его действие также неоднозначно. С одной стороны, увеличение размера пор (r) под действием теплового расширения должно усиливать тенденцию снижения модуля лапласового давления (потенциала), согласно (1). Однако это-

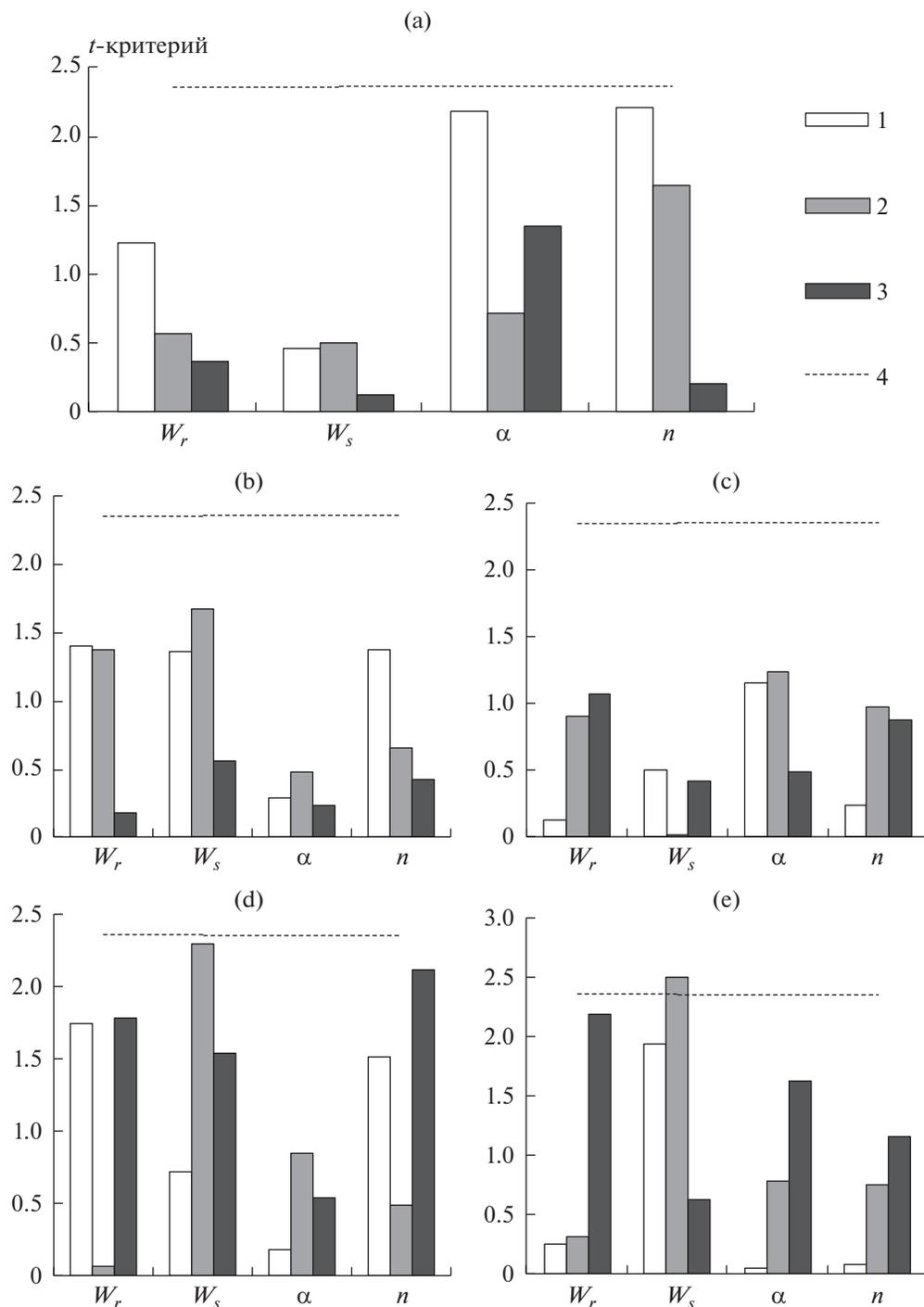


Рис. 5. Сравнение расчетных значений t -критерия с табличной величиной (пунктирная линия) для параметров модели ОГХ ван-Генухтена под воздействием температурного фактора. W_r , W_s , α , n – эмпирические параметры модели ван-Генухтена с условием Муалема [15]; t -критерии рассчитаны попарно для температур: 1 – 4–20°C, 2 – 4–50°C, 3 – 20–50°C, 4 – $t_{кр} = 2.36$; (а)–(е) – образцы почв № 1–5.

му воздействию противостоит тепловое увеличение набухания, особенно ярко выраженное для почв с большим содержанием гумуса, поскольку у полимеров со слабыми (ван-дер-ваальсовыми) химическими связями коэффициенты теплового

расширения максимальны. Данное предположение объясняет экспериментальные результаты максимального водоудерживания в черноземе при нагреве до 50°C в указанном диапазоне потенциалов до 14.7 Дж/кг (рис. 2а).

Резюмируя исследование, еще раз повторим, что на современном экспериментальном уровне точность и воспроизводимость определения ОГХ не позволяет диагностировать сколь-либо четкие изменения этой характеристики под воздействием температурного фактора в широком диапазоне варьирования от 4 до 50°C. Теоретические представления капиллярной модели предсказывают однозначную, хотя и слабую, тенденцию уменьшения абсолютных значений потенциала воды с ростом температуры, однако проведенные эксперименты не смогли ее статистически обоснованно подтвердить. Выявленная в эксперименте температурная инвариантность ОГХ имеет не только статистическое, но и фундаментальное обоснование с позиций теории расклинивающего давления по Дерягину. Предложенный в работе метод термостатного центрифугирования можно считать одним из наиболее эффективных инструментальных методов сравнительного анализа ОГХ в фиксируемых термодинамических условиях; в перспективе развития темы с его помощью предстоит исследовать водоудерживание в окрестности фазового перехода лед-вода и при более низких температурах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке РФФИ (грант № 19-29-05006) – приобретение дорогостоящего оборудования и проведение экспериментов; Н.Б. Садовникова проводила часть работ в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 121040800146-3 “Физические основы экологических функций почв: технологии мониторинга, прогноза и управления”) – гранулометрический анализ, статистическая обработка результатов.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Дмитриев Е.А.* Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1995. 320 с.
2. *Фролов Ю.Г.* Курс коллоидной химии. М.: Химия, 1989. 464 с.
3. *Шеин Е.В., Рыжова И.М.* Математическое моделирование в почвоведении. М.: ИП Маракушев А.Б., 2016. 377 с.
4. *Bachmann J., Horton R., Grandt S.A., van der Ploeg R.R.* Temperature dependence of water retention curves for wettable and water repellent soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002. V. 66. P. 44–52. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.0044>
5. *Churaev N.V.* Derjagin disjoining pressure in the colloid science and surface phenomena // *Advances in Colloid and Interface Science.* 2003. V. 104(1–3). P. 15–20. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(03\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(03)00032-0)
6. *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. 201214.
7. *Hopmans W.J., Dane J.H.* Temperature dependence of soil water retention curves // *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 1986. V. 50. P. 562–567.
8. *Grant S.A., Salehzadeh A.* Calculations of temperature effects on wetting coefficients of porous solids and their capillary pressure functions // *Water Resour. Res.* 1996. V. 32. P. 261–279.
9. *Lal R., Shukla M.K.* Principles of Soil Physics. N.Y.-Basel: Ohio St. Univ M. Dekker, Inc. 2005. 716 p. <https://doi.org/10.1111/j.13652389.2005.0756c.x>
10. *Loizeau J.L., Arbouille D., Santiago S., Vernet J.P.* Evaluation of wide range laser diffraction grain size analyzer for use with sediments // *Sedimentology.* 1994. V. 41. P. 353361. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.1994.tb01410.x>
11. *Nimmo J.R., Miller E.E.* The temperature dependence of isothermal moisture vs. potential characteristics of soils // *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 1986. V. 50. P. 1105–1113.
12. *Philip J.R., de Vries A.D.* Moisture movement in porous materials at temperature gradients // *Trans. Am. Geophys. Union.* 1957. V. 38. P. 222–232.
13. *Qiao X., Ma S., Pan G., Liu G.* Effects of temperature change on the soil water characteristic curve and a prediction model for the Mu Us Bottomland, Northern China // *Water.* 2019. V. 11. ID 1235. <https://doi.org/10.3390/w11061235>
14. *Schneider M., Goss K.U.* Temperature dependence of the water retention curve for dry soils // *Water Resour. Res.* 2011. V. 47. W03506. <https://doi.org/10.1029/2010WR009687>
15. *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. 2006. Technical Manual, Version 1.0. PC Progress, Prague, Czech Republic.
16. *Smagin A.V.* Column-Centrifugation Method for Determining Water Retention Curves of Soils and Disperse Sediments // *Eurasian Soil Science.* 2012. V. 45. № 4. P. 416–422. <https://doi.org/10.1134/S1064229312040126>
17. *Smagin A.V.* Ionic-electrostatic model of the wedge pressure and specific surface area of colloidal systems // *J. Engineering Physics and Thermophysics.* 2019. V. 92. P. 744755. <https://doi.org/10.1007/s10891-019-01986-8>
18. *Smagin A.V.* Thermodynamic Concept of Water Retention and Physical Quality of the Soil // *Agronomy.* 2021. V. 11. P. 1–24. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091686>
19. *Voronin A.D.* Energy Concept of the Physical State of Soils // *Eur. Soil Sci.* 1990. V. 23. P. 7–19.

Temperature Factor of Soil Water-Holding Capacity

A. V. Smagin^{1, 2, 3, *} and N. B. Sadovnikova¹

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

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

³*Peoples' Friendship University of Russia, ul. Miklukho-Maklaya, 6, Moscow, 117198 Russia*

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

The effect of temperature in the range from 4 to 50°C on the water retention curves in five Eurasian soil samples of different granulometric composition was studied. The method of thermostatic centrifugation on the basis of a laboratory centrifuge Sigma 2-KHL (Germany) was used, which for the first time made it possible to evaluate the influence of the temperature factor in a wide range of absolute values of the thermodynamic potential of water from 0 to 3000 J/kg. Using statistical methods, two physically-based hypotheses of the relationship between temperature and thermodynamic potential – “capillary” (decrease in water retention with increasing temperature) and “surface forces” (temperature invariance of water retention) were evaluated. A representative analysis of 4–8 repetitions of each experiment did not reveal a statistically significant effect of the temperature factor on the water retention curves in all the studied samples. A fundamental explanation of the obtained results is proposed on the basis of Polyani’s potential theory and the ion-electrostatic mechanism of disjoining water pressure according to Deryagin.

Keywords: thermodynamics, water retention curves, temperature, capillarity, disjoining pressure, granulometric composition, soil statistics

УДК 631.461

МИКРОБНОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ПОГРЕБЕННЫХ СТЕПНЫХ ПОЧВ В СВЯЗИ С ХОДОМ ГОДОВЫХ ОСАДКОВ¹

© 2022 г. Т. Э. Хомутова^а *, А. В. Борисов^а

^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения Пушкинского центра биологических исследований Российской академии наук, ул. Институтская, 2/2, Пушкино, Московская область, 142290 Россия

*e-mail: khomutova-t@rambler.ru

Поступила в редакцию 05.05.2022 г.

После доработки 30.05.2022 г.

Принята к публикации 30.06.2022 г.

Проведено сравнение микробного разнообразия современной светло-каштановой почвы (Cambisol) и палеопочв, погребенных под курганами, возведенными от 3900–3700 до 2400–2300 лет до н. э. в пустынно-степной зоне Ергенинской возвышенности. Химические и морфологические свойства палеопочв различались, что свидетельствует о различиях природных условий в периоды возведения курганов. Микробное разнообразие в горизонтах АJ и ВМК изучали методом полиморфизма длины концевых рестриктов фрагмента гена 16S рРНК (TRFLP). С использованием базы данных известных микроорганизмов (RDP), была проведена таксономическая идентификация бактериальных филотивов. Бактериальные сообщества были разнообразны и отражали функционирование почвенной биоты, включая патогенные микроорганизмы растительного и животного мира. В современной почве бактериальное разнообразие в горизонтах АJ и ВМК различалось, тогда как в палеопочвах оно было сходным. В самой древней палеопочве, погребенной в 3900–3700 годах до н. э., бактериальные группы были общими с таковыми других палеопочв и/или современной почвы. Напротив, две палеопочвы, погребенные в засушливые периоды бронзового века (вторая половина III тысячелетия до н. э.), содержали специфические бактериальные группы, особенно палеопочва, погребенная на пике аридизации климата (2400–2300 лет до н. э.). Высокое микробное биоразнообразие погребенных почв засушливых периодов связано с соответственными изменениями внутригодового хода осадков.

Ключевые слова: годовые осадки, погребенные палеопочвы, микробное разнообразие

DOI: 10.31857/S0032180X22110065

ВВЕДЕНИЕ

Разнообразие почвенных микробных сообществ формируется в результате взаимодействия широкого спектра природных факторов. Среди них наличие питательных веществ, физические и химические свойства почв, климатические условия и т. д. [7, 23]. Было показано, что палеопочвы, погребенные в различные исторические периоды, содержат жизнеспособные формы микроорганизмов. Несмотря на то, что их количество меньше по сравнению с современной почвой, они сохраняют особенности профильного распределения биомассы и ее активности [4, 6]. Бактериальные сообщества палеопочв были предложены в качестве чувствительных индикаторов экологического функционирования почв [19]. Они также могут служить индикаторами изменения увлажненности климата в различные истори-

ческие периоды [10, 11] и в этой связи являются информативными объектами исследования [8]. Курганы обычно группируются в непосредственной близости, и погребенные палеопочвы вместе с современной фоновой почвой образуют педохроноряды, что позволяет проводить сравнительные исследования в историческом масштабе. При изучении динамики климата микробное разнообразие может служить полезной характеристикой развития почв [20].

Многочисленные исследования морфологии и химических свойств палеозолей в сухостепной и пустынно-степной зонах указали на значительные изменения влажности климата в течение бронзового века. Мягкие влажные условия, существовавшие в конце IV–начале III тысячелетия до н. э., сменились более засушливыми. Постепенная аридизация стимулировала образование карбонатных засоленных почв с признаками эрозии, которые стали преобладать в степном почвенном покрове. Максимум засушливости был зафиксирован в конце III тысячелетия до н. э. [9].

¹ К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизованных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X22110065.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В результате границы природных зон сместились на север, в степях шло опустынивание, а в ряде природных регионов бывшие лесостепные ландшафты превратились в степные [8]. Однако недавно в нескольких педохронорядках все химические свойства палеопочв, погребенных во второй половине II тысячелетия до н. э., показали признаки аридизации, в то время как характеристики микробных сообществ свидетельствовали о благоприятных условиях для развития растительности. Палеопочвы отличались высокой микробной биомассой и количеством микроорганизмов, потребляющих растительные остатки. Чтобы объяснить такое противоречие, мы выдвинули гипотезу об изменении внутригодового характера осадков [15, 16]. Гипотеза была основана на фактах, что химические свойства степных почв (засоленность, содержание карбонатов и гипса) зависят главным образом от количества зимних осадков. При малом количестве осадков почва не получает достаточного количества влаги, легкорастворимые соли и гипс не вымываются, линия вскипания смещается в глубь почвенного профиля, исчезают карбонаты и их сегрегационные формы, уменьшается мощность гумусового горизонта и развивается эрозия. Альтернативно, состояние микробных сообществ — их биомасса и трофическая структура — определяется развитием растительности, то есть количеством летних осадков. В теплый период дожди слегка увлажняют почву, не вымывают соли, но предотвращают раннее высыхание растений и “выгорание” степи, обеспечивая высокую биомассу растений и поступление растительных остатков в почву. Такое изменение внутригодовой структуры осадков соответствует археологическим данным о развитии древних скотоводческих обществ в регионе. Количество курганов майкопской культуры (первая половина IV тысячелетия до н. э.) было очень небольшим, и все захоронения производились в конце весны — летом [23], то есть зимой население, вероятно, покидало регион и возвращалось весной [24]. К концу среднего бронзового века (конец III тысячелетия до н. э.) количество курганов резко возросло, и никакой сезонности погребений выявлено не было, предположительно степь была заселена круглогодично. Предполагается, что население в то время было способно использовать все степные экологические ниши [23].

Целью этой работы было выявить изменения в разнообразии микробных сообществ в палеопочвах, погребенных в период IV—III тыс. до н. э., и выяснить, действительно ли изменения внутригодового хода атмосферных осадков влияли на состояние почвенных микробных сообществ.

Разнообразие микробных сообществ оценивали с помощью метода полиморфизма длины концевых рестриктов фрагмента гена 16S рРНК (TRFLP) [3, 19].

Район исследования. Исследованные почвы расположены на Ергенинской возвышенности (Республика Калмыкия, N 45°42'; E 44°42', 100 м над уровнем моря) в пустынно-степной зоне, где преобладают светло-каштановые почвы и солонцы. Климат в регионе умеренно-континентальный со среднегодовым количеством осадков 300—350 мм. Рельеф пологий, хорошо дренирован. Почвы формируются на лессовидных карбонатных засоленных суглинках. В растительном покрове преобладают полынно-злаковые ассоциации. Археологические раскопки на территории курганного могильника Манджикины были проведены проф. Шишлиной [24]. Три кургана располагались на плоском водоразделе, покрытом целинной полынно-злаковой растительностью. Сходные литологические и геоморфологические характеристики, близкое расположение курганов и фоновой современной почвы позволяют рассматривать исследуемые почвы как один педохроноряд. Высота насыпей курганов варьировала от 53 до 203 см, что было достаточно для консервации погребенных палеопочв. Радиоуглеродное датирование основных захоронений в курганах показало, что возведение курганов датируется 3900—3700 гг. до н. э. (палеопочва 1, PS-1), 3100—2600 гг. до н. э. (палеопочва 2, PS-2) и 2400—2300 гг. до н. э. (палеопочва 3, PS-3).

Отбор проб и анализ почвенных образцов. Отбор почвенных образцов проводили по стенкам траншей (глубина 160 см), выполненных под насыпями курганов и в современной почве, образцы помещались в пластиковые zip-пакеты и транспортировались в лабораторию. Исследовали морфологию почвенных профилей. Анализ содержания карбонатов, гипса, растворимых солей, величин рН и органического углерода был выполнен стандартными методами [20]. Для микробиологических исследований отбор производили аналогично, но с соблюдением асептических условий, образцы отбирали из горизонтов А₁ и В_{МК} (их общая мощность составляла около 30—35 см), помещали в пластиковые zip-пакеты. До проведения измерений все образцы содержались в условиях, аналогичных условиям отбора проб в отношении влажности и температуры.

Экстракция ДНК, амплификация, рестрикция и электрофорез. Навеску каждого образца почвы (порция 0.5 г) экстрагировали с помощью набора для извлечения ДНК (UltraClean, Bio Lab. Inc., США) путем нагревания при 70°C в течение 10 мин с последующей обработкой керамическими шариками в течение 30 с. Для накопления достаточного количества ДНК, эту процедуру выполняли на 5—10 порциях каждого образца, рассчитывали среднее содержание ДНК (мкг ДНК/г абсолютно сухой почвы). После оптимизации

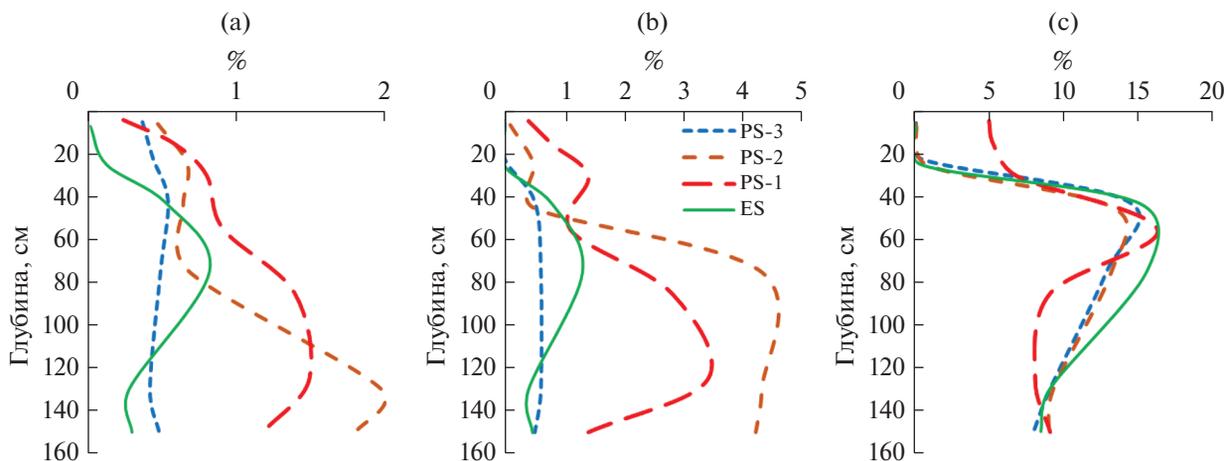


Рис. 1. Содержание легкорастворимых солей (а), гипса (б), карбонатов (с) в исследованных почвах (ES — современная почва, PS — подкурганые палеопочвы).

условий ПЦР выполняли ее в препаративном масштабе, проводили рестрикцию и электрофорез, как было описано ранее [15]. Вкратце, для амплификации участка гена 16S рРНК в препаративном масштабе проводили ПЦР (50 мкл) с использованием прямого праймера, меченного 5-карбоксихлорофлуоресцеином (FAM) 8-27F (AGA GTT TGA TCC TGG CTC AG, Integrated DNA Technologies Coralville, Айова, США) и праймера 1525R (AAG GAG GTG ATC CAG CC). Смесь для ПЦР содержала 0.04 мкг бычьего сывороточного альбумина (Boehringer Mannheim Biochemicals, США), 0.2 мм каждого дезоксирибонуклеозидфосфата, 2.5 мм $MgCl_2$, 0.05 ед./мкл ДНК-полимеразы (Taq, Invitrogen, США), 1× ПЦР-буфер (Invitrogen, США) и 0.2 мкм праймеров. ПЦР проводили в термоциклере Perkin-Elmer 9600 после нагревания блока до 80°C, предварительной инкубации при 94°C в течение 3 мин. Проводили 35 циклов денатурации (94°C), отжиг праймера при 55°C в течение 50 с, удлинение вели при 72°C в течение 10 мин. Для накопления 2 мкг каждого продукта выполняли 10–15 повторов указанной процедуры. Продукты ПЦР объединяли и очищали с использованием набора для очистки QIAquick (QIAGEN, Германия). Объем рестрикции (15 мкл) содержал 300 нг очищенного продукта ПЦР и 15 ед./мкл каждого фермента рестрикции (Hha I, Msp I и Rsa I), реакцию рестрикции вели 3 ч при 37°C, затем 10 мин при 70°C для денатурации фермента рестрикции. Продукты рестрикции очищали этанольным осаждением, разводили в 5 мкл воды и проводили анализ размеров фрагментов рестрикции. Разделение рестрикционных фрагментов вели на секвенаторе ABI в Мичиганском государственном университете в автоматической системе высоковольтного электрофореза в 6% денатурирующем полиакриламидном геле с 1× TBE буфером при 1680 В в течение

14 ч; 2 мкл образцов смешивали с 2 мкл загрузочного коктейля (1.25 мкл деионизированного формамида, 0.25 мкл голубого декстрана в 50 мм ЭДТА, 0.5 мкл маркера GeneScan 2500 TAMRA). Данные были проанализированы с помощью набора программ GeneScan (ABI).

Анализ данных. Наборы данных, содержащие размеры и концентрации рестрикционных фрагментов ампликонов 16S рРНК (TR-фрагментов), были импортированы в таблицы Excel. Для каждого набора рассчитывали общую флуоресценцию TR-фрагментов и нормализовали высоту пиков. Бактериальное разнообразие в горизонтах AJ и ВМК для палеопочв и современной почвы анализировали путем сравнения наличия и концентрации TR-фрагментов с использованием программы STATISTICA и анализа методом главных компонент (PCA). Наиболее распространенные TR-фрагменты были отобраны для таксономической идентификации микроорганизмов с использованием базы данных известных микроорганизмов (RDP, Центр микробной экологии, Мичиганский государственный университет). В некоторых случаях идентификация в триадах Hha I-Msp I-Rsa I проводилась с использованием двух обильных фрагментов и одного фрагмента меньшей концентрации.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Морфология и физико-химические свойства изученных почв существенно различались. Принимая во внимание, что все исследованные курганы были расположены в непосредственной близости, имели схожее положение в рельефе и почвообразующую породу, различия в свойствах погребенных палеопочв являются результатом различий в ходе почвообразования, определяемых динамикой влажности климата (рис. 1). Та-

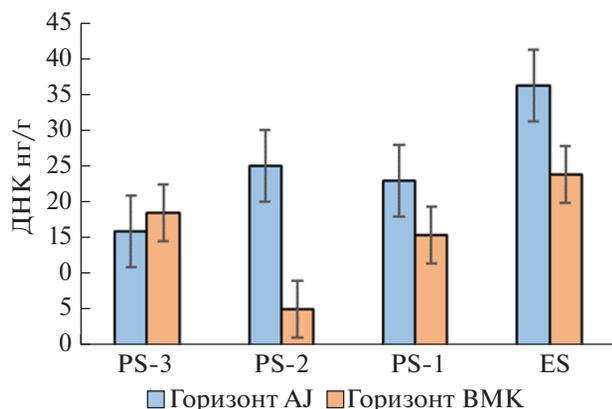


Рис. 2. Содержание ДНК в исследованных почвах (ES – современная почва, PS – поджурганные палеопочвы).

ким образом, в самой древней почве PS-3 (3900–3700 лет до н. э.) содержание солей и гипса было минимальным и значительно меньше, чем в современной почве. Содержание органического углерода в горизонте AJ составляло 0.4–0.5%. Значения pH составляли 7.4–7.6, а на глубине более 30 см они увеличивались до 8.1–8.5. Линия вскипания проявлялась с глубины 30 см. Содержание растворимых солей и гипса было низким ($\leq 0.6\%$). Свойства почвы свидетельствуют о том, что палеопочва PS-3 развивалась в относительно влажных климатических условиях. Палеопочва PS-2 (3100–2600 лет до н. э.) характеризовалась большей соленостью в нижней части профиля (рис. 1a) и более высоким содержанием гипса (рис. 1b). Гипс был обнаружен с глубины 80 см. Растворимые соли залегали с глубины 80 см; их распределение по профилю имело четко определенный максимум в слое 120–140 см. Такие особенности указывают на увеличение засушливости климата в период возведения кургана. В палеопочве PS-1 (2400–2300 лет до н. э.) содержание солей было выше по сравнению с другими почвами, а верхняя

граница солевого горизонта располагалась ближе к поверхности почвы. В этой палеопочве высокое содержание карбонатов отмечалось уже в верхнем горизонте (рис. 1c). Мы полагаем, что палеопочва PS-1 сформировалась в весьма засушливых условиях, которые имели место в конце III тысячелетия до нашей эры.

Содержание ДНК и анализ рестриктов. Содержание почвенной ДНК, которое является показателем микробной биомассы, было довольно равномерным и только в палеопочве PS-2 оно достоверно уменьшалось с глубиной (рис. 2). В целом оно варьировалось от 5.2 до 25 нг/г в палеопочвах и достигало в среднем 57% от количества в современной почве.

Анализ наборов рестриктов ДНК в составе электрофореграмм (TR-фрагменты) приведен в табл. 1. Фрагменты, концентрация которых превышала установленный порог (единицы флуоресценции, RFU), выбранный для рестриктаз Nha I и Msp I (RFU > 50) и для рестриктазы RsaI (RFU > 23), составляли 49–100% от флуоресценции всех фрагментов в современной почве и 38–100% в палеопочвах. Суммарная флуоресценция этих фрагментов достигала 87–100% для всех рестриктов.

Ранее было показано [15], что различия между независимыми повторностями для современной почвы и PS-3 (α -разнообразии) были значительно ниже, чем различия между двумя почвами (β -разнообразии). Принимая во внимание этот факт, мы сравнили закономерности содержания TR-фрагментов в почвах хронологии, их количество и концентрации, используя метод главных компонент (PCA, рис. 3). На факторной плоскости современная почва и палеопочва PS-1 располагались отдельно от палеопочв PS-2 и PS-3, которые группировались рядом. Это проявлялось для рестриктов Nha I и Msp I и было менее выражено для рестриктазы Rsa I. В современной почве горизонты AJ и ВМК также разделялись, а в па-

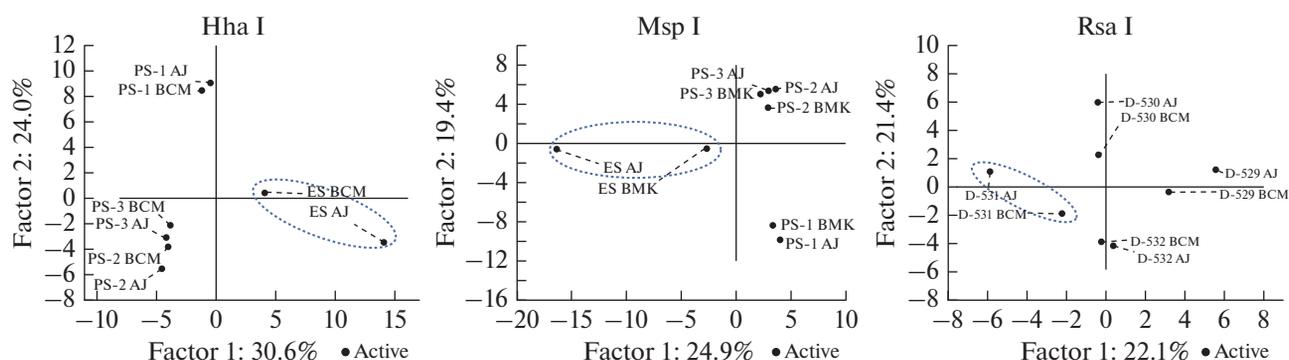


Рис. 3. Распределение микробных сообществ (горизонты AJ и ВМК) современной почвы (ES) и палеопочв (PS) в плоскости главных компонент.

Таблица 1. Описание наборов TR-фрагментов палеопочв (PS-1, PS-2, PS-3) и современной почвы (ES)

Параметр	PS-2		PS-2		PS-1		ES	
	Ae	Bt	Ae	Bt	Ae	Bt	Ae	Bt
Рестриктаза Hha I (нормализованная флуоресценция 12267 ед.)								
Число TR-фрагментов	74	41	44	49	81	67	57	88
TR-фрагменты с RFU > 50	29	26	41	34	51	46	56	44
Их флуоресценция (% от общей)	88	92	95	93	93	95	99	87
TR-фрагменты для таксономической идентификации (% от общей флуоресценции)	59	79	34	36	47	50	34	27
Рестриктаза Msp I (нормализованная флуоресценция 20069 ед.)								
Число TR-фрагментов	112	44	91	81	126	110	97	121
TR-фрагменты с RFU > 50	52	44	50	51	61	54	64	59
Их флуоресценция (% от общей)	94	100	94	99	93	94	94	93
TR-фрагменты для таксономической идентификации (% от общей флуоресценции)	16	47	46	44	34	45	33	36
Рестриктаза Rsa I (нормализованная флуоресценция 1532 ед.)								
Число TR-фрагментов	12	16	17	20	21	18	14	16
TR-фрагменты с RFU > 23	12	10	17	17	15	16	14	13
Их флуоресценция (% от общей)	100	94	100	97	95	100	100	96
TR-фрагменты для таксономической идентификации (% от общей флуоресценции)	36	79	69	73	88	88	50	65

леопочвах группировались рядом. Различия в разнообразии рестриктов в горизонтах современной почвы и отсутствие различий в палеопочвах объясняются длительным погребением палеопочв и изоляцией их горизонтов AJ от поступления органического вещества.

Таксономический анализ. Концентрация TR-фрагментов, взятых для таксономической идентификации (их флуоресценция), составляла 34–59% от общей флуоресценции для Hha I, 16–47% для Msp I и 36–88% для рестриктазы Rsa I. Сравнение триад TR-фрагментов с таковыми базы данных (табл. S1) позволило выявить 40 бактериальных групп, среди которых 23 группы были обнаружены в современной почве, 36 групп в PS-1, 25 групп в PS-2 и 10 групп в PS-3. Обнаруженные микроорганизмы были как спорообразующими, так и не спорообразующими, многие из них были галотолерантны. Двадцать пять групп бактерий были грамтрицательными микроорганизмами, из них пять групп принадлежали к α-, восемь – к β-, три – к γ- и одна – к δ-протеобактериям, а пятнадцать групп были грамположительными.

Девять групп бактерий были общими для всех почв хроноряда. Среди них были бактерии, близкие к *Thermomicrobium reseum*, *Rhodobacter capsula-*

tus, *Erythrobacter longus*, *Eubacterium lentum*, *Clavibacter cynodontis*, *Anaerobranca* и *Streptomyces scabiei*. Две группы бактерий были обнаружены только в современной почве (подразделение *Nitrospina* и *Nostoc muscarum*). Восемь групп были обнаружены только в палеопочве PS-1 (*Fibrobacter*, *Bdelvibrio*, *Microbacterium aurum*, *Sporomusa paucivorans*, *Taylorella asinigenitalis*, *Leptotrix mobilis*, *Bacillus cereus*, *Nitrosospira multififormis*). Одна группа была обнаружена только в палеопочве PS-2 (*Halobacillus litoralis*). Общими для современной почвы и PS-1 были четыре группы (близкие к *Methylocystis parvus*, *Pseudomonas amygdalis*, *Kibdelosporangium*, *Lactobacillus*). Общей для современной почвы и PS-2 была одна группа (*Salixigens*). В самой древней палеопочве PS-3 мы не обнаружили бактериальных групп, не выявленных в других почвах. Эта палеопочва не содержала бактериальных групп, обнаруженных как в современной почве, так и в палеопочвах PS-1, так и PS-2, возможно, из-за ее гораздо более длительного периода погребения. Две палеопочвы (PS-1 и PS-2) содержали шесть групп бактерий (*Thermus thermophilus*, *Aurantiaca*, *Rhodothermus*, *Paenibacillus*, *Rubrivorax*, *Xanthomonas*), не обнаруженных в современной почве и наиболее древней PS-3. Таким образом, палеопочву PS-1 можно охарактеризовать как

наиболее богатый резервуар бактериального разнообразия: помимо общих для всех почв хроноряда, в ней были бактериальные группы, общие с PS-2, и специфические лишь для нее одной.

Анализ распределения групп бактерий между горизонтами AJ и ВМК (табл. S2) показал, что в палеопочвах 68–88% бактериальных групп были обнаружены в обоих горизонтах. Поскольку только в современной почве поступали надземные питательные вещества, 50% обнаруженных групп были зафиксированы в горизонте AJ и 83% – в горизонте ВМК. Общими для обоих горизонтов современной почвы были восемь групп бактерий; в самой древней палеопочве PS-3 таких групп было семь, и, напротив, две палеопочвы PS-2 и особенно PS-1 содержали гораздо больше таких бактериальных групп – 14 и 19 соответственно.

Большинство групп бактерий отражают функционирование почвенной биоты в почвах. Среди них были группы, близкородственные бактериям, участвующим в N-цикле (*Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Azoarcus*), ризобактериям, стимулирующим рост растений (*Rhizobium*, *Paenibacillus*, *Burkholderia*), связанным с ризопланой (*Pseudomonas*, *Bacillus*) [2, 12, 14]. Обнаружено близкое родство с бактериями-эндофитами, среди которых патогены растений (*Leucobacter* и *Xanthomonas*, *Echinospira*) [1] и микроорганизмов (*Bdellovibrio* и *Acholeplasma*) [5], бактерии, связанные с желудочно-кишечным трактом беспозвоночных и млекопитающих (*Bacillus*, *Rhodothermus*) [13, 25], и патогены беспозвоночных (*Sporomusa*) и млекопитающих (*Bordetella*, *Taylorella*) [25, 18].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Бактериальное разнообразие в почвах педохроноряда было высоким и варьировалось в зависимости от времени возведения кургана. Наибольший интерес представляли две палеопочвы PS-1 (2400–2300 лет до н. э.) и PS-2 (3100–2600 лет до н. э.), поскольку они были погребены в период “аридизации” (вторая половина III тысячелетия до н. э.), а PS-1 – в наиболее засушливом интервале этого периода. Бактериальное разнообразие в верхнем и нижележащем горизонтах палеопочв различалось не так четко, как в современной почве, поскольку они были отрезаны от поступления растительных остатков и органического вещества, и горизонты находились в сходных условиях. После погребения микробные палеосообщества претерпели определенную сукцессию, которая привела к сближению их разнообразия. Это особенно проявилось в палеопочве PS-3 (3900–3700 лет до н. э.), в которой сохранились наиболее устойчивые и распространенные бактериальные группы. Палеопочвы PS-1 и PS-2 содержали как специфические для них бактериальные группы, так и группы общие с современной почвой. Наиболее

разнообразным было микробное сообщество в палеопочве PS-1: наряду с общими для хроноряда бактериальными группами в ней были и более специфические. Выявленные группы бактерий указывают на активное функционирование почвенной флоры и фауны, в том числе млекопитающих, о чем свидетельствует наличие присущей им патогенной микрофлоры. Таким образом, мы полагаем, высокое микробное разнообразие в палеопочвах, погребенных во второй половине III тысячелетия до н. э., связано с изменением внутригодового хода атмосферных осадков, а именно с увеличением количества летних осадков, которые поддерживали растительный покров, обеспечивая поступление питательных веществ в почву и тем самым обеспечивали бактериальное разнообразие.

ФИНАНСОВАЯ ПОДДЕРЖКА И БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (грант 19-18-00406-П), химическая часть – по Государственной программе России № 121041500047-3, генетическая часть – по программе Фонда Фулбрайта. Мы глубоко благодарны проф. Дж.Л. Тиджи и Др. Т.Л. Маршу за поддержку во время пребывания в Центре микробной экологии (МГУ) и проф. Н.И. Шишлиной (Государственный исторический музей, Россия) за возможность отбора почвенных образцов во время археологических раскопок.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Микроорганизмы, выявленные в почвах педохроноряда (ES – современная почва, PS – палеопочвы, н.о. – не обнаружены), наиболее близкие к содержащимся в базе данных Мичиганского Университета (RDP).

Таблица S2. Распределение выявленных групп микроорганизмов в горизонтах AJ и ВМК (ES – современная почва, PS-палеопочвы).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Baccon C.W., Hinton D.M.* Bacillus mojavensis: its endophytic nature, the surfactions, and their role in the plant response to infection by Fusarium verticillioides // *Bacteria in Agrobiolology: Plant Growth Responses*. Springer Heidelberg–Dordrecht–London, N.Y., 2011. P. 21–40.
2. *Beneduzi A., Passaglia L.M.P.* Genetic and phenotypic diversity of plant growth promoting bacilli // *Bacteria in Agrobiolology: Plant Growth Responses*. Springer Heidelberg–Dordrecht–London, N.Y., 2011. P. 1–20.
3. *Blackwood C.B., Marsh T.L., Kim S.-H., Paul E.A.* Terminal restriction length polymorphism data analysis for quantitative comparison of microbial communities //

- Appl. Environ. Microbiol. 2003. V. 69. P. 926–932.
<https://doi.org/10.1128/AEM.69.2.926-932>
4. *Blagodatskaya E.V., Khokhlova O.S., Anderson H., Blagodatskii S.A.* Extractable Microbial DNA Pool and Microbial Activity in Paleosols of Southern Urals // *Microbiology*. 2003. V. 72(6). P. 750–755.
 5. *Chernov V.M., Mukhametshina N.E., Gogolev Yu.V., Abdrakhmanov F.A., Chernova O.A.* Adaptive reactions of micoplasmata in vitro: “viable but unculturable forms” and nanocells of *Acholeplasma laidlawii* // *Microbiology*. 2005. V. 74(4). P. 428–433.
 6. *Chernov T., Zhelezova A., Kutovaya O., Makeev A., Tkhakakhova A., Bgazhba N., Kurbanov F., Rusakov A., Puzanova T., Khokhlov O.* Comparative analysis of the structure of buried and surface soils by analysis of microbial DNA // *Microbiology*. 2018. V. 87. P. 833–841.
<https://doi.org/10.1134/S0026261718060073>
 7. *Delgado-Baquerizo M., Maestre F., Reich P., Trivedi P., Osana Yu., Liu Yu.R., Hamonts K., Jeffries T.K., Singh B.* Carbon content and climate variability drive global soil bacterial diversity patterns // *Ecological Monographs*. 2016. V. 86(3). P. 373–390.
<https://doi.org/10.1002/ecm.1216>
 8. *Demkin V.A., Borisov A.V., Udaltsov S.N.* Paleosols and climate in the southeast of the Central Russian Upland during the middle and late bronze ages (the 25th–15th centuries BC) // *Eurasian Soil Science*. 2010. V. 43. P. 5–14.
<https://doi.org/10.1134/S1064229310010023>
 9. *Demkina T.S., Borisov A.V., Demkin V.A., Khomutova T.E., Kuznetsova T.V., El'tsov M.V., Udaltsov S.N.* Paleoeological crisis in the steppes of the Lower Volga region in the middle of the Bronze Age (III-II centuries BC) // *Eurasian Soil Science*. 2017. V. 50(7). P. 791–804.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317070018>
 10. *Demkina T.S., Borisov A.V., El'tsov M.V., Demkin V.A.* Comparative characterization of microbial communities in kurgans, paleosols buried under them and background surface soils in the steppe zone of the Lower Volga region // *Eurasian Soil Science*. 2007. V. 40(6). P. 665–674.
 11. *Demkina T.S., Borisov A.V., Khomutova T.E.* Comparative characteristics of recent and buried soils association in the desert steppe zone on the Volga-Don interfluvium // *Eurasian Soil Science*. 2019. V. 52(11). P. 1321–1332.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319110024>
 12. *Golovchenko A.V., Semenova T.A., Anisimova O.V., Dobrovolskaya T.G., Glukhova T.V., Stepanov A.L.* The Structure of Microbial Communities in Soils of Non-cryogenic Regressive Bog // *Eurasian Soil Science*. 2020. V. 53. P. 668–674.
<https://doi.org/10.1134/s1064229320050063>
 13. *Indiraghandi P., Anandham R., Sa T.M.* Functional significance of insect gut bacteria and their role in host insect processes, development, and crop production // *Bacteria in Agrobiolgy: Plant Growth Responses*. Springer Heidelberg–Dordrecht–London, N.Y., 2011. P. 309–334.
 14. *Jha C.K., Aeron A., Patel B.V., Maheshwari D.K., Saraf M.* Enterobacter: role in plant growth promotion // *Bacteria in Agrobiolgy: Plant Growth Responses*. Springer Heidelberg–Dordrecht–London, N.Y., 2011. P. 159–182.
 15. *Khomutova T.E., Borisov A.V.* Estimation of microbial diversity in the desert steppe surface soil and buried paleosol (IV mil. BC) using the TRFLP method // *J. Arid Environments*. 2019. V. 171. P. 104004.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104004>
 16. *Khomutova T.E., Demkina T.S., Borisov A.V., Shishlina N.I.* State of microbial communities in paleosols buried under kurgans of the desert steppe zone in the middle Bronze Age (27th–26th centuries BC) in relation to the dynamics of climate humidity // *Eurasian Soil Science*. 2017. V. 50. P. 229–238.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317020065>
 17. *Khomutova T.E., Kashirskaya N.N., Demkina T.S., Kuznetsova T.V., Borisov A.V., Fornasier F., Shishlina N.I.* Precipitation pattern during warm and cold periods in the Bronze Age (around 4.5–3.8 ka BP) in the desert steppes of Russia: soil-microbiological approach for palaeoenvironmental reconstruction // *Quaternary International*. 2019. V. 507. P. 84–94.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.02.013>
 18. *Lang S.S., Donahue J.M., Arata A.B., Goris J., Hansen L.M., Earley D.L., Van Damme P.A.R., Timoney P.J., Hirsh D.* *Taylorella asinigenitalis* sp., a bacterium isolated from the genital tract of male donkeys (*Equus asinus*) // *International J. Systematic and Evolutionary Microbiology*. 2001. V. 51. P. 971–976.
 19. *Liu W.-T., Marsh T.L., Cheng H., Forney L.J.* Characterization of microbial diversity by determining terminal restriction fragment length polymorphisms of genes encoding 16S rRNA // *Appl. Environ. Microbiol.* 1997. V. 63. P. 4516–4522.
 20. *Methods of Soil Analysis (Soil Science Society of America) 1994. Part 1. 667. S. Segou Rd., Madison, WI 53711, USA.*
 21. *Nikitin D.A., Semenov M.V., Chernov T.I., Ksenofontova N.A., Zhelezova A.D., Ivanova E.A., Khitrov N.B., Stepanov A.L.* Microbiological Indicators of soil ecological functions: a review // *Eurasian Soil Science*. 2022. V. 55(2). P. 221–234.
<https://doi.org/10.1134/s1064229322020090>
 22. *Semenov M.V., Chernov T.I., Zhelezova A.D., Nikitin D.A., Tkhakakhova A.K., Ivanova E.A., Xenofontova N.A., Sycheva S.A., Kolganova T.V., Kutovaya O.V.* Microbial communities of Interglacial and Interstadial paleosols of the Late Pleistocene // *Eurasian Soil Science*. 2020. V. 53(6). P. 772–779.
<https://doi.org/10.1134/S1064229320060101>
 23. *Shishlina N., Azarov E., Dyatlova T., Roslyakova N., Bachura O., Van der Plicht J., Kalinin P., Idrisov I., Borisov A.* Innovative seasonal migrations and subsistence system of the mobile pastoralists of the desert-steppe zone of Eurasia: role of social groups // *Stratum plus: Archaeology and Cultural Anthropology*. 2018. V. 2. P. 69–90.
 24. *Shishlina N.I., Van der Plicht J., Hedges R.E.M., Zazovskaya E.P., Sevastyanov V.S., Chichagova O.A.* The Catacomb cultures of the North-West Caspian steppe: 14C chronology, reservoir effect, and paleodiet // *Radiocarbon*. 2007. V. 49(2). P. 713–726.
<https://doi.org/10.1017/S0033822200042600>
 25. *Soumana I.H., Linz B., Harvill E.T.* Environmental origin of the genus *Bordetella* // *Front. Microbiol.* 2017. V. 8. P. 28.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00028>
 26. *Vos M., Wolf A., Jennings S., Kowalchuk G.* Micro-scale determinants of bacterial diversity in soil // *FEMS Microbiology Reviews*. 2013. V. 37(6). P. 936–954.
<https://doi.org/10.1111/1574-6976.12023>

Microbial Diversity in Buried Steppe Palaeosols in Relation to Former Pattern of Annual Precipitation

T. E. Khomutova^{1, *} and A. V. Borisov¹

¹*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science, Pushchino Center for Biological Research of the Russian Academy of Sciences, ul. Institutskaya, 2/2, Pushchino, Moscow region, 142290 Russia*

**e-mail: khomutova-t@rambler.ru*

Comparison of microbial diversity in the exposed surface Cambisol and palaeosols buried beneath kurgans from 3900–3700 to 2400–2300 cal BC in the desert-steppe zone of the Ergeny Upland was carried out. Chemical and morphological properties of palaeosols differed indicating different natural conditions of the time of kurgan erection. Microbial diversity in Ae and Bt horizons was studied by the TRFLP method. Using the RDP database, the taxonomic identification of bacterial phylotypes was carried out. Bacterial communities were diverse and reflected the functioning of soil biota, including plant and fauna pathogens. In the exposed surface soil bacterial diversity in Ae and Bt horizons differed, while in palaeosols they were more similar. In the most ancient palaeosol buried at 3900–3700 cal BC, bacterial groups were common to other palaeosols and/or to the exposed surface soil. In contrast, two palaeosols buried at the arid periods of the Bronze Age (second half of 3rd Millennium BC) had more specific bacterial groups, especially the palaeosol buried on the peak of climate aridization (2400–2300 cal BC). High microbial biodiversity of buried soils of arid periods is related to the changes in the intra-annual course of precipitation.

Keywords: annual precipitation, buried palaeosols, microbial diversity

АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 631.445.4

АГРОФИЗИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО
СЛАБОЭРОДИРОВАННОГО В ДЛИТЕЛЬНОМ ОПЫТЕ
В РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ© 2022 г. Э. А. Гаевая^а, *, О. С. Безуглова^а, Е. Н. Нежинская^а^аФедеральный Ростовский аграрный научный центр,
ул. Институтская, 1, п. Рассвет, Аксайский район, Ростовская обл., 346735 Россия

*e-mail: emmaksay@inbox.ru

Поступила в редакцию 10.03.2022 г.

После доработки 19.05.2022 г.

Принята к публикации 30.06.2022 г.

Представлены результаты исследований на экспериментальных полях опыта, заложенного на склоне балки Большой Лог Аксайского района Ростовской области, зарегистрированного в Российской Географической сети длительных опытов с удобрениями (аттестат № 169). Проанализированы данные об изменении в течение 35-летнего периода содержания органического углерода ($C_{\text{орг}}$), суммы обменных оснований и показателей структурно-агрегатного состава старопахотных земель, расположенных на склоне юго-восточной экспозиции крутизной 3.5° – 4.0° . Почва – чернозем обыкновенный карбонатный тяжелосуглинистый на лёссовидном суглинке (Naplic Chernozem (Loamic)). В результате длительного применения различных технологий возделывания сельскохозяйственных культур на слабо эродированном склоне было отмечено изменение свойств пахотного слоя. Процессы деградации в виде смыва почвы отмечены в 74.2% лет из 35-летнего периода наблюдений в зависимости от складывающихся метеорологических условий. Экстенсивная система земледелия в севооборотах различной эрозионной устойчивости провоцирует уменьшение содержания $C_{\text{орг}}$ с 3.80–3.83 до 3.58–3.69%. Использование систем земледелия на адаптивно-ландшафтной основе позволило сократить потери почвы. Применение почвозащитных севооборотов на эрозионно-опасном склоне сокращает смыв почвы на 35.0–52.5%. На фоне внесения органических и минеральных удобрений в средних дозах ($N_{46}P_{24}K_{30}$) процессы деградации уменьшаются, формируется бездефицитный баланс гумуса: содержание $C_{\text{орг}}$ стабилизируется на уровне 3.78–3.88%. Увеличение дозы внесения минеральных удобрений ($N_{84}P_{30}K_{48}$) в 1.5 раза и введение в севооборот 40% многолетних трав приводит к увеличению содержания $C_{\text{орг}}$ до 4.09–4.12%. Установлена тесная корреляционная зависимость ($r = 0.90$) между суммой обменных оснований и содержанием $C_{\text{орг}}$ в почве. Увеличение $C_{\text{орг}}$ и суммы обменных оснований приводит к изменению структуры почвы. Отмечено уменьшение количества глыбистых структурных агрегатов >10 мм за счет увеличения доли агрегатов, относящихся к агрономически ценной размерности 7–2 мм, и пылевой фракции (<0.25 мм). На основе статистического анализа выделены две главные компоненты (ГК), описывающие 79.1% общей дисперсии агрегатов (ГК1 – 40.6%, ГК2 – 38.5%). Увеличение количества мезоагрегатов в ГК1 при уменьшении вклада фракции размером >10 свидетельствует о процессах деградации почвы. При рассеивании в воде наибольший вклад в дисперсию первых двух компонент вносят фракции размером 5–7; 2–3 и 0.25–0.5 мм.

Ключевые слова: смыв почвы, органический углерод, обменные основания, структурно-агрегатный состав, средневзвешенный диаметр агрегатов, анализ главных компонент

DOI: 10.31857/S0032180X22110053

ВВЕДЕНИЕ

Продолжительное возделывание сельскохозяйственных культур на склонах с применением различных систем земледелия сопровождается развитием эрозии и влияет на комплекс почвенных свойств. Существенные изменения происходят в водно-физических и агрохимических свойствах: уменьшаются показатели водостойчивости и водопроницаемости почв, запасов продуктивной влаги, доли агрегатов размером 1–2 мм, содержа-

ния органического углерода, питательных элементов (N, P) и соотношение C/N. Эти изменения связаны с технологическими особенностями обработки почвы и процессами эрозии [10, 16].

Потенциальная опасность эрозии определяется целым рядом факторов, включая топографию, климат, свойства почвы, виды сельскохозяйственных культур и методы их возделывания, характер землепользования и площадь территории. Даже такой фактор как характер поверхности мо-

жет повлиять на интенсивность проявления эрозионных процессов: первоначально ровные, однородные поверхности в меньшей степени подвержены потерям почвы, чем исходно комковатые шероховатые поверхности [48]. И это одна из причин того, что развитие эрозионных процессов на пашне приводит к большей потере частиц диаметром <0.25 мм [18, 22, 45].

В последние годы в связи с потеплением климата проявление эрозионных процессов смещается с весны на зиму, что можно объяснить увеличением зимнего стока, вызванного сдвигом сроков таяния снега в сторону зимы [17, 42]. Учеными из Китайской Республики был проведен анализ эрозии почвы с 1980 по 2019 г. Наибольший прирост показала водная эрозия в полупустынных районах (+7.4%) и ветровая эрозия в засушливых районах (+3.2%). В среднем глобальное потепление усилило эрозию почвы на 2.1% [21, 47, 50].

Многолетнее использование почв как пахотных земель приводит к ухудшению их структурного состояния за счет формирования глыбистой структуры (агрегаты размерностью >10 мм) при уменьшении содержания агрономически ценных агрегатов и снижения коэффициента структурности ($K_{стр}$). Значительно уменьшается и содержание наиболее ценной фракции агрегатов (5–1 мм) как на бессменном парующей почве, так и при бессменном возделывании сельскохозяйственных культур. Сокращается и количество водоустойчивых агрегатов, причем средневзвешенный диаметр (СВД) водоустойчивых агрегатов становится существенно меньше оптимальных значений [13, 23].

Изучение структурного состояния верхнего гумусированного горизонта пашни и почв с нарушенным строением показало, что содержание агрономически ценных агрегатов в биоценозах (луг, залежь, сенокосы) больше, чем на пашне [3, 4]. При распашке агрегаты дробятся на более мелкие отдельные, образуются частицы размером <0.25 мм, которые могут слипаться в водоустойчивые макроагрегаты и глыбы >10 мм. Оставление почвы в залежном состоянии приводит к восстановлению структуры и увеличению количества фракций размерностью от 10 до 3 мм [38].

На существование положительной связи между содержанием микроагрегатов и углерода в гумусовых горизонтах указывалось давно. Наличие такой связи подтверждено на представительном ряде почв, однако начинается она проявляться только при содержании гумуса $>2-3\%$ [36].

Устойчивость агрегатов уменьшается с уменьшением суммы обменных оснований и содержания органических коллоидов [7, 46, 49]. В почвенном поглощающем комплексе (ППК) за 50–60 лет изменения происходят под влиянием как природного, так и антропогенного воздействия. Форми-

рование ППК идет под воздействием всех экологических факторов в ходе почвообразования и эволюции почв [8]. Убыль обменных оснований в черноземных почвах составляет за полувековой период 13–54% [11, 28]. Распашка лесных почв и возделывание на них сельскохозяйственных культур в течение 15 лет также сопровождается уменьшением суммы обменных оснований и содержания органического вещества [53].

Структура агрочерноземов определяется не только особенностями водного и теплового режимов, но и активным механическим вмешательством, что влияет, во-первых, на скорость агрогенного преобразования структуры, во-вторых, на мощность охваченного преобразованиями слоя. Трансформация структуры в основном ограничивается агрогоризонтом. Наступление равновесия между разрушением и новообразованием структуры во многом зависит от применяемых севооборотов, систем обработки почвы и агротехнологий [19]. Так, введение прямого посева существенно изменяет особенности трансформации органического вещества и биологическую активность в черноземах обыкновенных [37, 39].

На агрофизические показатели чернозема влияют и различные способы основной обработки почвы: вспашка обеспечивает лучшие агрофизические показатели по структуре и плотности сложения; мелкая плоскорезная обработка приводит к ухудшению агрофизических свойств почвы [25].

Регулировать структуру почвы в пахотном слое можно внесением различных органо-минеральных удобрений. Поступление удобрений способствует интенсивному развитию почвенной микрофлоры, которая участвует в том числе и в образовании органического вещества. Органическая система в сравнении с неудобренными посевами увеличивает количество агрономически ценных агрегатов и улучшает структуру почвы. Свежепоступившее органическое вещество почвы участвует в оструктуривании почвенных отдельных, склеивая пылевидные частицы в более крупные агрегаты, которые в меньшей степени подвержены смыву и размыву [9, 24, 27, 30, 43, 51, 55].

Почва – сложный комплекс, в состав которого входят различные минеральные и органические вещества. Гедройц [8] указывал, что максимальная производительность почвы, то есть величина урожая, который почва способна давать, находится в теснейшей зависимости от величины и свойств ППК, а процесс почвообразования состоит, главным образом, в изменении, создании и разрушении поглощающего комплекса почв. Потенциальная катионообменная емкость и насыщение основаниями играют важную роль в механизмах связывания органического углерода [46]. Органическое вещество почвы играет важную роль в об-

менном поглощении катионов в почвах и его плотительная способность намного больше, чем емкость поглощения минералов [45].

Часть черноземов России выпажана в результате интенсивного использования, содержит недостаточное количество гумуса, элементов питания растений, характеризуется низкой степенью оструктуренности. Такие почвы уязвимы для засух и суховея, а также водной и ветровой эрозии (дефляции). Поэтому для сохранения и повышения их плодородия необходимо проводить комплекс агротехнических, агрохимических и мелиоративных мероприятий, направленных на сохранение и накопление влаги с помощью лесонасаждений, снегозадержания и применения различных органических удобрений, минеральных туков [35].

Длительные опыты позволяют исследовать происходящие с почвой изменения под воздействием природных и антропогенных факторов: оценить в динамике влияние удобрений, возделываемых культур, систем обработки почвы, метеорологических условий на агрохимические и агрофизические свойства. Преимуществом таких исследований является возможность проводить наиболее объективную и достоверную оценку потерь и накопления органического вещества при различных агрогенных воздействиях. Однако для установления количественных закономерностей временной динамики органического углерода в стационарных полевых опытах необходимо решение ряда теоретических и методологических проблем [14].

Цель исследования – определить влияние длительного применения различных технологий возделывания сельскохозяйственных культур на слабо эродированном склоне на комплекс агрофизических свойств в пахотном слое чернозема обыкновенного карбонатного.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Полевые исследования проводили в 1986–2021 гг. в длительном стационарном эксперименте на склоне балки Большой Лог Аксайского района Ростовской области. Почвенный покров участка представлен черноземом обыкновенным карбонатным на лёссовидном суглинке (согласно международной классификации WRB – *Na_{pl}ic Chernozem (Loamic)* [52]). Мощность $A_{\text{пах}}$ – 25–30 см, $A + B$ – от 40 до 60 см – в зависимости от смывости. Плотность почвы в пахотном слое варьирует в пределах 1.10–1.25 г/см³. Пористость пахотного слоя – 61.5, подпахотного – 54%. Полевая влагемкость составляет 30–35 вес. %, влажность завядания – 14.5–15.6%.

Склон юго-восточной экспозиции крутизной до 3.5°–4.0°, эрозионные процессы выражены слабо. Слой весеннего стока 10% обеспеченности –

52 мм, среднегодовой сток около 20 мм [6]. Опыт зарегистрирован в Российской Географической сети длительных опытов с удобрениями (аттестат № 169).

Климат зоны проведения исследований – засушливый, умеренно жаркий, континентальный. Среднее многолетнее количество осадков составляет 492 мм. За весенне-летний период выпадает 260–300 мм. Среднегодовая температура составляет 8.8°C, средняя температура января минус 6.6°C, июля +23°C, минимальная зимой – минус 41°C, максимальная летом – до 40°C. Сумма активных температур 3210°–3400°. Частые явления – суховеи, имеют место пыльные бури различной интенсивности [31].

Факторами опыта являются севообороты и система удобрений. Севообороты развернуты во времени и пространстве в трехкратном повторении в пяти полях (табл. 1). Они построены так, что в одном направлении убывает неустойчивый к эрозии компонент структуры посева (чистый пар) с 20 до 0%, с другой стороны, возрастает эрозионно-устойчивый компонент (многолетние травы) от 0 до 40%.

Применяли 3 уровня питания растений: 0 – естественное плодородие; первый уровень минерального удобрения – $N_{46}P_{24}K_{30}$, второй – $N_{84}P_{30}K_{48}$ на 1 га севооборотной площади. Органические удобрения вносили с первой по пятую ротацию севооборота в чистый пар и под пропашные культуры в дозе 5 и 8 т полуперепревшего навоза крупного рогатого скота.

Использовали основную обработку почвы – отвальную, выполняемую плугом ПН-4-35 под яровые культуры: под горох, сою – на глубину 23–25 см, под ячмень на 20–22 см, под паровое поле и пропашные культуры на глубину 27–30 см.

Количество смывтой почвы определяли по изменению водорозин. Для этого измеряли глубину, ширину и длину водорозин с последующим определением объема смывтой почвы в тоннах с 1 га [12].

Определение структурно-агрегатного состава почвы проведено в образцах с ненарушенной структурой. Образцы отбирали после основной обработки почвы, послойно до глубины 30 см с интервалом в 10 см. Полученные результаты усреднены для пахотного слоя. Выделение агрегатов и определение водоустойчивости структурных отдельностей проведено просеиванием на воздухе и в воде по методу Саввинова [5].

По результатам просеивания на воздухе определяли коэффициент структурности ($K_{\text{стр}}$) по формуле (1):

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

Таблица 1. Схема чередования культур в севооборотах

Севооборот А	Севооборот В	Севооборот С
1. Чистый пар	1. Зернобобовые (горох, соя)	1. Пропашные культуры (кукуруза на силос; на зерно)
2. Озимая пшеница	2. Озимая пшеница	2. Озимая пшеница
3. Озимая пшеница	3. Пропашные культуры (кукуруза на силос, подсолнечник)	3. Яровой ячмень
4. Пропашные культуры (кукуруза на силос, подсолнечник)	4. Яровой ячмень	4. Многолетние травы (выводное поле)
5. Яровой ячмень	5. Многолетние травы (выводное поле)	5. Многолетние травы (выводное поле)

где над чертой сумма агрономически ценных агрегатов 10–0.25 мм, под чертой – сумма агрегатов глыбистой и пылевой фракций.

По результатам просеивания в воде определяли коэффициент водоустойчивости ($K_{\text{вв}}$) по формуле (2):

$$K_{\text{вв}} = \frac{\sum(7-0.25 \text{ мм})}{\sum(>7 \text{ мм}, <0.25 \text{ мм})}, \quad (2)$$

где над чертой сумма водостойких агрегатов размером 7–0.25 мм; под чертой сумма агрегатов размером >7, <0.25 мм.

Средневзвешенный диаметр (СВД) агрегатов для просеивания на воздухе и в воде рассчитывали по формуле (3):

$$\text{СВД} = \frac{d_1 p_1 + p_2 d_2 + \dots + p_n d_n}{100}, \quad (3)$$

где, d_1, d_2, d_n – средний диаметр фракций, мм; p_1, p_2, p_n – содержание данной фракции, % [33].

Содержание органического вещества в почве ($C_{\text{орг}}$) определяли по методу Тюрина (ГОСТ 26213-91), сумму обменных оснований – по методу Каппена [1].

Математическую обработку полученных результатов проводили с использованием Microsoft Excel и программе Statistica 13.3. В таблицах представлены средние значения (M) и их стандартные отклонения ($\pm \text{SEM}$).

Для уменьшения размерности данных был использован анализ главных компонент (Principal Component Analysis – PCA) который является одним из широко используемых методов, направленных на изучение закономерностей при обработке многомерных данных. Он считается наиболее эффективным способом понижения размерности данных, позволяющий описывать объекты меньшим числом обобщенных показателей – главными компонентами (ГК). Анализ проведен на основе корреляционной матрицы с использованием программного обеспечения [26].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Смыв почвы. Длительные опыты позволяют вести наблюдение в динамике за несколькими показателями одновременно. Одним из признаков деградации склоновых земель является смыв почвы. Вместе с водой вниз по склону уносится плодородный слой почвы. В зависимости от складывающихся метеорологических условий смыв почвы наблюдался не каждый год. В период с 1990 по 2020 гг. смыв почвы был отмечен в 74.2% лет. В остальные годы условия периода весеннего снеготаяния и летние ливни процессов эрозии не вызывали. Интенсивность смыва почвы также зависела от складывающихся условий. Наибольшее количество смытой почвы на полях, не имеющих почвозащитного комплекса, составило 18.5 т/га [20]. Предельно допустимые потери почвы для Ростовской области составляют 3.5 т/га в год – это то количество почвы, которое может образоваться в течение года в естественных ценозах [29].

Использование систем земледелия на ландшафтной основе, почвозащитных севооборотов в длительном стационарном опыте позволило сократить эти потери. В изучаемых севооборотах, в зависимости от их конструкции, эрозионные процессы имели разную интенсивность. Для изучения эрозионной устойчивости склонов за контрольный вариант был взят севооборот А, в структуру посевных площадей которого входило поле с 20% чистого пара. Эрозионная устойчивость других севооборотов была сопоставлена с севооборотом А. Наибольшее количество смытой почвы было отмечено в севообороте с 20% чистого пара и составляло 5.8 т/га. Севооборот В с 20% многолетних бобовых трав (люцерна и эспарцет) занимал промежуточное положение. В этом севообороте смыв почвы составлял 3.8 т/га, то есть уменьшение смыва составило 35.5%. По мере увеличения доли многолетних трав до 40% количество смытой почвы уменьшилось более чем в 2 раза: до 2.8 т/га, и соответственно уменьшение смыва достигало 52.5% (севооборот С). Оценить степень развития эрозионных процессов можно по коэф-

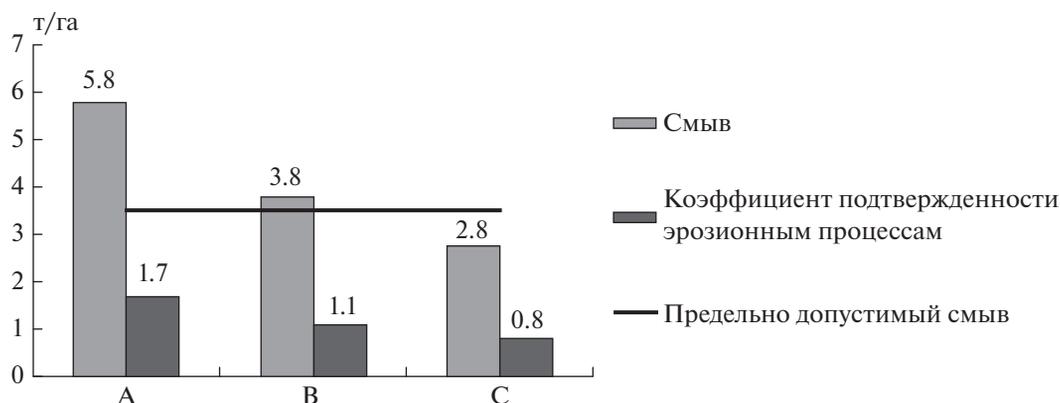


Рис. 1. Смыв почвы в зависимости от конструкции севооборота (севооборот А, имеющий в структуре посевов 20% чистого пара и 0% многолетних трав; севооборот В – 0% чистого пара и 20% многолетних трав; севооборот С – 0% чистого пара и 40% многолетних трав). Жирной линией отмечен предельно допустимый смыв почвы, составляющий 3.5 т/га в год [30].

фициенту подверженности эрозионным процессам, который рассчитывается как отношение предельно допустимого смыва к фактическому. Из рис. 1 видно, что с увеличением доли многолетних трав до 40% коэффициент подверженности эрозионным процессам уменьшается в 2 раза.

Влияние агрохимических свойств почвы на структурно-агрегатный состав. Устойчивость почвы к процессам деградации в ландшафтном земледелии можно оценить по нескольким показателям, в числе которых смыв почвы, потеря гумуса и биогенных элементов. Содержание гумуса в почвах является ключевым показателем их потенциального плодородия и агроэкологической устойчивости [15]. На пахотных почвах потери органического вещества происходят из-за минерализации, отчуждения с сельскохозяйственными культурами и влияния ветровой и водной эрозии [2].

Исследованиями установлено уменьшение содержания $C_{\text{орг}}$ в зависимости от интенсивности технологии возделывания сельскохозяйственных культур, способа обработки почвы, жидкого и твердого стоков [30, 34, 54]. Баланс $C_{\text{орг}}$ в почве зависит от соотношения количества образованного и расходуемого $C_{\text{орг}}$ и может быть дефицитным, бездефицитным и расширенным. Исходное содержание $C_{\text{орг}}$ в почве при закладке стационарного опыта составляло 3.8–3.83%. Через 10 лет к концу второй ротации в севообороте А, имеющем в структуре посевных площадей 20% чистого пара, на варианте опыта без внесения минеральных удобрений среднестатистическая потеря $C_{\text{орг}}$ была равна 0.22%. В пересчете на 1 га севооборотной площади потеря почвы из пахотного слоя составила 7.9 т/га. Внесение минеральных и органических удобрений ($N_{46}P_{24}K_{30} + 5$ т навоза) сократило разницу в содержании $C_{\text{орг}}$ по сравне-

нию с исходным количеством до 0.04% (1.4 т/га). Увеличение дозы внесения удобрений в полтора раза ($N_{84}P_{30}K_{48} + 8$ т навоза) позволило сохранить количество $C_{\text{орг}}$ на исходном уровне. Введение в севооборот В 20% многолетних трав сократило потерю $C_{\text{орг}}$ на варианте естественного плодородия до 0.12% (4.3 т/га). На первом уровне питания потери $C_{\text{орг}}$ были незначительные (0.04% или 1.4 т/га), а на втором - получено достоверное увеличение содержания $C_{\text{орг}}$ по сравнению с исходным (0.04% или 1.4 т/га). Увеличение доли многолетних трав в два раза в структуре посевных площадей в севообороте С на естественном уровне питания растений способствовало сохранению $C_{\text{орг}}$ на исходном уровне, а при внесении удобрений в различных дозах привело к увеличению гумусированности на 0.05–0.08% (1.8–2.9 т/га) (табл. 2).

К концу седьмой ротации севооборотов тенденции в изменении $C_{\text{орг}}$ сохранились. В севооборотах различных конструкций на склоне крутизной 3°–3.5° возделывание сельскохозяйственных культур без внесения удобрений привело к потере $C_{\text{орг}}$ в различных количествах. Наибольшие потери $C_{\text{орг}}$ были отмечены в севообороте А (0.25% или 8.9 т/га). Наличие в севообороте 20% чистого пара приводит к наибольшим потерям почвы в результате эрозионных процессов. В чистом пару наиболее интенсивно происходят процессы минерализации, следствием которых также является потеря $C_{\text{орг}}$. Введение в севооборот 20% многолетних трав сокращает потери $C_{\text{орг}}$ до 0.17% (6.2 т/га), а увеличение доли многолетних трав до 40% – до 0.11% (3.8 т/га). Внесение удобрений в средних дозах позволяет незначительно сократить потери $C_{\text{орг}}$ в севообороте А до 0.18%

Таблица 2. Динамика содержания $C_{орг}$ в слое почвы 0–30 см эродированной пашни (0 – начало ротации, II – вторая ротация, VII – седьмая ротация; (среднее \pm ошибка среднего, $n = 3$))

Уровень питания	Ротация севооборотов			Изменение содержания $C_{орг}$			
				т/га		%	
	0***	II	VII	за 2 ротации	за 7 ротаций	за 2 ротации	за 7 ротаций
Севооборот А – 20% чистого пара и 0% многолетних трав							
0	3.83	3.61 \pm 0.03	3.58 \pm 0.03	–7.9	–8.9	–0.22	–0.25
1		3.79 \pm 0.03	3.65 \pm 0.02*	–1.4	–6.5	–0.04	–0.18
2		3.83 \pm 0.02*	3.95 \pm 0.02**	0.0	4.2	0.00	0.12
Севооборот В – 0% чистого пара и 20% многолетних трав							
0	3.82	3.70 \pm 0.03	3.65 \pm 0.02	–4.3	–6.2	–0.12	–0.17
1		3.78 \pm 0.02	3.78 \pm 0.02*	–1.4	–1.6	–0.04	–0.043
2		3.86 \pm 0.01*	4.09 \pm 0.03**	1.4	9.8	0.04	0.27
Севооборот С – 0% чистого пара и 40% многолетних трав							
0	3.80	3.80 \pm 0.02	3.69 \pm 0.01	0.0	–3.8	0.0	–0.11
1		3.85 \pm 0.02	3.88 \pm 0.02*	1.8	3.0	0.05	0.08
2		3.88 \pm 0.02*	4.12 \pm 0.01**	2.9	11.6	0.08	0.32

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** – SEM не определяли.

(6.5 т/га) и существенно уменьшить их в севообороте В 0.043% (1.6 т/га).

В севообороте С внесение удобрений в средних дозах и удвоенное по площади поле многолетних трав позволяют увеличить содержание $C_{орг}$ (+0.08% или 3.0 т/га).

Внесение органических удобрений в количестве 40 т один раз за ротацию, приводит к расширенному воспроизводству $C_{орг}$ во всех севооборотах [15]. В севообороте А за 7 ротаций прирост $C_{орг}$ составил в среднем 0.12% (4.2 т/га), в севообороте В, имеющем в структуре посевных площадей 20% многолетних трав, прирост $C_{орг}$ увеличился более чем в 2 раза и составил 0.27% (9.8 т/га), а в севообороте С с 40% многолетних трав – почти в 3 раза (0.32%, 11.6 т/га).

В результате проведенного анализа содержания суммы обменных оснований в севооборотах различной эрозионной устойчивости, была выявлена аналогичная динамика, что и в содержании $C_{орг}$. Было установлено наличие тесной корреляционной связи $r = 0.90$ между суммой обменных оснований и $C_{орг}$.

Исходное содержание обменных оснований в почве находилось в пределах от 34.4 до 34.6 мг-экв/100 г почвы. Через две ротации севооборотов содержание обменных оснований уменьшилось в севообороте А на 2.6–4.7; в севообороте В на 9.0–10.7; в севообороте С на 3.8–6.4%. Наиболее значимые изменения произошли в вариантах опыта, где удобрения не вносили (табл. 3).

По окончании седьмой ротации количество обменных оснований уменьшилось в севообороте А на 8.9–11.1; в севообороте В на 5.5–13.3; в севообороте С на 4.4–12.2%. В результате внесения органических и минеральных удобрений в повышенных дозах в севооборотах с многолетними травами была сокращена потеря обменных оснований. Стабилизация процессов деградации за счет фитомелиоративного воздействия многолетних трав и органо-минеральных удобрений оказывает благоприятное воздействие на физические и водно-физические свойства почвы.

Компоненты гумуса участвуют в формировании почвенных агрегатов, выполняя для них скрепляющую и стабилизирующую роль, соединяя микроагрегаты в мезо- и макроагрегаты, обеспечивая их водоустойчивость. В то же время агрегатный состав принимает участие в создании свойств и режимов почв, влияет на процессы разложения органических остатков и их гумификацию, регулируя качественный состав гумуса [32].

В результате длительного сельскохозяйственного использования черноземов обыкновенных изменяется их структурное состояние. Исследования агрегатного состава проводили на варианте опыта внесения доз удобрений, рекомендованных в зональной системе ведения сельского хозяйства. Количество фракции >10 мм уменьшилось за 7 ротаций севооборота более чем в 2 раза. Так, к концу второй ротации севооборотов содержание глыбистых агрегатов колебалось в пределах от 20.9 до 21.5%, а к концу седьмой ротации их количество уменьшилось до 7.1–8.3%. Измене-

Таблица 3. Динамика обменных оснований в слое 0–30 см эродированной почвы (0 – начало ротации, II – вторая ротация, VII – седьмая ротация, мг-экв/100 г почвы, (среднее ± ошибка среднего, $n = 3$))

Уровень питания	Ротация севооборотов			Изменение			
	0	II	VII	за 2 ротации	за 7 ротаций	за 2 ротации	за 7 ротаций
				мг-экв/100 г		%	
Севооборот А							
0	34.4	32.8 ± 0.22	30.6 ± 0.12**	–1.6	–3.8	–4.7	–11.1
1		33.4 ± 0.85	30.9 ± 0.13**	–1.0	–3.5	–2.9	–10.1
2		33.5 ± 0.76	31.3 ± 0.14	–0.9	–3.1	–2.6	–8.9
Севооборот В							
0	34.6	30.9 ± 0.19	30.0 ± 0.19**	–3.7	–4.6	–10.7	–13.3
1		31.4 ± 0.19	31.3 ± 0.18**	–3.2	–3.3	–9.2	–9.5
2		31.5 ± 0.41	32.7 ± 0.17	–3.1	–1.9	–9.0	–5.5
Севооборот С							
0	34.4	32.2 ± 0.26	30.2 ± 0.14**	–2.2	–4.2	–6.4	–12.2
1		32.6 ± 0.25	32.3 ± 0.16**	–1.8	–2.1	–5.2	–6.1
2		33.1 ± 0.22	32.9 ± 0.13	–1.3	–1.5	–3.8	–4.4

* SEM не определяли. ** $p > 0.05$.

ния произошли за счет увеличения вклада агрономически ценных фракций размером 7–10; 5–7; 3–5 и 2–3 мм.

Микроагрегаты 0.02–0.25 мм, скрепленные между собой органическим веществом почвы и корневыми выделениями растений, упакованы в макроагрегаты большего размера, в том числе глыбистые отдельности размером больше 10 мм. При этом крупные макроагрегаты слабоустойчивы при фазовых переходах: при увлажнении такие глыбы разрушаются, а при высушивании вновь образуются. Такие взаимопревращения могут существовать неопределенно долгое время [40]. Длительное возделывание сельскохозяйственных культур приводит к выносу питательных веществ, в том числе и органического вещества почвы. Происходит уменьшение содержания органического вещества почвы, что и приводит к ослаблению межагрегатных связей и разрушению структуры почвы.

Одновременно наблюдается увеличение доли пылевой фракции (<0.25 мм) с 9.1 до 20.0%. Столь значительные изменения объясняются тем, что на старопахотной почве систематическая механическая обработка почвы сельскохозяйственными орудиями на протяжении длительного времени привела к разрушению агрегатов до пылевидной фракции. Одновременно с физическими процессами в почве наблюдался вынос органического вещества с сельскохозяйственной продукцией, а также отмечены потери с твердым стоком [14, 18]. По данным Семенова с соавт. [32] органическое вещество почвы участвует в образовании мега-, макро- и микроагрегатов, а умень-

шение его приводит к разрушению структуры почвы [33] (рис. 2).

В течение семи ротаций произошло уменьшение количества фракций диаметром >10 мм, соответственно $K_{стр}$ в чистом пару и под озимой пшеницей по разным предшественникам увеличился с 2.1 до 3.0. При такой тенденции средневзвешенный диаметр агрегатов уменьшился с 4.4–4.7 до 3.2–3.5 мм. В то же время общее количество агрономически ценных агрегатов за 7 ротаций увеличилось с 68.1–69.4 до 71.6–77.0%. По этому показателю агрономическая оценка структурно-агрегатного состава почвы классифицируется как хорошая (табл. 4).

Такая структура почвы позволяет пропускать воду и воздух и обеспечивает корни водой и питательными веществами. Оструктуренная почва в результате более активных биологических процессов обладает большими запасами элементов питания [41]. Севообороты намного эффективнее, чем бессменные посевы в восстановлении крупных макроагрегатов [40, 44].

Наблюдение в течение семи ротаций севооборотов за динамикой водоустойчивых агрегатов выявило аналогичные закономерности, что и при просеивании на воздухе. Отмечена тенденция к уменьшению количества агрономически ценных агрегатов с 71.3–78.7 до 62.3–74.9% и увеличению доли фракции размером <0.25 мм с 17.1–24.9 до 22.3–34.9%. При этих изменениях наблюдалось уменьшение $K_{вы}$ с 2.5–3.7 до 1.7–3.2, а также СВД с 1.9–2.0 до 1.7–1.9 мм, что существенно ниже показателей оптимума (3–5 мм) [13] (рис. 3, табл. 5).

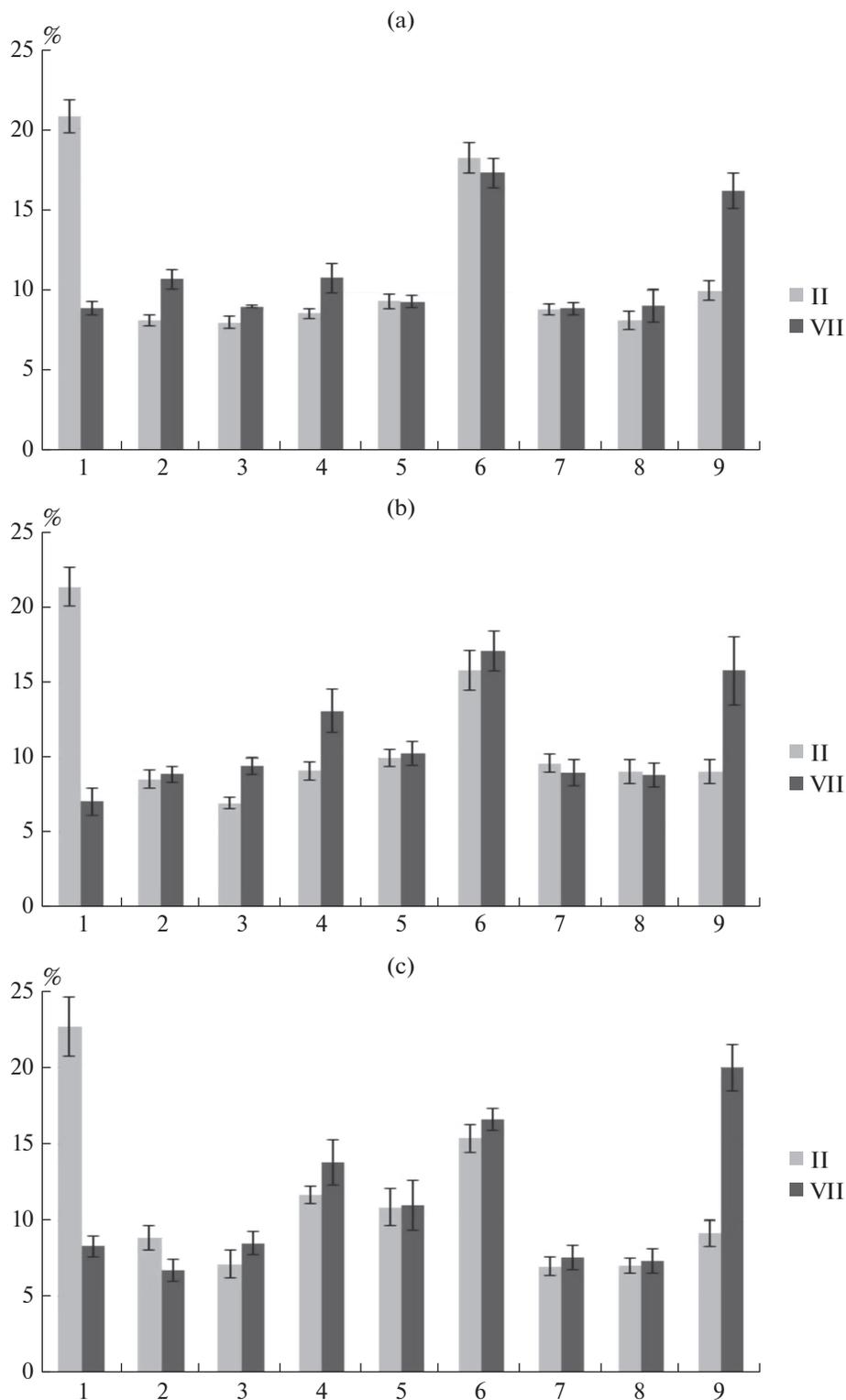


Рис. 2. Динамика структурно-агрегатного состава почвы (просеивание на воздухе) в слое почвы 0–30 см в конце второй (II) и в конце седьмой (VII) ротаций севооборота в чистом пару (а), под озимой пшеницей по предшественнику чистый пар (б); под озимой пшеницей по предшественнику кукуруза (с) (размер фракций, мм: 1 – >10; 2 – 7–10; 3 – 5–7; 4 – 3–5; 5 – 2–3; 6 – 1–2; 7 – 0.5–1; 8 – 0.25–0.5; 9 – <0.25).

Таблица 4. Динамика агрономически ценных агрегатов, коэффициента структурности и средневзвешенных диаметров агрегатов в зависимости от предшественника в конце первой (I) и седьмой (VII) ротаций севооборота

Агрофон	Количество агрономически ценных агрегатов, %		$K_{стр}$		СВД, мм	
	I	VII	I	VII	I	VII
Чистый пар	69.2	74.9	2.2	3.0	4.4	3.5
Озимая по пару	69.4	77.0	2.3	3.4	4.5	3.3
Озимая по кукурузе	68.1	71.6	2.1	2.5	4.7	3.2

Таблица 5. Динамика агрономически ценных агрегатов, коэффициент водоустойчивости и средневзвешенные диаметры водоустойчивых агрегатов в слое почвы 0–30 см в зависимости от предшественника в конце первой (I) и седьмой (VII) ротаций севооборота

Агрофон	Количество агрономически ценных водоустойчивых агрегатов, %		$K_{ву}$		СВД, мм	
	I	VII	I	VII	I	VII
Чистый пар	78.7	74.9	3.7	3.0	2.0	1.9
Озимая по пару	75.7	76.2	3.1	3.2	1.9	1.7
Озимая по кукурузе	71.3	62.3	2.5	1.7	2.0	1.7

Вместе с уменьшением количества агрономически ценных агрегатов сократилось и количество крупно-глыбистой фракции >7 мм. Если водоустойчивые агрегаты под действием воды разрушаются частично, то неводоустойчивая структура распадается на микроагрегаты. Как следствие, при высыхании на поверхности почвы образуется корка, затрудняющая воздухообмен и снабжение корневых систем воздухом. В Аксайском районе Ростовской области возникновение пыльных бурь наблюдается крайне редко, однако при их проявлении пылевая фракция выдувается с поверхности почвы. Наиболее часто на склоне отмечаются процессы эрозии, вызванные стоком поверхностных вод в результате интенсивного снеготаяния или обильных ливней. Органическое вещество почвы в виде коллоидных растворов способно цементировать частицы почвы друг с другом в водоустойчивые агрегаты. Уменьшение содержания органического вещества почвы приводит к снижению противоэрозионной стойкости почв агрегатов [37].

Холодов и Ярославцева [40] выявили общие взаимосвязи между содержанием органического вещества и структурой почвы. Потеря органического углерода почвой обычно связана с процессами деградации ее структуры при интенсивной обработке, а с уменьшением количества агрономически ценных агрегатов снижается их водоустойчивость. Отсюда можно сделать вывод, что

разрушенные агрегаты, высыхая после увлажнения, образуют глыбистые отдельности, отличающиеся от более мелких агрегатов своими свойствами. В связи с тем, что образующиеся после распашки глыбы в основном не водоустойчивы, а восстановление структуры связано с накоплением крупных агрегатов, можно предположить, что ключевым механизмом восстановления структуры черноземов является уменьшение их размеров и приобретение макроагрегатами водоустойчивости. Собственно, сначала должна полностью восстановиться водоустойчивость, чтобы после этого восстановилась структура агрегатов [40].

Большое количество показателей затрудняет проведение всесторонней оценки результатов исследования, поэтому для понижения размерности данных, поиска неявных взаимосвязей и выявления наблюдений, вносящих наибольший вклад в различия между объектами, а также классификации переменных был использован анализ главных компонент. Этот анализ считается наиболее эффективным способом уменьшения количества данных, полученных методом просеивания на воздухе и в воде, позволяющим описывать объекты с меньшим числом обобщенных показателей — главными компонентами. На рис. 4а представлено расположение различных агрофонов в системе координат ГК на основе сухого просеивания. Первые две ГК описывают 79.1% от общей дисперсии, при этом на ГК1 приходится

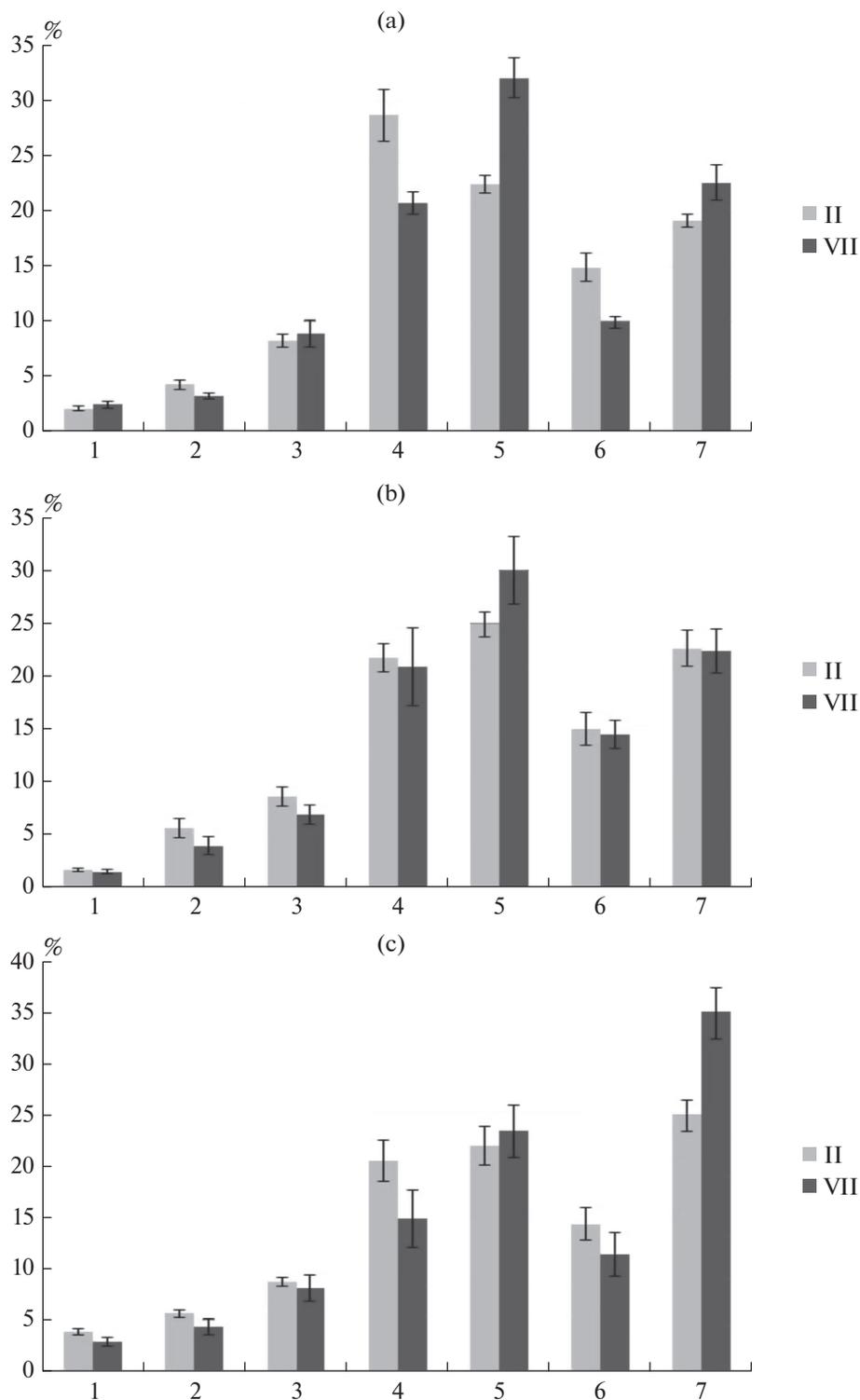


Рис. 3. Динамика содержания водоустойчивых агрегатов (просеивание в воде) в конце второй (II) и в конце седьмой (VII) ротаций севооборота в чистом пару (а), под озимой пшеницей по предшественнику чистый пар (б); под озимой пшеницей по предшественнику кукуруза (с) в слое почвы 0–30 см (размер фракции, мм: 1 – >7; 2 – 5–7; 3 – 3–5; 4 – 2–3; 5 – 1–2; 6 – 1–0.25; 7 – <0.25).

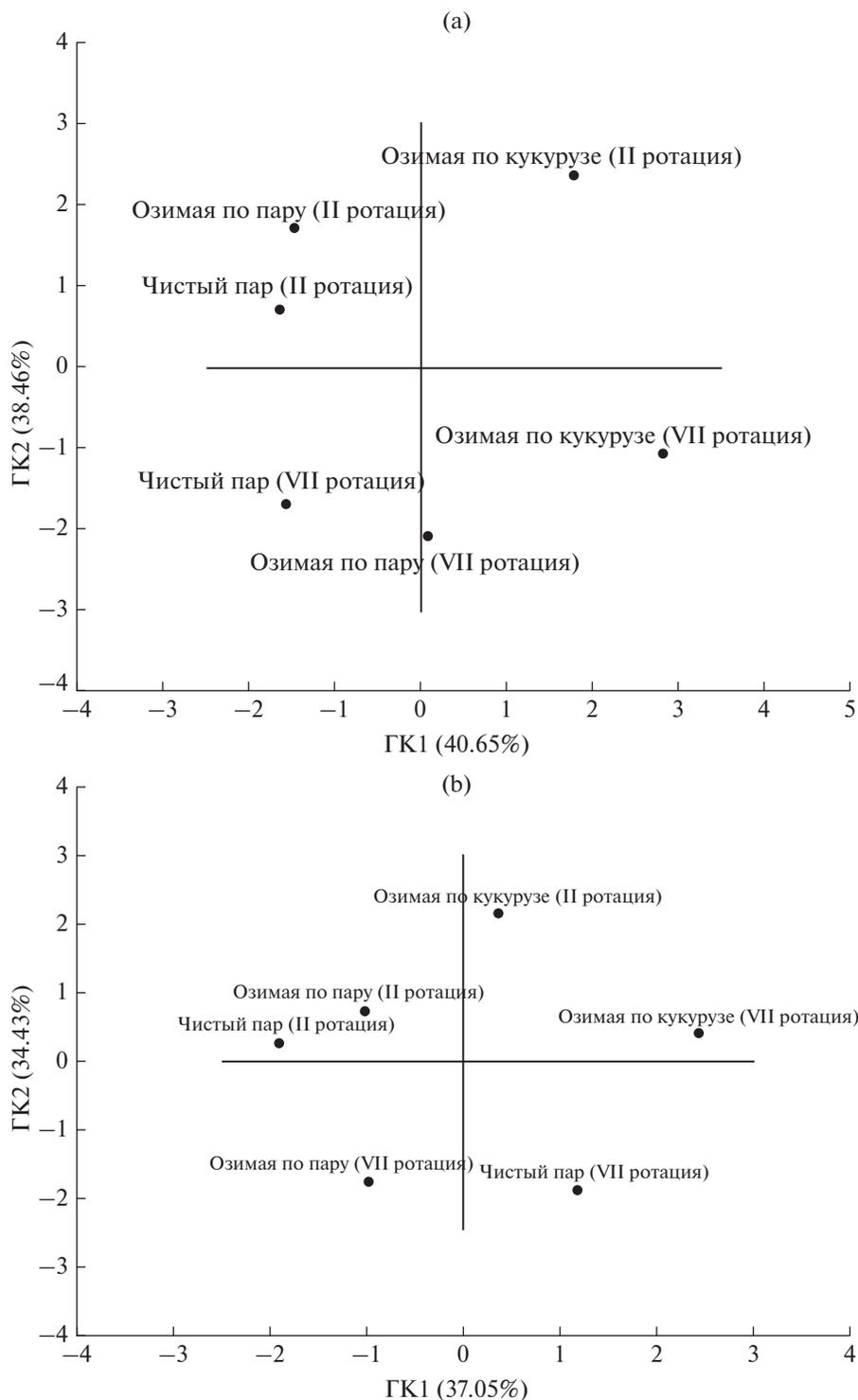


Рис. 4. Расположение в пространстве первых двух главных компонент различных агрофитотипов после II и после VII ротаций севооборота по результатам просеивания на воздухе (а) и в воде (б).

40.6%, на ГК2 – 38.5%, остальную дисперсию описывают оставшиеся ГК. По ГК1 были выделены 2 крайних варианта - чистый пар и озимая пшеница по кукурузе в оба срока наблюдения. По ГК2 крайними вариантами являются озимая

пшеница по кукурузе (вторая ротация) и озимая пшеница по пару (седьмая ротация). Координаты факторов по ГК1 для чистого пара и озимой пшеницы по предшественнику чистый пар находятся в зоне отрицательных значений, а для ГК2 имеют

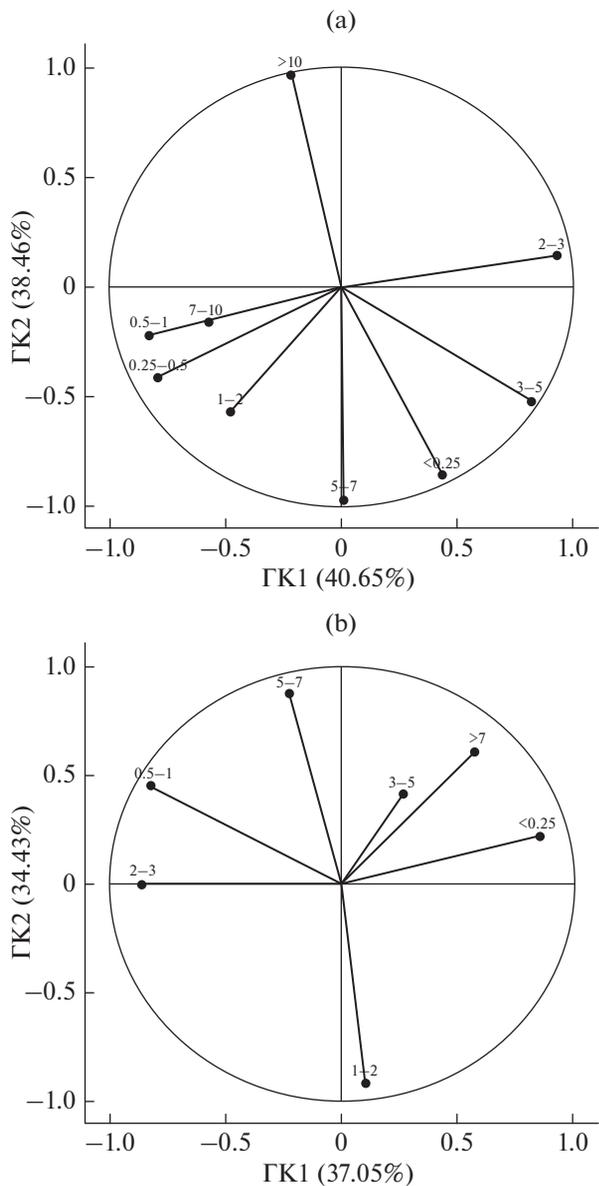


Рис. 5. Факторные нагрузки на основе корреляции в пространстве первых двух главных компонент для структурных отдельностей по результатам просеивания на воздухе (а) и в воде (б).

положительные значения по прошествии первой ротации. Эти два агрофона можно охарактеризовать как почвы, подверженные незначительным изменениям в их структурно-агрегатном составе. Координаты факторов первых двух компонент озимой пшеницы по кукурузе на зерно лежат в области положительных значений, что говорит о ее хорошей структурности.

По истечению седьмой ротации севооборота значения координат для паровых предшественников переместились в отрицательную область, как по GK1, так и по GK2, что свидетельствует об

ухудшении структуры почвы, обусловленном уменьшением количества органического углерода и обменных оснований в севообороте А. Почва под озимой пшеницей по кукурузе за 7 ротаций ухудшила свою структуру только по GK2, переместившись в отрицательную область.

Водоустойчивость почвы характеризует ее эрозионную устойчивость. Из рис. 4в видно, что первые две ГК описывают 71.5% всей дисперсии и распределяются в равных долях между GK1 (37.05%) и GK2 (34.43%) при оценке водоустойчивых агрегатов. Для чистого пара и озимой пшеницы по пару распределение значений координат в системе ГК значительно не изменилось. Однако озимая пшеница по кукурузе находится в области положительных значений за 35-летний период наблюдения, что свидетельствует о хорошей водоустойчивости агрегатов. Поле озимой пшеницы по кукурузе размещается в севообороте С, имеющем в своей структуре многолетние травы, которые препятствуют смыву и размыву почвы. Можно предположить, что сокращение смыва почвы, потери органического углерода и поглощенных оснований способствует улучшению водоустойчивости почвы.

На рис. 5 представлены круги корреляции для GK1 и GK2 с их собственными значениями. Видно, что чем ближе точка, представляющая переменную, к единичной окружности, тем сильнее корреляция переменной с фактором.

На основе факторных нагрузок был определен максимальный вклад в GK1 структурных отдельностей при рассеивании на воздухе агрегатов размером 2–3 и 3–5 мм, факторные координаты которых составляют 0.93 и 0.81, а также микроагрегаты от 0.25 до 1 мм (0.80 и 0.83). Во вторую ГК наибольший вклад в дисперсию вносят крупно-глыбистые фракции размером >10 (0.97); 5–7 (–0.97) и пылевидные <0.25 (–0.85). По-видимому, при ежегодной обработке почвы отмечается разрушение макроагрегатов до мезоагрегатов, о чем свидетельствует уменьшение вклада фракции размером >10 в GK1. Процессы деградации характеризует GK2, в которую максимальный вклад вносят макро- и микроагрегаты (рис. 5а).

При рассеивании почвы в воде были выявлены значительные корреляции факторных нагрузок с GK1 для водоустойчивых агрегатов 2–3 мм (–0.86) и 0.5–1 мм (–0.82); <0.25 (0.85). Для GK2 наибольшие значения имела фракция 5–7 (0.88) и 1–2 мм (–0.91). Из приведенных данных можно оценить вклад агрегатов в распределение различных агрофонов в пространстве ГК. Наибольший вклад в дисперсию первых двух факторов вносят фракции размером 5–7; 2–3 и 0.25–0.5 мм как при сухом, так и при мокром рассеивании. Обращает на себя внимание тот факт, что большая часть структурных отдельностей по GK2 находится в области от-

рицательных значений, а водоустойчивые агрегаты по этой же компоненте расположены в положительной области. Это подтверждает сделанное ранее предположение, что сначала восстанавливается структура водоустойчивых агрегатов, а затем формируются структурные отдельности сухих агрегатов (рис. 5в).

Можно предположить, что многолетнее использование земель сельскохозяйственного назначения приводит к разрушению почвенных отдельностей на более мелкие фракции, что подтверждается литературными данными [38, 40].

ВЫВОДЫ

1. Длительное применение различных технологий возделывания сельскохозяйственных культур на слабо эродированном склоне юго-восточной экспозиции крутизной до 3.5° – 4.0° изменило свойства пахотного слоя чернозема обыкновенного карбонатного. Одним из признаков деградации склоновых земель являются эрозионные процессы. В течение 35-летнего периода наблюдений в зависимости от складывающихся метеорологических условий смыв почвы был отмечен в 74.2% лет. Использование систем земледелия на ландшафтной основе в длительном стационарном опыте позволило сократить эти потери. Применение почвозащитных севооборотов с 20% многолетних трав в структуре посевных площадей в условиях эрозионно-опасного склона сокращает интенсивность эрозионных процессов на 35.0%. Увеличение доли многолетних трав до 40% уменьшает смыв почвы до безопасных пределов (на 52.5%).

2. За 30-летний период наблюдения за динамикой $C_{орг}$ в почве в севооборотах различной эрозионной устойчивости и с экстенсивной системой возделывания культур (без внесения органических и минеральных удобрений) отмечено уменьшение этого показателя на 0.11–0.25%. В результате сокращения процессов деградации и внесения органо-минеральных удобрений в средних дозах ($N_{46}P_{24}K_{30} + 5$ т навоза) получено бездефицитное воспроизводство плодородия почвы в севооборотах с различной долей многолетних трав в структуре посевных площадей. Увеличение в севообороте с 40% многолетних трав дозы внесения удобрений в 1.5 раза ($N_{84}P_{30}K_{48} + 8$ т навоза) приводит к расширенному воспроизводству плодородия и увеличению содержания $C_{орг}$ до 4.09–4.12%.

3. Установлена тесная корреляционная зависимость ($r = 0.90$) между суммой обменных оснований и количеством $C_{орг}$. За длительный период наблюдения в севооборотах различной эрозионной устойчивости количество обменных оснований уменьшилось (в процентах от исходного со-

стояния) в севообороте А на 8.9–11.1; в севообороте В на 5.5–13.3; в севообороте С на 4.4–12.2.

4. Количественные изменения в гумусном состоянии почвы приводят к изменению структурного состава. Содержание глыбистых агрегатов уменьшилось с 20.9–21.5 до 7.1–8.3% преимущественно за счет увеличения доли пылеватой фракции: с 9.1 до 20.0%. Было отмечено увеличение количества агрономически ценных агрегатов при сухом и мокром просеивании и $K_{стр}$ при одновременном уменьшении средневзвешенного диаметра водоустойчивых агрегатов.

5. На основе анализа главных компонент выделены две ГК, описывающие 79.1% общей дисперсии агрегатов (ГК1 – 40.6%, ГК2 – 38.5%). Увеличение количества мезоагрегатов в ГК1 при уменьшении вклада фракции размером >10 свидетельствует о процессах деградации почвы. При рассеивании в воде наибольший вклад в дисперсию первых двух компонент вносят фракции размером 5–7; 2–3 и 0.25–0.5 мм.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена по государственному заданию НИОКР № 0026–2019–0002 при финансовой поддержке Минобрнауки РФ.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 488 с.
2. *Баламирзоев М.А., Асгерова Д.Б., Мирзоев Э.Р., Магомедов И.А.* Биосферно-экологическая оценка плодородия почв дельтово-аккумулятивных равнин западного Прикаспия // *Аридные экосистемы*. 2014. Т. 20. № 1(58). С. 33–38.
3. *Безуглова О.С., Лыхман В.А., Полиенко Е.А., Горюцов А.В.* Гуминовые препараты и структурное состояние черноземных и каштановых почв Ростовской области. Азов: Изд-во ООО “АзовПринт”, 2020. 188 с.
4. *Бойцова Л.В.* Структурный состав дерново-подзолистых почв различного землепользования // *Агрофизика*. 2017. № 1. С. 10–19.
5. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высш. шк., 1986. 416 с.
6. *Василенко В.Н., Зинченко В.Н., Ермоленко В.П., Лабынцев А.В., Шапошникова И.М., Листопадов И.Н., Артохин К.С., Шевченко П.Д., Грабовец А.И.* Зональные системы земледелия на ландшафтной основе. п. Рассвет, ГНУ ДЗНИИСХ. 2007. 243 с.
7. *Воробьев В.Б., Грищенко И.Ю.* Влияние гумусированности агродерново-подзолистой легкосуглинистой почвы на некоторые свойства почвенно-

- поглощающего комплекса // Вестник Белорусской государственной сельскохозяйственной академии. 2013. № 3. С. 59–62.
8. *Гедройц К.К.* Учение о поглотительной способности почв Избр. соч. М.: Сельхозгиз, 1955. Т. 1. С. 241–384.
 9. *Герасименко В.Н., Гладков В.Н., Анищенко А.А.* Изменение структуры чернозема выщелоченного в низинно-западинном агроландшафте в зависимости от технологии возделывания полевых культур // Политематический сетевой электронный научный журн. Кубанского государственного аграрного ун-та. 2018. № 139. С. 38–47. <https://doi.org/10.21515/1990-4665-138-014>
 10. *Гусаров А.В., Голосов В.Н., Шарифуллин А.Г., Гафуров А.М.* Современный тренд эрозии пахотных черноземов южных на западе Оренбургской области // Почвоведение. 2018. № 5. С. 601–616. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18120043>
 11. *Джанаев З.Г.* Негативные изменения в поглощающем комплексе почв Северного Кавказа // Плодородие. 2006. № 4(31). С. 7–10.
 12. *Дьяков В.Н.* Совершенствование метода учета смыва почв по водоройнам // Почвоведение. 1984. № 3. С. 136–148.
 13. *Еремина Д.В., Груздева Н.А., Еремин Д.И.* Сравнительная оценка структурно-агрегатного состава темно-серых лесных почв лесостепной зоны Зауралья // Вестник КрасГАУ. 2019. № 12(153). С. 57–63. <https://doi.org/10.36718/1819-4036-2019-12-57-63>
 14. *Козут Б.М., Фрид А.С., Масютенко Н.П., Куваева Ю.В., Романенков В.А., Лазарев В.И., Холодов В.А.* Динамика содержания органического углерода в типичном черноземе в условиях длительного полевого опыта // Агрохимия. 2011. № 12. С. 37–44.
 15. *Козлов А.В., Урмова И.П.* Оценка агроэкологического состояния чернозема оподзоленного в условиях агроэкосистемы юга Нижегородской области // Успехи современного естествознания. 2018. № 12(1). С. 63–69.
 16. *Комиссаров М.А., Клик А.* Влияние нулевой, минимальной и классической обработок на эрозию и свойства почв в нижней Австрии // Почвоведение. 2020. № 4. С. 473–482. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20040073>
 17. *Ларионов Г.А., Бушуева О.Г., Горобец А.В., Добровольская Н.Г., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Литвин Л.Ф., Максимова И.А., Судницын И.И.* Экспериментальное исследование факторов, влияющих на эродированность почв // Почвоведение. 2018. № 3. С. 347–356. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18030097>
 18. *Ларионов Г.А., Бушуева О.Г., Добровольская Н.Г., Кирюхина З.П., Литвин Л.Ф., Максимова И.А.* Разрушение почвенных агрегатов в склоновых потоках // Почвоведение. 2007. № 10. С. 1263–1269.
 19. *Лебедева И.И., Чевердин Ю.И., Титова Т.В., Гребенников А.М., Маркина Л.Г.* Структурное состояние миграционно-мицелярных (типичных) агрочерноземов Каменной степи в условиях разновозрастной пашни // Почвоведение. 2017. № 2. С. 227–238. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17020095>
 20. *Листопадов И.Н., Гаева Э.А., Игнатьев Д.С., Мищенко А.Е.* Водный режим под озимой пшеницей в севооборотах на эрозионно-опасном склоне // Земледелие. 2012. № 1. С. 6–8.
 21. *Литвин Л.Ф., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Добровольская Н.Г.* География динамики земледельческой эрозии почв на европейской территории России // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1390–1400. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17110089>
 22. *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>
 23. *Мамонтов В.Г., Байбеков Р.Ф., Лазарев В.И., Юдин С.А., Цветков С.А., Таллер Е.Б.* Изменение структурного состояния чернозема типичного курской области под влиянием бессменных пара и озимой пшеницы // Земледелие. 2019. № 1. С. 7–10. <https://doi.org/10.24411/0044-3913-2019-10102>
 24. *Мамонтов В.Г., Родионова Л.П., Артемьева З.С., Крылов В.А., Клышбекова Г.К.* Агрогенная и постагрогенная трансформация структурного состояния чернозема типичного Курской области // Международный сельскохозяйственный журн. 2019. № 5. С. 35–39. <https://doi.org/10.24411/2587-6740-2019-15081>
 25. *Медведев И.Ф., Назаров В.А., Губарев Д.И., Жолинский Н.М., Деревягин С.С.* Изменение агрофизических и агрохимических свойств чернозема южного при различных способах основной обработки почвы // Аграрный научный журн. 2017. № 2. С. 14–19.
 26. *Мещалкина Ю.Л., Самсонова В.П.* Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2008. 84 с.
 27. *Найденов А.С., Василько В.П., Бардак Н.И., Гладков В.Н.* Динамика агрофизических свойств черноземных почв при длительном сельскохозяйственном использовании и пути их оптимизации в условиях Краснодарского края // Политематический сетевой электронный научный журн. Кубанского государственного аграрного университета. 2018. № 142. С. 41–56.
 28. *Подколзин А.И., Шкабарда С.Н.* Состояние и динамика изменения поглощающего комплекса почв центрального Предкавказья // Агрохимия. 2008. № 1. С. 16–25.
 29. *Полуэктов Е.В.* Эрозия почв на Дону и меры борьбы с ней. Ростов-на-Дону: Донской зональный НИИ сельского хозяйства, 1984. 160 с.
 30. *Романенко А.А., Кильдюшкин В.М., Кулик В.А., Солдатенко А.Г., Животовская Е.Г.* Плодородие чернозема выщелоченного деградированного и продуктивность озимой пшеницы в севообороте при различных способах обработки и системах удобрения // Достижения науки и техники АПК. 2014. № 2. С. 8–10.
 31. *Селянинов Г.Т.* Методика сельскохозяйственной характеристики климата. Мировой агроклиматический справочник. Л., 1977. 220 с.
 32. *Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Паутова Н.Б., Хромычкина Д.П., Ковалев И.В., Ковалева Н.О.* Взаимосвязь размера агрегатов, содержания дисперсного органического вещества и разложения растительных остатков в почве // Почвоведение. 2020. № 4. С. 430–443. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20040139>

33. Теории и методы физики почв / Под ред. Е.В. Шеина, Л.О. Карпачевского. М.: Гриф и К., 2007. 616 с.
34. *Терпелец В.И., Плитинь Ю.С.* Гумусное состояние чернозема выщелоченного в агроценозах Азово-Кубанской низменности. Краснодар: КубГАУ, 2015. 127 с.
35. *Тюлин В.А., Сутягин В.П.* Конструирование севооборотов в адаптивно-экологическом земледелии (научный обзор) // Международный журн. прикладных и фундаментальных исследований. 2017. № 10–2. С. 297–301.
36. *Филиппова О.И., Холодов В.А., Сафронова Н.А., Юдина А.В., Куликова Н.А.* Микроагрегатный, гранулометрический и агрегатный состав гумусовых горизонтов зонального ряда почв европейской России // Почвоведение. 2019. № 3. С. 335–347. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19030031>
37. *Холодов В.А., Белобров В.П., Ярославцева Н.В., Яшин М.А., Юдин С.А., Ермолаев Н.Р., Дридригер В.К., Ильин Б.С., Лазарев В.И.* Влияние технологии прямого посева на распределение органического углерода и азота во фракциях агрегатов черноземов типичных, обыкновенных и южных // Почвоведение. 2021. № 2. С. 240–246. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21020076>
38. *Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Белобров В.П., Юдин С.А., Айдиев А.Я., Лазарев В.И., Фрид А.С.* Изменение соотношения фракций агрегатов в гумусовых горизонтах черноземов в различных условиях земледельческого использования // Почвоведение. 2019. № 2. С. 184–193. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19020060>
39. *Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Яшин М.А., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Филиппова О.И., Воликов А.Б., Иванов А.Л.* Оптические характеристики экстрагируемых фракций органического вещества типичных черноземов в многолетних полевых опытах // Почвоведение. 2020. № 6. С. 691–702. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20060052>
40. *Холодов В.А., Ярославцева Н.В.* Агрегаты и органическое вещество почв восстанавливающихся ценозов. М.: ГЕОС, 2021. 120 с.
41. *Ширяева Н.В., Кузнецова Л.Н., Ступаков А.Г., Ширяев А.В., Симашева А.О., Хакимова К.К.* Структурное состояние почвы при возделывании озимой пшеницы по разным предшественникам // Инновации в АПК: проблемы и перспективы. 2018. № 3(19). С. 116–123.
42. *Aygun O., Kinnard C., Campeau S.* Responses of soil erosion to warming and wetting in a cold Canadian agricultural catchment // Catena. 2021. V. 201. P. 105184. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105184>
43. *Favaretto N., Cherobim V.F., Medeiros Silveira F., Timofiecsyk A., Skalitz R., Barth G., Pauletti V., Dieckow J., Vezzani F.M.* Can application of liquid dairy manure onto no-tillage oxisols reduce runoff, sediment, phosphorus, and nitrogen losses over 9 years of natural rainfall? // Geoderma. 2022. V. 405. P. 115406. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115406>
44. *Hok L., Moraes Sa J.C., Boulakia S., Reyes M., Oliveira Ferreira A., Tivet F.E., Saab S., Auccaise R., Inagaki T.M., Schimiguel R., Ferreira L.A., Briedis C., Canalli L.B.S., Kong R., Leng V.* Dynamics of soil aggregate-associated organic carbon based on diversity and high biomass-C input under conservation agriculture in a savanna ecosystem in Cambodia // Catena. 2021. V. 198. P. 105065. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105065>
45. *Hou T., Filley T.R., Tong Y., Abban B., Singh S., Papanicolaou A.N.T., Wacha K.M., Wilson C.G., Chaubey I.* Tillage-induced surface soil roughness controls the chemistry and physics of eroded particles at early erosion stage // Soil Tillage Res. 2021. V. 207. P. 104807. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104807>
46. *Juhos K., Madarasz B., Kotroczó Z., Beni A., Makadi M., Fekete I.* Carbon sequestration of forest soils is reflected by changes in physicochemical soil indicators – A comprehensive discussion of a long-term experiment on a detritus manipulation // Geoderma. 2021. V. 385. P. 114918. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114918>
47. *Ma X., Zhao C., Zhu J.* Aggravated risk of soil erosion with global warming – A global meta-analysis // Catena. 2021. V. 200. P. 105129. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105129>
48. *Romkens M.J.M., Helming K., Prasad S.N.* Soil erosion under different rainfall intensities, surface roughness, and soil water regimes // Catena. 2002. V. 46. № 2–3. P. 103–123. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00161-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00161-8)
49. *Takoutsing B., Weber J., Aynekulu E., Martín J.A.R., Shepherd K., Sila A., Tchoundjeu Z., Diby L.* Assessment of soil health indicators for sustainable production of maize in smallholder farming systems in the highlands of Cameroon // Geoderma. 2016. V. 276. P. 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.027>
50. *Wang D., Yuan Z., Cai Y., Jing D., Liu F., Tang Y., Song N., Li Y., Zhao C., Fu X.* Characterisation of soil erosion and overland flow on vegetation-growing slopes in fragile ecological regions: A review // J. Environmental Management. 2021. V. 285. P. 112165. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112165>
51. *Wang H., Xu J., Liu X., Zhang D., Li L., Li W., Sheng L.* Effects of long-term application of organic fertilizer on improving organic matter content and retarding acidity in red soil from China // Soil Tillage Res. 2019. V. 195. P. 104382. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104382>
52. World reference base for soil resources 2014. II international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
53. *Yimer F., Ledin S., Abdelkadir A.* Concentrations of exchangeable bases and cation exchange capacity in soils of cropland, grazing and forest in the Bale Mountains, Ethiopia // Forest Ecology and Management. 2008. V. 256(6). P. 1298–1302. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.047>
54. *Yuan Z., Jin X., Guan Q., Meshack A.O.* Converting cropland to plantation decreases soil organic carbon stock and liable fractions in the fertile alluvial plain of eastern China // Geoderma Regional. 2021. V. 24. e00356. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00356>
55. *Zhang Y., Shengzhe E., Wang Y., Su S., Bai L., Wu C., Zeng X.* Long-term manure application enhances the stability of aggregates and aggregate-associated carbon by regulating soil physicochemical characteristics // Catena. 2021. V. 203. P. 105342. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105342>

Agrophysical Properties of Ordinary Slightly Eroded Chernozem in a Long-Term Experiment in the Rostov Region

E. A. Gaevaya^{1, *}, O. S. Bezuglova¹, and E. N. Nezhinskaya¹

¹*Federal Rostov Agricultural Research Center, Rassvet village, Aksai district, Rostov region, 346735 Russia*

**e-mail: emmaksay@inbox.ru*

The article presents the results of research on the fields of an experiment registered in the Russian Geographic Network of long-term experiments with fertilizers (certificate No. 169). Data for a 35-year period of organic carbon content (Corg), the absorbed bases amount, and indicators of the structural and aggregate composition of old arable lands located on a slightly eroded slope with a steepness of 3.5°–4.0° are analyzed. The studied soil was an ordinary carbonate heavy loamy chernozem on loess-like loam (Haplic Chernozem (Loamic)). As a result of the long-term use of various technologies for crops cultivating on a slightly eroded slope, a change in the properties of the arable layer was noted. adation processes in the form of soil washout were observed in 74.2% of years, depending on the prevailing meteorological conditions. The extensive farming system in crop rotations of various erosion resistance is accompanied by a decrease in the Corg content from 3.80–3.83 to 3.58–3.69%. The use of landscape-based farming systems has reduced soil loss. The use of soil-protective crop rotations on an erosion-prone slope reduces soil erosion by 35.0–52.5%. When organomineral fertilizers are applied in medium doses, the degradation processes stop, and a deficit-free humus balance is formed: the Corg content stabilizes at a level of 3.78–3.88%. An increase in the dose of fertilizer application by 1.5 times and the introduction of 40% of perennial grasses into the crop rotation leads to an expanded reproduction of fertility: Corg increases to 4.09–4.12%. A close correlation ($r = 0.90$) between the sum of absorbed bases and the Corg content in the soil was established. Changes in the agrochemical properties of the soil lead to a change of its structural composition. There was a decrease in the number of lumpy structural aggregates >10 mm due to an increase in the proportion of aggregates of agronomically valuable dimensions (7–2 mm) and dusty fraction (<0.25 mm). Principal component analysis (PCA) was used to comprehensively evaluate the results of the study and reduce the data dimensionality, as a result of which the principal components that describe the largest percentage of the structural unit's dispersion were identified.

Keywords: Haplic Chernozem (Loamic), soil erosion, organic carbon, absorbed bases, structural and aggregate composition, weighted average diameter of aggregates, principal components analysis

**АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ**

УДК 631,8:631.452:631.445.2

**ИЗМЕНЕНИЕ АГРОХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ
ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ТЯЖЕЛОСУГЛИНИСТОЙ ПОЧВЫ
ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ПРИМЕНЕНИИ АЗОТНЫХ, ФОСФОРНЫХ
И КАЛИЙНЫХ УДОБРЕНИЙ В УСЛОВИЯХ ПРЕДУРАЛЬЯ**© 2022 г. М. Т. Васбиева^а, *, Н. Е. Завьялова^а, Д. Г. Шишков^а^аПермский федеральный исследовательский центр,
ул. Культуры, 12, с. Лобаново, Пермский район, Пермский край, 614532 Россия

*e-mail: vashbievamt15@gmail.com

Поступила в редакцию 27.02.2022 г.

После доработки 16.05.2022 г.

Принята к публикации 25.05.2022 г.

Изучено влияние длительного применения азотных, фосфорных и калийных удобрений на изменение в дерново-подзолистой почве (Albic Retisol (Abruptic, Agric)) содержания органического углерода, минерального азота, подвижных форм фосфора и калия, показателей почвенно-поглощающего комплекса. Исследования проведены в метровом слое почвы в условиях многолетнего стационарного опыта, заложенного в Пермском крае в 1978 г. Направление, характер и интенсивность изменений агрохимических свойств почвы зависели от вида и сочетания удобрений (N, P, K, NP, NK, PK и NPK). В опыте применяли аммиачную селитру или мочевины, двойной или простой суперфосфат и калий хлористый. Доза удобрений – 90 кг д. в./га. Установлено, что длительное применение азотных удобрений (N₉₀) привело к существенным потерям в почве органического углерода до глубины 40–60 см, запасы C_{орг} в метровом слое уменьшились почти на 30%. Длительное применение калия хлористого (K₉₀) способствовало увеличению содержания C_{орг} в метровом слое почвы, запасы возросли на 40%. Длительное одностороннее внесение суперфосфата (P₉₀) не оказало существенного влияния на изменения C_{орг} по профилю почвы. Азотные удобрения, как при одностороннем внесении, так и в сочетании с фосфором и калием (NP, NK, NPK), способствовали существенному подкислению почвы. Уменьшение показателя pH_{KCl} и увеличение гидролитической кислотности наблюдали до глубины 40–60 см или в метровом слое почвы. В данных вариантах отмечено увеличение содержания минерального азота в почве. Интенсивность миграции минерального азота по профилю зависела от сочетания видов удобрений. Калий хлористый в сочетании с суперфосфатом (P₉₀K₉₀, N₉₀P₉₀K₉₀) способствовал миграции фосфора по профилю. Отмечено увеличение содержания подвижных соединений фосфора до глубины 60–80 см или в метровом слое почвы. Суперфосфат нивелировал влияние азотных или калийных удобрений на показатели плодородия почвы.

Ключевые слова: минеральные удобрения, органический углерод, кислотность почвы, минеральный азот, подвижные соединения фосфора, подвижные соединения калия

DOI: 10.31857/S0032180X22110132

ВВЕДЕНИЕ

Нерациональное использование почв в сельском хозяйстве ведет к деградации их плодородия. По данным ФАО, в мире потеряно около 2 млрд га продуктивных почв, что существенно ограничивает возможности регенеративного растениеводства [9, 14]. Происходят заметные изменения в сложившихся природных циклах углерода, азота, фосфора и калия [16, 28, 31, 36]. В результате отсутствия применения удобрений или нерационального их использования в почве наблюдается уменьшение общего содержания основных элементов питания растений и их подвижных форм или, наоборот, избыточное накопление,

что приводит к загрязнению сопредельных сред. Оптимизация круговоротов веществ в агроэкосистемах, сохранение плодородия почв или его расширение воспроизводством посредством применения удобрений, продолжают оставаться актуальными для решения задач по конструированию агроэкосистем, устойчивых к антропогенным нагрузкам. Основой для создания рациональных и сбалансированных систем удобрений являются результаты исследований в длительных опытах, которые позволяют выявить направленность изменения плодородия почв под влиянием систематического применения агрохимикатов, что представляет большую научную ценность [6, 8, 21, 22, 28].

Цель исследований – оценить влияние видов и соотношений минеральных удобрений на показатели плодородия дерново-подзолистой почвы по профилю.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Полевой стационарный опыт был заложен в 1978 г. на опытном поле Пермского НИИСХ (филиала ПФИЦ УрО РАН) на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве (Albic Retisol (Abruptic, Agic, Loamic)). Постановка полевого опыта была проведена по неполной факториальной схеме 1/9 ($6 \times 6 \times 6$). Для исследований были выбраны варианты: без удобрений – контроль; N_{90} ; P_{90} ; K_{90} ; $(NP)_{90}$; $(NK)_{90}$; $(PK)_{90}$; $(NPK)_{90}$. В опыте использовали аммиачную селитру или мочевины, простой или двойной суперфосфат и хлористый калий. Исследования проводили в восьмипольном севообороте со следующим чередованием культур: чистый пар, озимая рожь, картофель, пшеница, клевер 1 года пользования (г. п.), клевер 2 г. п., ячмень, овес. Минеральные удобрения вносили под зерновые культуры и картофель, на клевере изучали последствие. Перед закладкой опыта проводили известкование по 1.0 гидролитической кислотности (Нг). Органические удобрения в опыте не использовали. Общая площадь делянки – 120 м², учетная – 76.4 м². Размещение вариантов в опыте рандомизированное. В I–V ротациях солома при уборке отчуждалась с поля, в VI ротации изменился технологический процесс уборки, солому измельчали и запахивали.

Отбор образцов почвы в опыте проводили систематически, осенью, после окончания ротации и уборки последней (закрывающей) культуры севооборота. В начале VI ротации для исследований осенью после уборки сельскохозяйственных культур по профилю отбирали индивидуальные образцы в трех точках на каждой делянке по слоям, через каждые 20 см до глубины 1 м. На момент отбора образцов по профилю в почву в зависимости от варианта было внесено N, P и K – по 2440 кг д. в./га. Основные агрохимические показатели почвы определяли в соответствии с ГОСТами и методиками ЦИНАО. Запасы органического углерода и элементов питания рассчитывали через массу пахотного слоя [24].

Исследования проводили в IV агроклиматическом районе Пермского края. В физико-географическом отношении район находится в подзоне южной тайги и хвойно-широколиственных лесов. Климат умеренно-континентальный с холодной, продолжительной, снежной зимой и теплым коротким летом. Сумма средних суточных температур выше 10°C составляет 1700–1900°C. Переход среднесуточных температур воздуха через 10°C весной приходится на вторую декаду

мая, осенью на конец первой – начало второй декады сентября. Длительность периода активной вегетации в среднем составляет 115 дней. С температурой выше 15°C – 60 дней. Район относится к зоне достаточного увлажнения: средний ГТК составляет 1.4; осадков за год выпадает 470–500 мм, большая часть приходится на теплое полугодие – с апреля по октябрь (66–77%). Число дней со снежным покровом в среднем составляет 176 [1].

Максимальная продуктивность полевого восьмипольного севооборота в среднем за пять ротаций получена при внесении $(NPK)_{90}$ – 3.3 т к. ед./га в год, что на 32% достоверно больше контрольного варианта. Минимальный прирост продуктивности отмечен при внесении P_{90} , K_{90} и $(PK)_{90}$ [10].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

При длительном экстенсивном возделывании сельскохозяйственных культур в полевом севообороте отмечена тенденция сокращения содержания органического углерода ($C_{орг}$) в пахотном слое с 1.24 до 1.12% (табл. 1, рис. 1), запасы на начало шестой ротации уменьшились на 3 т/га. Аналогичное уменьшение содержания $C_{орг}$ в дерново-подзолистой почве до 32% от исходного было отмечено в работах [18, 37]. По данным Завьяловой [11], Замятина [12], Козловой [15], Куликовой [17] наличие двух полей клевера в севообороте замедляет процессы дегумификации в почве.

Длительное одностороннее применение азотных удобрений (N_{90}) не способствовало сохранению $C_{орг}$ на исходном уровне, оно, как и в контрольном варианте, уменьшилось на 14%. Аналогичные результаты отмечены в работе Иванова [13]. Следует отметить, что в варианте без удобрений наблюдали постепенное уменьшение содержания $C_{орг}$ по ротациям севооборота, а при применении азотных удобрений максимальные потери отмечены в первой ротации севооборота, далее происходило поддержание содержания $C_{орг}$ примерно на одном уровне. Полученные результаты можно объяснить тем, что даже при применении азотных удобрений, 50–60% своих потребностей в этом элементе растения удовлетворяют за счет его органически связанных соединений, переходящих в доступную форму в результате минерализации [19].

При одностороннем применении фосфорных и калийных удобрений в первые ротации были отмечены тенденции к уменьшению содержания $C_{орг}$, что могло быть как аналитической ошибкой, так и связано с выносом растениями азота. Однако в IV–VI ротациях наблюдали небольшое увеличение содержания $C_{орг}$ и выравнивание с исходным уровнем. Возможно, улучшение калийного и фосфатного режимов повлияло на количество и качество послеуборочных остатков [20] и привело

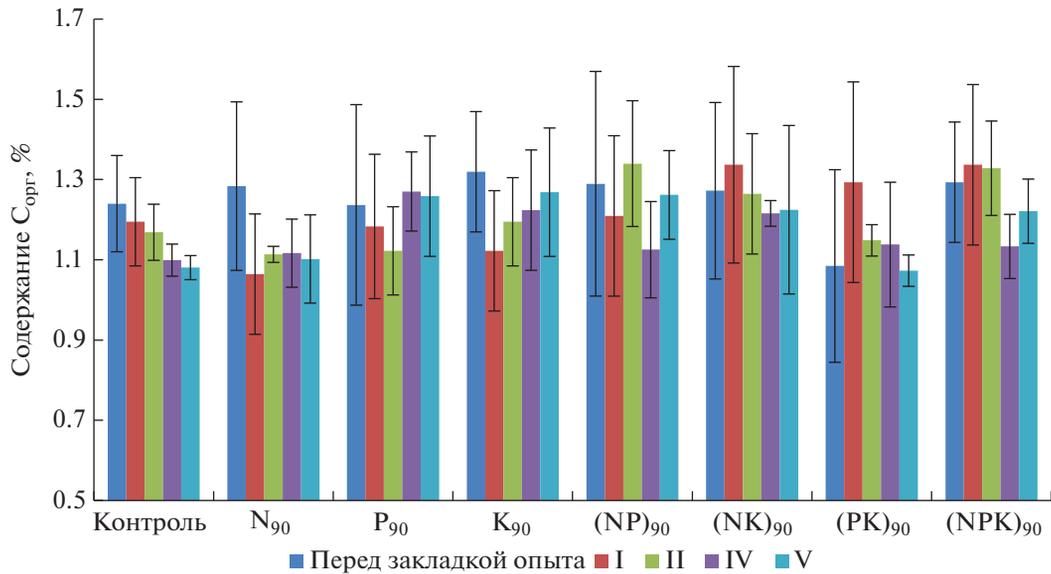


Рис. 1. Изменение содержания $C_{орг}$ в дерново-подзолистой почве (0–20 см) при длительном применении различных видов и соотношений минеральных удобрений, %.

к стабилизации содержания $C_{орг}$ в почве. Известно, что калий усиливает азотфиксацию и способствует формированию клубеньков на корнях бобовых [4, 25, 26]. В работе Якименко [32] показано, что фиксация аммония почвой в сильной степени зависела от ее калийного состояния; в почве с истощенными запасами калия содержание необменного аммония заметно уменьшилось (вероятно, до минимального уровня), тогда как при бездефицитном калийном балансе в агроценозе количество фиксированного аммония в почве значительно увеличилось. Фосфаты способствуют росту корневой системы и ускоряют развитие растений [27].

При внесении азотно-калийных, фосфорно-калийных, азотно-фосфорных удобрений и полного минерального удобрения (NPK) отмечено варьирование содержания $C_{орг}$ по ротациям, что скорее всего связано с динамикой урожайности сельскохозяйственных культур.

Распределение запасов $C_{орг}$ по профилю является одним из важнейших показателей генезиса почвы и ее окультуренности. Запасы $C_{орг}$ в корнеобитаемом слое определяют производительность почв и в большой мере способствуют устойчивости урожаев сельскохозяйственных культур благодаря способности органического вещества к накоплению и сохранению почвенной влаги во

Таблица 1. Изменение содержания $C_{орг}$ по профилю почвы при длительном применении минеральных удобрений

Вариант	Содержание $C_{орг}$, %						Запасы $C_{орг}$, т/га			
	перед закладкой, 0–20	VI ротация					перед закладкой, 0–20	VI ротация		
		0–20	20–40	40–60	60–80	80–100		0–20	0–40	0–100
Без удобрений	1.24	1.12	0.76	0.42	0.28	0.19	32	29	50	77
N_{90}	1.28	1.10	0.30	0.24	0.24	0.15	33	29	37	56
P_{90}	1.24	1.20	0.65	0.33	0.25	0.16	32	31	49	71
K_{90}	1.32	1.38	0.81	0.57	0.59	0.50	34	36	59	110
$(NP)_{90}$	1.29	1.29	0.78	0.49	0.46	0.38	34	34	55	96
$(NK)_{90}$	1.27	1.28	1.07	0.58	0.49	0.46	33	33	62	109
$(PK)_{90}$	1.08	1.07	0.76	0.58	0.57	0.41	28	28	49	96
$(NPK)_{90}$	1.29	1.33	0.86	0.57	0.45	0.39	34	34	58	101
HCP_{05}	—	0.19	0.23	0.18	0.20	0.25	—	5	6	20

время засухи и поддержанию благоприятного воздушного режима в период избыточного увлажнения. Кроме того, запас $C_{орг}$ по профилю определяет интенсивность биологической активности всего корнеобитаемого слоя почвы, способствующей высвобождению необходимых для растений элементов питания и закреплению их избытка с последующей мобилизацией в зависимости от потребности растений и почвенной биоты [29].

Установлено, что длительное одностороннее применение азотных удобрений в опыте, получение высоких урожаев культур в данном варианте и соответственно высокий вынос азота привели к истощению почвы нижележащих горизонтов. Отмечено достоверное уменьшение содержания $C_{орг}$ в слоях почвы 20–40 и 40–60 см, в результате запасы $C_{орг}$ в слое 0–100 см уменьшились с 77 (контрольный вариант) до 56 т/га (на 27%).

В вариантах с односторонним применением хлористого калия, а также сочетаний НК отмечается тенденция увеличения $C_{орг}$ по метровому слою почвы. Запасы $C_{орг}$ в слое 0–100 см при длительном одностороннем внесении хлористого калия и азотно-калийных удобрений возросли до 110 т/га (на 40%). Влияние хлористого калия на изменение содержания $C_{орг}$ в почве, возможно, связано не столько с положительным влиянием калия, сколько с хлорид-ионом, содержащимся в данном виде удобрений.

Следует отметить, что хлор, наряду с калием, относится к необходимым элементам минерального питания растений. Этот элемент участвует в общих физиологических процессах поддержания гомеостаза [2, 33, 34]. Хлорид-ион обладает высокой растворимостью и миграционной способностью. По данным Якименко [34] длительное внесение КСl приводит к существенному возрастанию концентрации хлора по всему профилю почвы. Хлорид-ион, благодаря своей подвижности, может легко мигрировать по профилю почвы и постепенно превращаться в устойчивые к разложению хлорорганические вещества; в верхних горизонтах почвы возможно при участии микроорганизмов, в более глубоких слоях – абиотическим путем [5].

Хлорированию почвенного органического вещества способствуют минеральные удобрения. Природные хлорорганические соединения гораздо менее подвижны по сравнению с ионами Cl^- и представляют неотъемлемую часть органического вещества естественных экосистем [5, 38]. Хлорорганические соединения устойчивы к выщелачиванию [35].

При внесении полного минерального удобрения (NPK) существенных изменений $C_{орг}$ по профилю почвы не наблюдали, что, возможно, связано с влиянием фосфора на изменение условий питания растений или характер почвенных процессов.

При длительном экстенсивном возделывании сельскохозяйственных культур в опыте выявлена тенденция к подкислению почвы и уменьшению суммы обменных оснований относительно исходного уровня (табл. 2). Подкислению почвы и уменьшению суммы обменных оснований способствует вынос с урожаем сельскохозяйственных культур кальция, магния, калия. Подкисление почвы также может быть связано с загрязнением окружающей среды, выпадением кислотных дождей.

Почвообразующая порода почвы в опыте – желто-бурая некарбонатная покровная глина. Характерной особенностью почвы, сформированной на богатых в минералогическом отношении пермских глинах, является высокое содержание обменных форм кальция и магния, которое увеличивается с глубиной, как и сумма обменных оснований [7], что объясняет нейтральную актуальную кислотность почвы и низкое значение гидролитической кислотности в слое 80–100 см контрольного варианта опыта.

Длительное применение азотных удобрений как при одностороннем внесении, так и в сочетании с фосфором и калием (NP, NK, NPK) способствовало существенному подкислению почвы. Увеличение кислотности почвы наблюдали относительно контрольного варианта и исходного уровня при закладке опыта. При длительном внесении N_{90} и $(NP)_{90}$ отмечено уменьшение показателя $pH_{КСl}$ и увеличение гидролитической кислотности до глубины 60 см, при внесении $(NK)_{90}$ и $(NPK)_{90}$ по метровому слою. В зависимости от варианта и слоя почвы уменьшение показателя $pH_{КСl}$ варьировало от 0.3 до 1.2 единиц, гидролитическая кислотность увеличилась на 0.4–1.5 смоль(экв)/кг (в 1.3–1.8 раза). Длительное внесение калийных удобрений способствовало поддержанию кислотности почвы на исходном уровне. Применение фосфорных удобрений не оказало существенного влияния на показатели кислотности почвы, изменения находились на уровне варианта без удобрений.

В вариантах $(NK)_{90}$ и $(NPK)_{90}$ отмечено наибольшее уменьшение суммы обменных оснований относительно исходного уровня (на 24–27%). При внесении азотно-калийных удобрений одновременно с увеличением показателей кислотности почвы отмечено уменьшение по всему профилю суммы обменных оснований в 1.1–1.6 раза. В варианте $(NPK)_{90}$ достоверное уменьшение суммы обменных оснований по профилю отмечено только в слое 80–100 см. Уменьшение суммы обменных оснований в этих вариантах в первую очередь происходило из-за выщелачивания обменных катионов в результате сильного подкисления почвы за пределы метрового слоя. Однако в вариантах N_{90} и $(NP)_{90}$ не наблюдали уменьше-

Таблица 2. Изменение кислотности почвы, суммы обменных оснований и степени насыщенности почв основаниями по профилю при длительном применении минеральных удобрений (Нг – гидролитическая кислотность, S – сумма обменных оснований, V – степень насыщенности почвы основаниями)

Вариант	Перед закладкой, 0–20	VI ротация				
		0–20	20–40	40–60	60–80	80–100
pH _{KCl}						
Без удобрений	5.7	5.2	4.9	4.8	4.8	6.0
N ₉₀	5.7	4.9	4.5	4.5	4.9	5.6
P ₉₀	5.9	5.1	5.1	4.9	4.9	5.7
K ₉₀	6.0	5.5	5.1	4.7	4.7	5.7
(NP) ₉₀	5.5	4.5	4.3	4.2	5.0	6.0
(NK) ₉₀	5.5	4.6	4.6	4.3	4.5	4.9
(PK) ₉₀	6.0	5.2	4.7	4.5	4.7	5.7
(NPK) ₉₀	5.9	4.7	4.6	4.5	4.5	4.7
HCP ₀₅		0.3	0.4	0.3	0.3	0.5
Нг, смоль(экв)/кг						
Без удобрений	2.2	2.5	2.7	2.8	2.8	1.4
N ₉₀	2.4	3.5	3.7	3.3	2.6	1.7
P ₉₀	2.1	2.6	2.9	3.1	2.7	1.7
K ₉₀	1.9	1.6	2.4	2.7	2.7	1.6
(NP) ₉₀	2.5	3.8	3.9	4.0	2.8	1.3
(NK) ₉₀	2.8	3.9	3.3	3.6	3.1	2.2
(PK) ₉₀	2.8	2.6	2.7	3.0	2.6	1.3
(NPK) ₉₀	2.0	4.0	3.5	3.5	2.9	2.5
HCP ₀₅	–	0.2	0.4	0.5	0.3	0.4
S, смоль(экв)/кг						
Без удобрений	20.0	17.0	18.3	24.0	27.7	40.7
N ₉₀	21.0	18.7	22.5	25.7	28.5	38.3
P ₉₀	20.8	19.1	19.3	24.6	26.7	38.1
K ₉₀	21.8	18.6	21.6	23.8	25.7	36.0
(NP) ₉₀	19.3	15.9	18.8	22.8	26.9	43.0
(NK) ₉₀	18.0	13.6	15.0	22.0	24.5	26.1
(PK) ₉₀	17.0	16.8	20.2	22.6	24.9	36.6
(NPK) ₉₀	21.5	15.7	18.5	23.0	25.7	29.6
HCP ₀₅	–	3.4	2.8	1.9	3.1	7.0
V, %						
Без удобрений	90	87	87	90	91	97
N ₉₀	90	84	85	88	92	96
P ₉₀	91	88	87	89	91	96
K ₉₀	92	92	90	89	90	96
(NP) ₉₀	89	80	83	85	91	97
(NK) ₉₀	87	78	82	86	89	92
(PK) ₉₀	86	87	88	88	90	96
(NPK) ₉₀	91	79	84	87	90	92
HCP ₀₅		3	3	2	2	2

ние показателей суммы обменных оснований, что, по-видимому, связано с тем, что складывающееся соотношение N : P : K в почве по-разному влияло на почвенные процессы. Степень насыщенности почвы основаниями в вариантах (NK)₉₀ и (NPK)₉₀ уменьшилась по всему метровому слою, в вариантах N₉₀ и (NP)₉₀ – до глубины 40–60 см.

Содержание обменных соединений кальция и магния в опыте по профилю увеличивалось с глубиной: с 13.4–16.9 (0–20 см) до 26.2–32.4 смоль(экв)/кг (80–100 см) и с 1.9–2.6 до 3.8–7.1 смоль(экв)/кг соответственно. Для пахотного слоя почвы не выявлено существенных закономерностей изменения содержания обменных форм кальция и магния в результате длительного внесения удобрений. Большие запасы валового содержания кальция и магния в исследуемой дерново-подзолистой почве могут являться основной причиной устойчивого содержания их обменных форм [23].

Важнейшим показателем окультуренности почв, обязательным условием высокой продуктивности сельскохозяйственных культур и их устойчивости к неблагоприятным факторам является степень обеспеченности почв азотом, фосфором и калием.

Содержание минерального азота в почве, его нитратной и аммонийной форм, содержание подвижных соединений калия с глубиной по профилю в контрольном варианте опыта уменьшалось, содержание подвижных соединений фосфора возрастало (табл. 3, 4).

Длительное применение азотных удобрений как при одностороннем внесении, так и в сочетании с фосфорными и калийными удобрениями (NK, NP, NPK) способствовало существенному накоплению минерального азота в почве. Однако различное сочетание N, P, K в вариантах по-разному влияло на количественные изменения и глубину миграции минерального азота. Длительное внесение азотных удобрений в чистом виде увеличило содержание нитратного азота в почве по всему метровому слою в 1.5–2.5 раза, аммонийного – в 1.5–14.6 раза, в сумме минерального – в 1.8–5.9 раза. Запасы минерального азота в почве в слое 0–20 см выросли в 2 раза, слое 0–100 см – почти в 3 раза.

Накопление минерального азота в почве в вариантах (NP)₉₀, (NK)₉₀ и (NPK)₉₀ проходило с меньшей интенсивностью. При внесении (NP)₉₀ отмечено достоверное увеличение содержания в метровом слое почвы только нитратной формы азота. В варианте (NK)₉₀ накопление минерального азота за счет обеих его форм отмечено только в пахотном и подпахотном слоях почвы, при внесении полного минерального удобрения (NPK)₉₀ – до глубины 40–60 см. Запасы минерального азота в вариантах (NP)₉₀, (NK)₉₀ и

(NPK)₉₀ в слое 0–20 см увеличились в 2–3 раза, в слое 0–100 см – в 2 раза. Максимальное накопление минерального азота в пахотном слое почвы наблюдали при внесении полного минерального удобрения.

При длительном внесении калийных и фосфорно-калийных удобрений отмечено достоверное уменьшение содержания нитратного азота с глубины 40–60 см. Возможно, это связано с увеличением потребления нитратного азота растениями, что сократило его естественные потери в нижележащие слои почвы в сравнении с контрольным вариантом. В работе [32] отмечается, что оптимизация калийного состояния почвы привела к усилению потребления растениями нитратов.

В варианте без удобрений доля нитратного азота в составе минерального с глубиной возрастала, а аммонийного уменьшалась. Длительное применение удобрений привело к увеличению доли аммонийного азота с глубиной. Только внесение полного минерального удобрения (NPK)₉₀ способствовало сохранению близкого к контрольному варианту соотношения двух форм азота по профилю.

Содержание подвижных соединений фосфора в пахотном слое почвы при длительном экстенсивном возделывании сельскохозяйственных культур (без удобрений) уменьшилось на 20%, что связано с выносом урожаем. В варианте N₉₀ отмечено сохранение подвижных соединений фосфора на исходном уровне, в вариантах K₉₀ и (NK)₉₀ – отмечены тенденции к увеличению этого показателя в 1.3–1.5 раза. Полученные результаты не согласуются с хозяйственным балансом фосфора. Баланс фосфора в контрольном варианте опыта, при внесении K₉₀, N₉₀, и (NK)₉₀ был на одном уровне и составил минус 19–21 кг/га в год. Устойчивость различных минеральных соединений фосфора в значительной степени зависит от величины кислотности почвенного раствора [3, 30]. Подкисление почвы в результате длительного применения азотных и азотно-калийных удобрений могло увеличить растворимость некоторых минеральных соединений фосфора и повлиять на увеличение содержания его подвижной формы. Также в вариантах N₉₀ и (NK)₉₀ отмечено достоверное уменьшение содержания подвижных соединений фосфора в подпахотном горизонте (20–40 см) на 30–35%, поэтому, возможно, на слой 20–40 см приходились основные потери фосфора. Создание высокого калийного фона при длительном внесении калийных удобрений могло привести к замещению или вытеснению фосфора из его труднодоступных соединений. Тенденции увеличения содержания подвижных соединений фосфора в

Таблица 3. Изменение содержания минерального азота по профилю почвы при длительном применении минеральных удобрений

Вариант	Содержание, мг/кг					Запасы, кг/га		
	0–20	20–40	40–60	60–80	80–100	0–20	0–40	0–100
$N_{\text{мин}}$								
Без удобрений	10.3	7.7	5.1	4.5	3.9	27	47	89
N_{90}	20.3	13.5	11.2	26.6	11.9	53	89	242
P_{90}	10.0	10.1	5.4	10.9	4.3	26	53	117
K_{90}	7.8	8.3	5.0	4.6	5.4	20	43	89
$(NP)_{90}$	21.4	13.6	9.3	7.8	12.9	56	92	185
$(NK)_{90}$	18.6	24.4	7.6	6.5	6.5	48	114	177
$(PK)_{90}$	8.3	6.4	4.9	4.9	6.3	22	39	88
$(NPK)_{90}$	29.9	11.8	10.0	6.8	6.2	78	110	179
HCP_{05}	8.3	5.8	3.2	9.0	3.6	20	38	53
$N-NO_3$								
Без удобрений	5.0	5.3	4.0	3.0	2.6	13	27	57
N_{90}	12.3	8.1	6.4	5.4	5.2	32	54	106
P_{90}	4.0	3.8	2.7	2.3	2.1	10	21	42
K_{90}	3.9	3.0	1.4	1.3	1.6	10	18	31
$(NP)_{90}$	14.2	7.9	5.4	5.4	7.9	37	58	116
$(NK)_{90}$	10.7	6.8	4.0	3.8	3.8	28	46	82
$(PK)_{90}$	4.1	3.3	2.0	1.6	2.5	11	19	38
$(NPK)_{90}$	13.3	6.5	5.5	3.5	3.6	34	52	90
HCP_{05}	7.2	2.6	1.9	1.4	1.7	18	30	39
$N-NH_4$								
Без удобрений	5.3	2.4	1.1	1.5	1.3	14	20	32
N_{90}	8.0	5.4	4.8	21.2	6.7	21	35	136
P_{90}	6.0	6.3	2.8	8.6	2.2	16	33	74
K_{90}	3.8	5.3	3.6	3.3	3.8	10	24	57
$(NP)_{90}$	7.2	5.7	4.0	2.3	5.0	19	34	69
$(NK)_{90}$	7.9	17.7	3.6	2.7	2.7	21	68	96
$(PK)_{90}$	4.2	3.1	2.9	3.3	3.8	11	19	50
$(NPK)_{90}$	16.7	5.3	4.5	3.3	2.6	43	58	89
HCP_{05}	2.6	7.2	3.1	9.9	3.8	30	33	57

почве в варианте K_{90} наблюдаются с IV ротации севооборота.

Длительное внесение фосфорных удобрений в чистом виде и в сочетании с азотом и калием (NP, PK, NPK) обеспечило повышение уровня исходного содержания подвижных соединений фосфора в 1.9–2.7 раза, что подтверждается расчетами баланса фосфора (+34–37 кг в год). Максимальное накопление в пахотном слое почвы отмечено в варианте P_{90} , запасы увеличились с 0.4 до 1.2 т/га. Длительное односторонне внесение фосфорных

удобрений привело к достоверному увеличению содержания подвижных соединений фосфора в почве до глубины 40–60 см, $(NPK)_{90}$ – до глубины 60–80 см. Фосфорно-калийные удобрения способствовали увеличению содержания подвижной формы фосфора в слое 0–20, 40–60, 60–80 и 80–100 см. Запасы в метровом слое почвы в данных вариантах возросли относительно контрольного варианта с 3.3 до 4.5–5.0 т/га (в 1.4–1.5 раза). Сочетание фосфорных удобрений с азотными привело к увеличению содержания подвижных со-

Таблица 4. Изменение содержания подвижных соединений фосфора и калия по профилю почвы при длительном применении минеральных удобрений

Вариант	Содержание, мг/кг						Запасы, т/га			
	перед закладкой, 0–20	VI ротация					перед закладкой, 0–20	VI ротация		
		0–20	20–40	40–60	60–80	80–100		0–20	0–40	0–100
P₂O₅										
Без удобрений	240	192	167	139	236	376	0.6	0.5	0.9	3.3
N ₉₀	198	188	110	175	283	337	0.5	0.5	0.8	3.2
P ₉₀	169	461	225	243	300	419	0.4	1.2	1.8	4.8
K ₉₀	152	235	194	166	207	361	0.8	0.6	1.1	3.4
(NP) ₉₀	203	397	153	140	250	330	0.5	1.0	1.4	3.7
(NK) ₉₀	138	185	122	119	246	410	0.4	0.5	0.8	3.2
(PK) ₉₀	177	397	172	188	408	526	0.5	1.0	1.5	5.0
(NPK) ₉₀	194	371	225	188	328	428	0.5	1.0	1.6	4.5
HCP ₀₅	–	123	41	48	91	100	–	0.3	0.3	0.8
K₂O										
Без удобрений	190	129	116	98	91	82	0.49	0.34	1.0	2.6
N ₉₀	157	112	101	100	90	79	0.41	0.29	0.8	2.5
P ₉₀	159	108	95	102	103	82	0.41	0.28	0.8	2.5
K ₉₀	156	217	129	107	94	85	0.41	0.56	1.3	3.0
(NP) ₉₀	169	109	100	112	104	85	0.44	0.28	0.8	2.5
(NK) ₉₀	158	218	135	124	108	91	0.41	0.57	1.3	3.3
(PK) ₉₀	162	195	110	107	88	72	0.42	0.51	1.1	2.7
(NPK) ₉₀	185	230	140	122	102	98	0.48	0.60	1.4	3.3
HCP ₀₅	–	17	13	18	$F_{\phi} < F_{\tau}$	$F_{\phi} < F_{\tau}$	–	0.05	0.1	0.2

единений фосфора только в верхнем слое почвы (0–20). Полученные результаты свидетельствуют, что калий хлористый в сочетании с суперфосфатом способствовал миграции фосфора из удобрений по профилю.

Длительное экстенсивное использование пашни без удобрений, а также внесение только азотных и фосфорных удобрений (N, P, NP) привело к уменьшению содержания подвижных соединений калия в пахотном слое почвы относительно исходного уровня на 29–36%. Почва по обеспеченности подвижными соединениями калия перешла из групп “высокое и повышенное содержание” в группу “среднее содержание”. В вариантах N₉₀, P₉₀ и (NP)₉₀ отмечено уменьшение количества подвижных соединений калия и в подпахотном слое почвы, что связано с более высокой урожайностью культур и соответственно более интенсивным выносом калия по сравнению с контролем. В результате запасы подвижных соединений калия в почве в слое 0–40 см уменьшились с 1.0 в контрольном варианте до 0.8 т/га (на 20%).

Длительное применение калийных удобрений как при одностороннем внесении, так и в сочетании с азотными и фосфорными, обеспечило увеличение содержания подвижных соединений калия в пахотном слое почвы относительно исходного уровня на 20–40%. Длительное внесение калия хлористого в чистом виде увеличило содержание подвижной формы калия в пахотном и подпахотном слоях почвы, в вариантах (NK)₉₀ и (NPK)₉₀ – до глубины 40–60 см. В результате запасы подвижных соединений калия в метровом слое почвы увеличились в 1.2–1.3 раза. Внесение фосфорно-калийных удобрений оказало влияние только на пахотный слой почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Соотношение N : P : K в почве по-разному влияло на показатели плодородия почвы, что говорит о сложности происходящих в ней процессов, о наличии множества зависимостей между

показателями и влиянии сопутствующих условий среды.

Длительное одностороннее применение азотных удобрений (N_{90}) на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве в течение 40 лет привело к существенным потерям содержания органического углерода в слое почвы 0–60 см, запасы $C_{орг}$ в метровом слое уменьшились почти на 30%. В слое 0–60 см наблюдали подкисление почвы. Отмечено увеличение содержания минерального азота в метровом слое, запасы возросли почти в 3 раза. Это свидетельствует об усилении процессов минерализации органического вещества в почве и непроизводительных потерях азота. Установлено достоверное уменьшение содержания подвижных соединений фосфора в подпахотном слое и подвижных соединений калия в слое 0–40 см, запасы уменьшились на 10–20%.

Длительное внесение фосфорных удобрений (P_{90}) обеспечило на начало VI ротации поддержание содержания органического углерода в пахотном слое почвы на исходном уровне, не оказало существенного влияния на показатели почвенного поглощающего комплекса и на изменение количества минерального азота. Отмечено уменьшение содержания подвижных соединений калия в слое 0–40 см, запасы сократились на 20%. Увеличение содержания подвижных соединений фосфора отмечено в слое 0–60 см. Максимальное накопление подвижной формы фосфора отмечено в пахотном слое, запасы возросли в 3 раза.

Длительное применение калия хлористого (K_{90}) способствовало увеличению содержания $C_{орг}$ в метровом слое почвы, запасы возросли на 40%. Отмечены тенденции уменьшения гидролитической кислотности в пахотном слое относительно исходного уровня. Наблюдали уменьшение содержания нитратного азота в почве с глубины 40–60 см. Увеличение содержания обменных соединений калия в 1.2 раза наблюдали в пахотном и подпахотном слоях почвы.

Применение сочетания азотных удобрений с калием хлористым (NK_{90}) по сравнению с применением только азотных удобрений привело к более сильному подкислению почвы, уменьшению суммы обменных оснований и степени насыщенности почвы основаниями. Достоверное накопление минерального азота отмечено только в слое 0–40 см. По сравнению с применением только калия хлористого наблюдали более сильную миграцию подвижных соединений калия – до глубины 40–60 см.

Внесение суперфосфата совместно с азотными удобрениями ($(NP)_{90}$) стабилизировало содержание органического углерода в почве. Уменьшения его содержания по профилю почвы как при применении только азотных удобрений, не наблюда-

ли. Также отмечена более слабая интенсивность миграции минерального азота по профилю, что свидетельствует об уменьшении его непроизводительных потерь. Изменение показателей кислотности почвы, суммы обменных оснований, содержания подвижных соединений калия происходило аналогично варианту внесения только азотных удобрений. Совместное внесение суперфосфата и азотных удобрений привело к увеличению содержания подвижной формы фосфора только в пахотном слое в 2 раза. Миграции по профилю подвижных соединений фосфора как при внесении только азотных удобрений не наблюдали. Хозяйственный вынос и баланс этого элемента в обоих случаях одинаков (+37 кг/га), что говорит о закреплении фосфора при внесении $(NP)_{90}$ в других более труднодоступных формах.

Сочетание суперфосфата с калием хлористым ($(PK)_{90}$) или калием хлористым и азотными удобрениями ($(NPK)_{90}$), как и в случае с азотно-фосфорными удобрениями, стабилизировало содержание органического углерода в почве. Не наблюдали увеличения этого показателя по профилю, как при внесении калия хлористого в чистом виде или его уменьшения, как при внесении азотных удобрений. Калий хлористый в сочетании с суперфосфатом ($(PK)_{90}$) и $(NPK)_{90}$ способствовал миграции фосфора из удобрений по профилю. Отмечено увеличение содержания подвижных соединений фосфора до глубины 60–80 см или в метровом слое почвы.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ и Пермского края в рамках научного проекта № 20-45-596005 р_НОЦ_Пермский край.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Конфликт интересов отсутствует.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроклиматические ресурсы Пермской области: справочник. М.: Гидрометеиздат, 1979. 156 с.
2. *Алехина Н.Д., Балконин Ю.В., Гавриленко В.Ф.* Физиология растений. М.: Академия, 2005. 640 с.
3. *Андрианов С.Н.* Формирование фосфатного режима дерново-подзолистой почвы в разных системах удобрений. М.: ВНИИА, 2004. 296 с.
4. *Беляев Г.Н.* Калийные удобрения из калийных солей Верхнекамского месторождения и их эффективность. Пермь: Перм. кн. изд-во, 2005. 304 с.
5. *Водяницкий Ю.Н., Макаров М.И.* Хлороорганические соединения и биогеохимический цикл хлора в почвах (обзор) // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1065–1073.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17090118>

6. *Гамзиков Г.П.* Состояние и перспективы исследований в длительных стационарных опытах с удобрениями в Сибири // Плодородие. 2016. № 5. С. 6–9.
7. *Глазовская М.А., Кречетов П.П., Черницова О.В.* Общие закономерности накопления и возобновления запасов элементов-органогенов в дерново-подзолистых почвах хвойно-широколиственных лесов // Почвоведение. 2004. № 12. С. 1430–1439.
8. *Гомонова Н.Ф., Минеев В.Г.* Динамика гумусного состояния и азотного режима дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы при длительном применении удобрений // Агрохимия. 2012. № 6. С. 23–31.
9. Доклад Продовольственной и сельскохозяйственной организаций Объединенных Наций “Состояние знаний о биоразнообразии почв” // <https://www.fao.org/biotech/biotech-news/ru/>
10. *Завьялова Н.Е., Васбиева М.Т., Шишков Д.Г., Казакова И.В.* Влияние минеральных удобрений на трансформацию калийного фонда дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы // Агрохимия. 2022. № 1. С. 3–9. <https://doi.org/10.31857/S0002188122010136>
11. *Завьялова Н.Е., Широких И.Г., Васбиева М.Т., Фомин Д.С.* Влияние различных типов землепользования на прокариотные сообщества и стабилизацию органического вещества дерново-подзолистой почвы // Почвоведение. 2021. № 2. С. 232–239. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21020167>
12. *Замятин С.А., Измestьев В.М.* Влияние культур севооборота на среднегодовое поступление растительных остатков за ротацию севооборотов // Вестник Марийского гос. ун-та. Сер. Сельскохозяйственные науки. Экономические науки. 2016. Т. 2. № 1(5). С. 18–22.
13. *Иванов А.И., Воробьев В.А., Иванова Ж.А.* Современные деградационные процессы в хорошо окультуренных дерново-подзолистых почвах // Проблемы агрохимии и экологии. 2015. № 3. С. 15–19.
14. *Карпунин М.Ю., Байкин Ю.Л., Батыршина Э.Р.* Анализ современного состояния агроландшафтов и пути повышения их секвестрационного потенциала при сельскохозяйственном использовании на среднем Урале // Вестник Курганской ГСХА. 2021. № 4(40). С. 3–8. https://doi.org/10.52463/22274227_2021_40_3
15. *Козлова Л.М., Носкова Е.Н., Попов Ф.А.* Оптимизация полевых севооборотов, как фактор сохранения почвенного плодородия и экологизации земледелия // Теоретическая и прикладная экология. 2020. № 3. С. 147–153. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2020-3-147-153>
16. *Кудяров В.Н.* Баланс азота, фосфора и калия в земледелии России // Агрохимия. 2018. № 10. С. 3–11. <https://doi.org/10.1134/S0002188118100101>
17. *Куликова А.Х.* Дифференциация севооборотов по влиянию на режим органического вещества почвы // Вестник Ульяновской гос. сельскохозяйственной академии. 2011. № 2(14). С. 27–33.
18. *Литвинский В.А., Муравин Э.А., Черников В.А., Грицевич Ю.Г., Игнатов В.Г., Хлыстовский А.Д.* Продуктивность севооборота с клеверным паром и агрохимические свойства дерново-подзолистой почвы в длительном опыте Д.Н. Прянишникова № 2 на Долгопрудной агрохимической опытной станции // Агрохимия. 2010. № 9. С. 19–30.
19. *Лыков А.М., Еськов А.И., Новиков М.Н.* Органическое вещество пахотных почв Нечерноземья. М.: Рос. акад. с.-х. наук, 2004. 630 с.
20. *Медведев И.Ф., Деревягин С.С., Губарев Д.И., Бузуева А.С., Азарова К.А.* Влияние почвенно-агрохимических показателей на формирование корневой системы яровой мягкой пшеницы (*Triticum aestivum* L.) в различных погодных условиях на черноземах южных // Проблемы агрохимии и экологии. 2014. № 3. С. 8–13.
21. *Мерзлая Г.Е.* Эффективность длительного применения биологизированных систем удобрения // Агрохимия. 2018. № 10. С. 27–33. <https://doi.org/10.1134/S0002188118100113>
22. *Минеев В.Г., Гомонова Н.Ф.* Значение фосфора в улучшении свойств дерново-подзолистой почвы при действии и последствии длительного применения минеральных удобрений // Проблемы агрохимии и экологии. 2009. № 2. С. 3–9.
23. *Митрофанова Е.М.* Калий и магний в дерново-подзолистых почвах Предуралья // Аграрный вестник Урала. 2011. № 2(81). С. 9–11.
24. Практикум по агрохимии: учеб. пособие. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 639 с.
25. *Прокошев В.В., Дерюгин И.П.* Калий и калийные удобрения. М.: Ледум, 2000. 185 с.
26. *Пухальская Н.В., Сычев В.Г., Собачкин А.А., Павлова Н.И.* Особенности калийного питания сельскохозяйственных растений в оптимальных и неблагоприятных условиях. М.: ВНИИА, 2009. 192 с.
27. *Соколов А.В.* Агрохимия фосфора. М.: Изд-во Академии наук СССР, 1950. 152 с.
28. *Сычев В.Г., Шафран С.А., Виноградова С.Б.* Плодородие почв России и пути его регулирования // Агрохимия. 2020. № 6. С. 3–13. <https://doi.org/10.31857/S0002188120060125>
29. *Сычев В.Г., Шевцова Л.К., Беличенко М.В.* Влияние длительного применения различных систем удобрения на органофильный состав основных зональных типов почв. Сообщение 1. Дерново-подзолистые почвы // Плодородие. 2019. № 2(107). С. 3–7. <https://doi.org/10.25680/S19948603.2019.107.01>
30. *Титова В.И., Шафронов О.Д., Варламова Л.Д.* Фосфор в земледелии Нижегородской области. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2005. 219 с.
31. *Чупрова В.В.* Биологический круговорот углерода и азота в агроэкосистемах Средней Сибири. Автореф. дис. ... докт. биол. н. Новосибирск, 1994. 35 с.
32. *Якименко В.Н.* Влияние длительного применения калийных удобрений на агрохимические свойства почвы // Агрохимия. 2012. № 12. С. 41–46.
33. *Якименко В.Н., Конарбаева Г.А.* Влияние калийных удобрений на содержание макроэлементов и галогенов в картофеле // Агрохимия. 2015. № 1. С. 50–56.
34. *Якименко В.Н.* Накопление компонентов калийных удобрений в почве длительного полевого опы-

- та // Плодородие. 2019. № 3(108). С. 36–39.
<https://doi.org/10.25680/S19948603.2019.108.11>
35. *Montelius M., Thiry Y., Marang L., Ranger J., Cornelis J.-T., Svensson T., Bastviken D.* Experimental evidence of large changes in terrestrial chlorine cycling following altered tree species composition // *Environ. Sci. Technol.* 2015. V. 49. P. 4921–4928.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00137>
36. *Reichle D.* The global carbon cycle and climate change. 1st Edition. Elsevier, 2019. 388 p.
37. *Sychev V.G., Naliukhin A.N., Shevtsova L.K., Rukhovich O.V., Belichenko M.V.* Influence of Fertilizer Systems on Soil Organic Carbon Content and Crop Yield: Results of Long-Term Field Experiments at the Geographical Network of Research Stations in Russia // *Eurasian Soil Science.* 2020. V. 53. № 12. P. 1794–1808.
<https://doi.org/10.1134/S1064229320120133>
38. *Winterton N.* Chlorine: the only green element – towards a wider acceptance of its role in natural cycles // *Green Chem.* 2000. V. 2. P. 173–225.
<https://doi.org/10.1039/B003394O>

Changes in Agrochemical Properties of Sod-Podzolic Heavy-Loamy Soil by Profile with Prolonged Use of Nitrogen, Phosphorus and Potash Fertilizers in the Conditions of the Pre-Urals

M. T. Vasbiyeva^{1, *}, N. E. Zavyalova¹, and D. G. Shishkov¹

¹Perm Federal Research Center Ural Branch Russian Academy of Sciences, Lobanovo, 614532 Russia

*e-mail: vasbievamt15@gmail.com

We studied the effect of long-term application of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers on changes in the content of organic carbon, mineral nitrogen, mobile forms of phosphorus and potassium, and indicators of the soil-absorbing complex in soddy-podzolic soil (Albic Retisol (Abruptic, Aric, Loamic)). The studies were carried out in a meter layer of soil under the conditions of a long-term stationary experiment, established in the Perm Territory in 1978. The direction, character, and intensity of changes in the agrochemical properties of the soil depended on the type and combination of fertilizers (N, P, K, NP, NK, PK, and NPK). In the experiment, ammonium nitrate or urea, double or simple superphosphate and potassium chloride were used. Dose of fertilizers – 90 kg AI/ha. It was found that the long-term use of nitrogen fertilizers (N₉₀) led to significant losses in the content of organic carbon in the soil to a depth of 40–60 cm, C_{org} reserves in the meter layer decreased by almost 30%. Long-term use of potassium chloride (K₉₀) contributed to an increase in the content of C_{org} in a meter layer of soil, the reserves increased by 40%, which is possibly due to both the influence of potassium and chloride ions. Long-term unilateral application of superphosphate (P₉₀) did not have a significant effect on changes in C_{org} along the soil profile. Nitrogen fertilizers, both with one-sided application and in combination with phosphorus and potassium (NP, NK, NPK), contributed to significant soil acidification. A decrease in pH_{KCl} and an increase in hydrolytic acidity were observed down to a depth of 40–60 cm or in a meter soil layer. In these variants, an increase in the content of mineral nitrogen in the soil was noted. The intensity of mineral nitrogen migration along the profile depended on the combination of fertilizer types. Potassium chloride in combination with superphosphate (P₉₀K₉₀, N₉₀P₉₀K₉₀) contributed to the migration of phosphorus along the profile. An increase in mobile phosphorus compounds was noted to a depth of 60–80 cm or in a meter layer of soil. The antagonistic relationship of potassium with calcium and magnesium contributed to the movement of exchangeable calcium and magnesium cations into the underlying soil layers. Superphosphate neutralized some aspects of the effect of nitrogen or potassium fertilizers on soil fertility indicators.

Keywords: mineral fertilizers, organic carbon, soil acidity, mineral nitrogen, mobile compounds of phosphorus and potassium

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4

ИЗМЕНЕНИЯ ПОЧВ И РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПРИ РАЗНОМ ЧИСЛЕ
ПРОЕЗДОВ КОЛЕСНОЙ ЛЕСОЗАГОТОВИТЕЛЬНОЙ ТЕХНИКИ
(СРЕДНЯЯ ТАЙГА, РЕСПУБЛИКА КОМИ)

© 2022 г. А. А. Дымов^{а, *, **}, В. В. Старцев^а, Н. М. Горбач^{а, b}, Д. А. Севергина^а, И. Н. Кутявин^а,
А. Ф. Осипов^а, Ю. А. Дубровский^а

^аИнститут биологии ФИЦ Коми научного центра УрО РАН,
ул. Коммунистическая, 28, Сыктывкар, 167982 Россия

^bСыктывкарский государственный университет имени Питирима Сорочкина,
ул. Октябрьский проспект, 55, Сыктывкар, 167001 Россия

*e-mail: aadymov@gmail.com

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

Поступила в редакцию 15.04.2022 г.

После доработки 06.05.2022 г.

Принята к публикации 25.05.2022 г.

Представлены изменения подзолистых почв (Albic Retisols) и растительности после рубки ельника черничного на территории средней тайги Республики Коми. Описаны изменения морфологических и физико-химических свойств почв при трех- и десятикратном проходах форвардера, а также при десятикратных проездах с последующим выравниванием волоков для сглаживания колеи. Показано, что число проездов форвардера является определяющим фактором изменения почв. Выявлено, что на волоках с тремя проездами наблюдается формирование колеи глубиной 11 ± 3 см, в то время как при десятикратном глубина колеи может доходить до 66 см со средними значениями 27 ± 4 см. Выравнивание территорий волоков приводит к наибольшей трансформации естественного сложения верхних горизонтов почв на большей площади. Выявлено статистически значимое увеличение плотности верхнего минерального горизонта в почве волока с тремя проходами техники. Для почвы волока с десятью проходами показано уменьшение плотности сложения в верхнем минеральном турбированном горизонте из-за его перемешивания и разрыхления колесной техникой, но при этом наблюдается увеличение плотности в нижележащем срединном минеральном горизонте, сохранившем естественное сложение. Верхние горизонты почвы волока, на котором провели выравнивание с использованием экскаватора, характеризуются статистически значимым возрастанием плотности по сравнению с исходной почвой. Выявлено, что возобновление основных древесных пород в первый год после рубки происходит крайне неравномерно. При сильной захламленности на волоках возобновление отсутствует, что требует дополнительных мероприятий для улучшения возобновления на этих технологических элементах рубки. На выровненных участках волоков выявлено отсутствие возобновления в первый год после рубки, однако можно предположить, что в дальнейшем эти участки будут достаточно быстро заселены подростом древесных пород.

Ключевые слова: уплотнение почвы, выравнивание колеи, рубка леса, подзолистые почвы, натурный эксперимент

DOI: 10.31857/S0032180X22110028

ВВЕДЕНИЕ

Ведущим фактором изменения бореальных лесов выступает хозяйственная деятельность человека. Лесные экосистемы Республики Коми (РК), как и другие таежные экосистемы России, подвергаются возрастающему антропогенному воздействию с XVII–XVIII вв. [24]. Но при этом до середины XX в. шедшие подходы к лесозаготовительной деятельности, в том числе ручная лесозаготовка и конная трелевка древесины, не приводили к существенным изменениям породного

состава лесов. На значительных территориях, пройденных такими типами лесозаготовок, хвойные фитоценозы функционировали по близким к естественным закономерностям [23]. Существенно ситуация стала меняться с середины XX в. Только на территории РК за 60 лет промышленными рубками затронуто 112 тыс. км² и заготовлено 1 млрд м³ древесины [4].

Увеличение объемов заготавливаемой древесины, механизация процесса лесозаготовок, преобладающие сплошные концентрированные и сплошно-

лесосечных рубок способствовали усилению антропогенного воздействия на таежные экосистемы. На территориях, пройденных рубками, изменяется структура лесного покрова [31], круговорот биофильных элементов [5, 14, 32], микроклиматические параметры почв [16]. На значительной площади европейского северо-востока России наблюдается смена хвойных пород лиственными [8, 23, 26]. Индикаторную роль изменения окружающей среды на вырубках выполняют растения напочвенного покрова [11, 22, 44]. Технологии лесозаготовки в значительной степени определяют состав и структуру производных растительных сообществ [27, 43]. В таежной зоне трансформация микро- и мезорельефа, вызываемая работой тяжелой лесозаготовительной техники, приводит к возникновению комплексной растительности вырубок с высокой степенью гетерогенности [29].

На европейском Севере наиболее распространены сплошнолесосечные рубки [25, 26, 39]. Технологически при таких типах рубок (вне зависимости от типа трелевки древесины), обособляются участки, различающиеся характером воздействия на экосистемы. Наименее нарушенные участки принято называть пасечными. Участки с нарушениями почвенного покрова, возникающими при трелевке и складировании древесины, выделяют в трелевочные волокна (или технологические коридоры) и лесопогрузочные площадки. При этом площадь пасечных участков составляет от 59 до 71%, трелевочных волокон – от 18 до 29%, погрузочных площадок – от 6 до 15% общей площади лесосек [33]. В некоторых случаях нарушение поверхности почв происходит на 40–60% площади лесосек [17]. На участках, где планируется искусственное лесовозобновление, площади почв с механической трансформацией, связанной с подготовкой почв под посадки, может быть еще больше [42].

В настоящее время хлыстовая трелевка древесины постепенно замещается скандинавской технологией, включающей использование многооперационных машин (форвардер и харвестер¹). Значительное число лесозаготовительных предприятий ведут заготовку древесины многофункциональными комплексами. В РК, где проводили данные исследования, соотношение заготовки по скандинавской и традиционной (трелевочный трактор и бензопила) технологиям составило 90 и 10% соответственно. Согласно существующим требованиям к организации и проведению работ по заготовке древесины [37], доля волокон и лесопогрузочных площадок при использовании многооперационной техники может составлять до 30% общей площади лесосеки. При этом глубина

колей в данном документе не регламентируется. По нашим предварительным оценкам площади механически нарушенных почв редко превышают 20% площади лесосеки [14]. В настоящее время существуют единичные работы по оценке влияния харвестеров и форвардеров на почвы России [15, 18, 21, 30]. Но, в отличие от скандинавских стран и регионов Российской Федерации с близкими к ним лесорастительными условиями [12, 28, 46], влияние использования сортиментной технологии трелевки древесины на почвы практически не изучено. Вероятно, значительные различия по сравнению с европейскими странами [45, 47] и Карелией [12, 28] при лесозаготовках в близких типах леса будут определяться особенностями несущей способности почв, а именно гранулометрическим составом и большим увлажнением.

Цель работы – оценить изменения почв и растительности при использовании тяжелой агрегатной колесной лесозаготовительной техники.

Задачи исследования: оценить изменения морфологических и физико-химических свойств почв при различном числе проходов форвардера, а также с выравниваем глубоких колея; выявить изменения в составе растительных сообществ разных технологических элементов вырубки; охарактеризовать особенности лесовозобновления на изучаемых участках.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Описание полевого эксперимента. Для проведения эксперимента, весной 2020 года был подобран участок ельника чернично-зеленомошного на территории Сыктывдинского района Республики Коми (рис. 1). Исследование исходного участка леса (ИЛ) начали с весны 2020 г. Климат района исследований умеренно-континентальный, умеренно холодный [2]. Среднемесячная температура воздуха в июле составляет +16.6°C. Среднегодовая температура +0.4°C, годовое количество осадков 514 мм [2].

Согласно почвенно-географическому районированию РК [3], исследуемая территория расположена в южной части Вымь-Вычегодского округа типичных подзолистых почв, иллювиально-железистых подзолов, торфянисто-подзолисто-глеватых иллювиально-гумусовых почв. Объекты были расположены на вершине мореного увала. Съёмку рельефа проводили с использованием нивелира Vega L32C. Схему рельефа строили с использованием программного обеспечения Surfer (Golden Software Inc.). Особенности рельефа представлены на рис. 1.

Рубка леса на исследуемых участках была проведена 7–8 декабря 2020 г. В качестве экспериментальной машины использовали четырехос-

¹ Форвардер – машина, трелеющая древесину; харвестер – машина, спиливающая и укладывающая древесину на поверхность почвы.

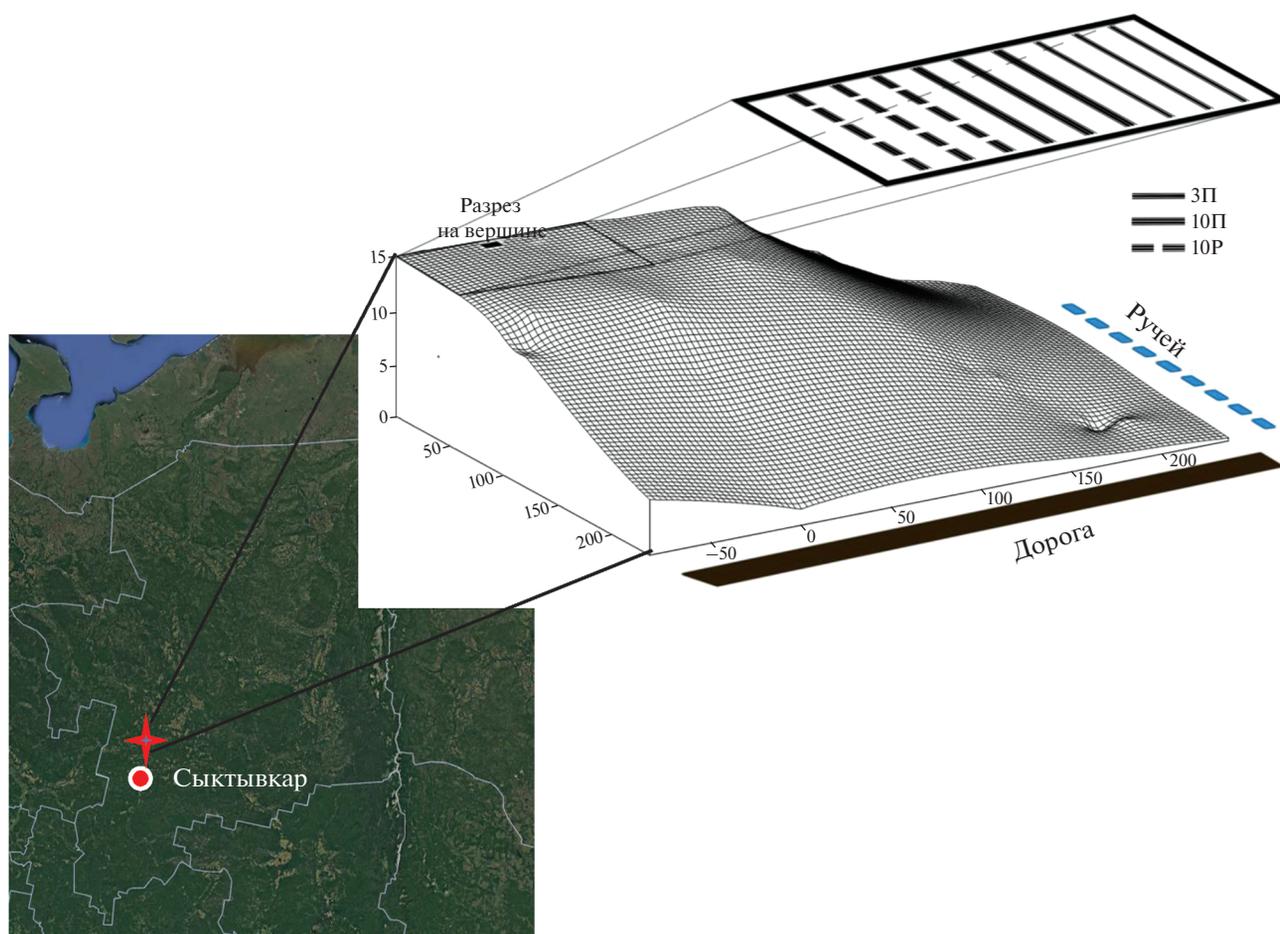


Рис. 1. Расположение участка исследований и схема расположения волоков.

ный форвардер PONSSE ELEPHANT ERG08W A090626, обладающий стандартным весом 22.8 т. Давление в колесах составляло: 3.5 (передние колеса), 5.5 (задние колеса) бар. Стандартные съемные металлические гусеницы использовали только для задних колес. Перед проездом форвардер загружали балансом осины, у каждого бревна измеряли диаметр, с помощью которого вычисляли объем древесины (рис. 2). Общая масса форвардера с древесиной составляла 36.3 т.

К моменту рубки на исследуемом участке леса были практически идеальные условия: отсутствие длительных снегопадов перед рубкой, устойчивые отрицательные температуры воздуха, которые позволили почвам промерзнуть до глубины около 15 см, что в свою очередь обеспечило высокую несущую способность почв. На момент проведения эксперимента температура воздуха составляла -3.2°C , температура подстилки -0.5°C .

В ходе эксперимента было заложено 9 волоков, каждый протяженностью около 50 м. Волока были расположены на вершине увала. На трех волоках число проходов форвардера составило 3

(3П), на других трех волоках – 10 (10П). Разрезы закладывали в колеях, межколейное пространство механически не было нарушено. На трех волоках с десятью проходами форвардера было проведено выравнивание колеи (10Р), удаление (сдвигание на бровку) подстилки, пней и порубочных остатков. Подстилки и порубочные остатки передвигали на территорию, прилегающую к волокам. Разравнивание производили экскаватором Komatsu PC-8 на следующий день после проведения рубки. Серию волоков с выравниванием (10Р) проводили для оценки возможности применения данных мероприятий для успешности последующего лесовозобновления. Укрепление волоков порубочными остатками не проводили. Непосредственно после рубки (декабрь 2020 г.) были выполнены замеры глубин колеи, формирующихся от тяжелой колесной техники. Измерения проводили через каждые 2.5 м. Для волоков с тремя проходами (3 волока по 2 колеи) было выполнено 162 измерения, 392 замера было проведено на волоках с десятью проходами (6 волоков по 2 колеи).



Рис. 2. Загрузка форвардера перед проведением эксперимента.

Оценку морфологических изменений почв и отбор почвенных образцов производили в июле 2021 г. Было заложено по одному опорному разрезу на каждом объекте. Классификационная диагностика выполнена согласно [36], с рекомендациями по оценке свойств турбированных почв [13, 14]. Для определения цвета генетических горизонтов использовали шкалу Манселла. Плотность сложения в органогенных и минеральных горизонтах определяли в опорных разрезах согласно [7].

Химический анализ почв проводили в аккредитованной экоаналитической лаборатории и отделе почвоведения Института биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук. Общее содержание углерода и азота определяли на анализаторе EA-1100 (Carlo Erba). pH водных вытяжек оценивали с помощью Edge HI2002-02 pH-метра (Hanna Instruments, Румыния) при соотношении почва : раствор для подстилок 1 : 25, для минеральных горизонтов –

1 : 2.5. Обменные катионы извлекали ацетатно-аммонийной вытяжкой (pH 7) с последующим определением на атомно-эмиссионном спектрофотометре ICP Spectro Ciros. Гранулометрический состав оценивали по методу Качинского. Содержание железа и алюминия, растворимых в кислом растворе оксалата аммония, измеряли методом атомно-эмиссионной спектрометрии. Для извлечения из почвы несиликатных соединений железа вне зависимости от степени окристаллизованности использовали метод Мера–Джексона [41]. Коэффициент Швертмана рассчитывали по уравнению: $K_{ш} = Fe_{ox}/Fe_{dith}$ [10]. Определение фосфора осуществляли согласно ПНД Ф 16.1:2.3.11-98 [38]. Методика включает обработку почвы 5M HNO₃ (2 г почвы/10 см³ кислоты) с последующим нагреванием на водяной бане в течение трех часов и определением на ICP Spectro Ciros.

При выполнении описаний растительных сообществ использованы методики, которые являются общепринятыми в геоботанике и лесной типологии [19]. На каждой пробной площади учитывали состав и сомкнутость (в долях единицы) древостоя и подлеска. Для травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов определяли общее проективное покрытие в процентах, оценивали степень доминирования видов с использованием шкалы господства Ипатова [19]. В целях выявления биоразнообразия растений рассчитывали показатель α -разнообразия и видовую насыщенность.

На контрольном участке ельника чернично-зеленомошного было выполнено одно описание исходного лесного сообщества (размер 20×20 м). На вырубке учет растительного покрова делали на каждом технологическом элементе. Размер пробных площадок (ПП) на пасечных участках составлял 5×5 м, на выровненных волоках и в колеях растительность учитывали методом прохода одного технологического элемента. Латинские названия таксонов сосудистых растений и мхов даны по источнику www.worldfloraonline.com, лишайников по Santesson et al. [48].

Оценка возобновления проводилась по методике, разработанной Побединским [34]. На вырубке была проведена закладка учетных пробных площадок (УПП) размером 1×1 м с чередованием пасека-волок в количестве 56 штук. На УПП проводилось детальное описание последующего возобновления по породам [40]. На УПП, заложённых на волоках, дополнительно измеряли ширину и глубину колеи, отмечали наличие или отсутствие воды в колеях, количество порубочных остатков.

Индекс встречаемости подроста (t) определен по соотношению количества учетных площадок с подростом ($n_{\text{пдр}}$) к общему количеству заложённых учетных площадок ($n_{\text{общ}}$):

$$t = n_{\text{пдр}} / n_{\text{общ}}$$

При $t > 0.65$ размещение считается равномерным и дополнительных мероприятий, направленных на улучшение процесса лесовозобновления, не требуется. При $t \leq 0.65$ размещение подроста неравномерное и требуются мероприятия в виде дополнения, мер содействия или, в крайнем случае, при оценке возобновления на "отсутствует", создание лесных культур.

Проведен расчет средней высоты хвойного и лиственного подроста и всходов последующего возобновления отдельно на волоках, пасеках и в целом на вырубке. Оценка степени доверительности и углубленного анализа материалов обследования по сохранению подроста или мер по содействию естественному возобновлению прове-

дена с использованием методов математической статистики.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменения растительного покрова на основных технологических элементах вырубки. Исходное сообщество было представлено разновозрастным хвойно-лиственным насаждением, пройденным низовыми пожарами и выборочной рубкой крупных хвойных деревьев около 60 лет назад. Древесный ярус образован сосной обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), елью сибирской (*Picea obovata* Ledeb.), березой пушистой (*Betula pubescens* Ehrh.) и березой повислой (*B. pendula* Roth.). В качестве небольшой примеси присутствуют пихта сибирская (*Abies sibirica* Ledeb.) и осина (*Populus tremula* L.). Формула древостоя – 4С3Е2Б1Ос ед.Пх. Ярусность в древостое не выражена. Сухостой и валеж образуют преимущественно хвойные деревья со ствольным запасом древесины $30 \text{ м}^3/\text{га}$. В подросте доминирует ель, с небольшой примесью березы и осины. Общее проективное покрытие (ОПП) травяно-кустарничкового яруса составляет 80%, доминирует черника (*Vaccinium myrtillus* L.). ОПП мохово-лишайникового яруса 80%, доминирует *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp., заметную роль играют *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt., *Sphagnum angustifolium* (Warnst.) C.E.O. Jensen, *Polytrichum commune* Hedw.

По сравнению с исходными сообществами, на участках вырубки произошло обеднение кустарничкового яруса (табл. 1). Его сомкнутость уменьшилась, из состава выпал можжевельник (*Juniperus communis* L.). Крупные кустарники были уничтожены в процессе рубки, поэтому высота растений на послерубочных участках пасек уменьшилась до 30–40 см. Общее видовое разнообразие сосудистых растений сократилось значительно (с 18 видов на контрольном участке до 16 видов на вырубке). Черника сохранила ведущие ценоотические позиции. Изменения светового режима привели к увеличению обилия светолюбивых видов (брусника – *Vaccinium vitis-idaea* L., луговик – *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin.). Майник (*Maianthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt), один из видов-наполнителей травяно-кустарничкового яруса (ТКЯ) контрольных участков, будучи более теневыносливым видом, на вырубках сокращает свое обилие.

Общее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса на пасечных участках уменьшилось до 15–30% по сравнению с 80% на контрольном участке. ОПП мохово-лишайникового яруса на пасечных участках снизилось значительно (до 40–60% по сравнению с 80% на контрольной ПП). Основные изменения произошли в его составе, где на ведущие позиции вышли виды увлажнённых местообитаний (*Sphagnum an-*

Таблица 1. Характеристика нижних ярусов растительности исследованных участков

Показатель	Контроль	Пасека	3П	10П
Общая сомкнутость подлеска, в долях от 1	0.2	0.1	<0.1	<0.1
Общее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса, %	80	20	1–3	0–1
Общее проективное покрытие мохово-лишайникового яруса, %	80	60	1–5	0
Подлесок				
<i>Rosa acicularis</i>	2	9	8	10
<i>Salix caprea</i>	+	1	–	–
<i>Sorbus aucuparia</i>	8	+	2	–
Травяно-кустарничковый ярус				
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	1	1	–	–
<i>Equisetum sylvaticum</i>	2	1	–	–
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	2	1	–	–
<i>Vaccinium myrtillus</i>	8	5	–	–
<i>Calamagrostis obtusata</i>	1	1	3	–
<i>Carex globularis</i>	2	4	5	–
<i>Deschampsia flexuosa</i>	3	3	2	–
<i>Maianthemum bifolium</i>	4	1	2	–
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	2	5	1	–
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	1	2	5	3
<i>Solidago virgaurea</i>	1	2	4	4
<i>Trientalis europaea</i>	3	1	6	7
<i>Luzula pilosa</i>	1	2	–	3
<i>Rubus saxatilis</i>	3	2	–	4
Мохово-лишайниковый ярус				
<i>Polytrichum commune</i>	4	5	–	–
<i>Aulacomnium palustre</i>	1	3	–	–
<i>Pleurozium schreberi</i>	4	4	5	–
<i>Hylocomium splendens</i>	7	5	5	–
<i>Sphagnum angustifolium</i>	4	5	6	–

Примечание. ИЛ – исходный лес, П – пасечный участок, 3П – 3 прохода, 10П – 10 проходов. Для подлеска приведен состав (от 10 единиц). Ранги обилия видов травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов приведены по шкале Ипатова [19]. Виды, отмеченные только на контрольном участке: *Carex cespitosa*, *Dicranum majus*, *Geranium sylvaticum*, *Hieracium laevigatum*, *Juniperus communis*, *Platanthera bifolia*. Виды, отмеченные только на пасеке: *Leontodon autumnalis*, *Linnaea borealis*, *Oxalis acetosella*, *Rhytidadelphus subpinatus*. Прочерк – вид отсутствует, + – вид отмечен единично.

gustifolium и *Polytrichum commune*). Ранг обилия мезофитного вида *Hylocomium splendens* сократился с 8 до 4–6. Эффект увеличения увлажнения местообитаний вырубок хорошо известен из литературы [22, 27, 43]. В результате уничтожения деревьев, которые являются мощными насосами, откачивающими из почвы воду, на начальных этапах восстановления экосистем меняется гидрологический режим, и происходит временное заболачивание.

После проведения рубки леса, на исследуемых ПП зафиксировано 6 видов мхов, средний пока-

затель α -разнообразия мхов – 2 вида. Таким образом, общее число видов мхов в результате трансформации растительных сообществ уменьшилось более чем в 2 раза. А видовая насыщенность конкретных ПП – в 3 раза. Виды мхов, которые исчезли из видового состава исследуемых сообществ (*Climacium dendroides* (Hedw.) F. Weber & D. Mohr, *Dicranum majus* Turner et др.), являются более требовательными к условиям микроместообитаний. В частности, им необходимо затенение, которое отсутствует в сообществах начальных этапов послерубочной сукцессии. На выручке с небольшим обилием был отме-

Таблица 2. Характеристика последующего естественного возобновления и индекс встречаемости подроста на вырубке первого года

Порода	Густота возобновления на вырубке, шт./га	Индекс встречаемости (<i>t</i>)			
		ЗП	10П	10Р	П*
Б	10714	—	0.22	—	0.15
Ос	13214	0.71	0.22	—	0.45
Е	179	—	—	—	—
С	179	—	—	0.08	—
Всего	24286	0.71	0.33	—	0.50

Примечание. Ос — осина, Б — береза, Е — ель, С — сосна. Прочерк — не обнаружено. * На пасеке.

чен один вид мхов (*Ptilium crista-castrensis*), который отсутствовал на контрольных участках.

В колеях наблюдали сильную степень нарушения исходного растительного покрова, большая часть которого была механически уничтожена. Кустарниковый ярус представлен единичными растениями шиповника (*Rosa acicularis* Lindl.) и рябины (*Sorbus aucuparia* L.). ОПП травяно-кустарничкового яруса лишь в некоторых случаях достигает 3%, ОПП мхов и лишайников — до 5%. Средний показатель α -разнообразия сосудистых растений снижается до двух видов. Виды-доминанты исходных сообществ, которые сохраняют свое обилие на пасеках, в колеях отсутствуют. В таких условиях, в первый год сукцессии, на лидирующие позиции выходят седмичник (*Lysimachia europaea* (L.) U. Manns & Anderb.), золотарник (*Solidago virgaurea virgaurea* L.), осока шаровидная (*Carex globularis* L.), из мхов — *Sphagnum angustifolium*.

Колеи с разной степенью нарушения (3 и 10 проездов форвардера) достоверно различаются основными параметрами нижних ярусов растительности. Среднее число видов сосудистых растений (α -разнообразие) в колее после трех проездов составляет 3 вида (1–5 видов на конкретных площадках), после десяти проездов — 2 вида (0–2 вида на конкретных площадках). Мохово-лишайниковый ярус в колеях после 10 проездов полностью отсутствует, а после трех проездов его ОПП варьирует от 1 до 5%. На участках серии 10Р в первый год восстановления какие-либо растения отсутствуют.

В целом по итогам исследований растительного покрова можно отметить, что на разных технологических элементах вырубки (пасечные участки, колеи на волоках) наблюдается разная степень нарушения растительного покрова, которая определяется уровнем технологической нагрузки в процессе рубки леса.

Возобновление основных древесных пород на разных элементах вырубки в первый год. Формула состава подроста на вырубке — 54Ос44Б1Е1С. Наибольший индекс встречаемости подроста отмечается у осины, как на пасеках и волоках ($t =$

$= 0.45–0.65$), так и вырубке в целом, а наименьший — у хвойных видов ($t = 0–0.05$). После трех проездов форвардера по неукрепленному волоку отмечается более высокие значения индекса в колеях для порослевой осины ($t = 0.71$). На волоке с десятью проездами береза и осина наблюдались в равных долях ($t = 0.22$) (табл. 2), но в большей степени семенного происхождения. Такая тенденция связана с продавливанием лесной подстилки и ее перемешиванием с верхними элювиальными горизонтами, следствием чего является лучшее закрепление и прорастание семян деревьев на минеральной части. Однако при увеличении глубины колеи и задержке в ней воды, возобновление отсутствует.

Проведенные исследования густоты возобновления на вырубке хвойно-лиственного насаждения показали обильное предварительное возобновление лиственными видами березы и осины. Их количество составляет 11 и 13 тыс. шт./га, соответственно. Численность предварительно возобновляющихся ели и сосны на вырубке единична. Такое слабое возобновление ели и сосны связано с низким баллом плодоношения хвойных деревьев на вырубке в предыдущий год. Индекс встречаемости подроста (t) носит неоднородный характер независимо от технологического элемента вырубки (ЗП, 10П, 10Р). Так, на всей вырубке наибольший индекс отмечается на волоках $t = 0.7$, тогда как на участках с выравниванием колеи его значение равняется нулю. Заложенные учетные площадки показали полное отсутствие возобновления на 10Р участках в результате выравнивания и удаления верхних горизонтов, а также исходного подроста.

Изменение морфологического строения почв. В центральной части участка заложен опорный разрез (рис. 3). Дорубочный микрорельеф участка вершины увала — естественный для лесных экосистем, выраженный приствольными повышениями, обилием пней и валежа разной стадии разложения. Для почв исходного леса (ИЛ) характерна типичная лесная подстилка, состоящая из трех подгоризонтов различной степени разложения

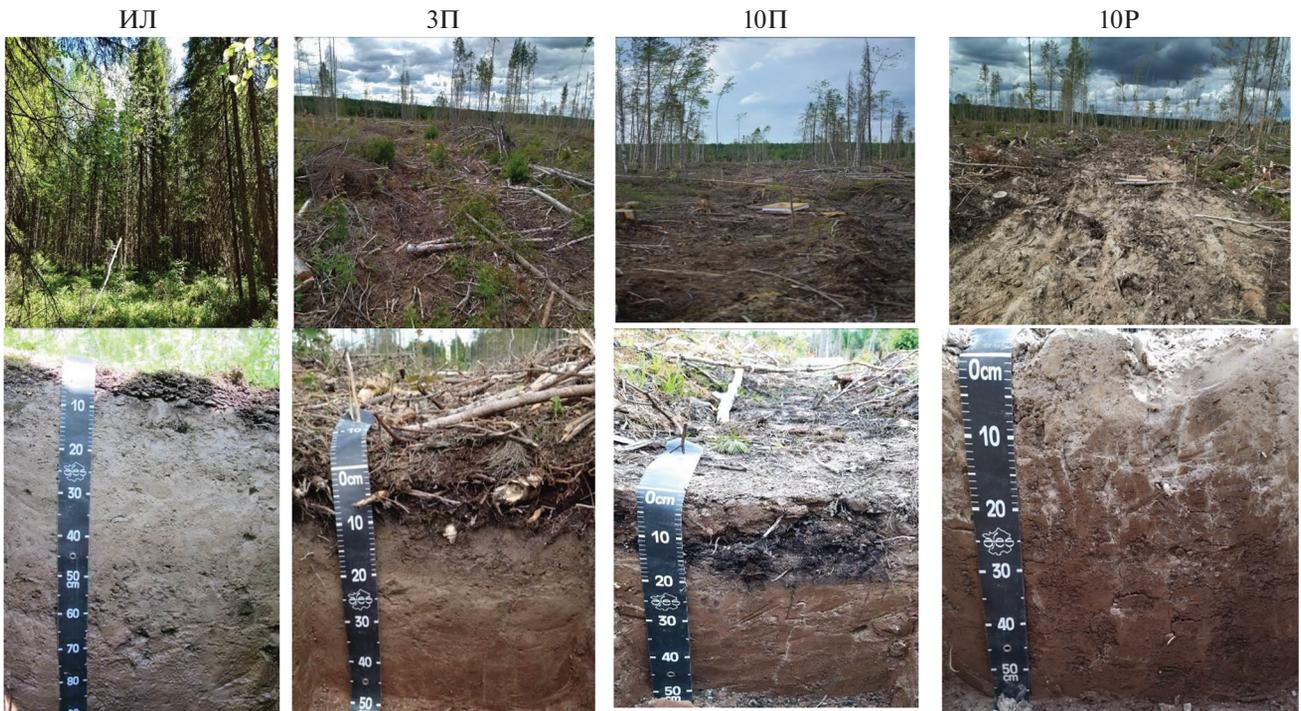


Рис. 3. Общий вид и профильное строение исследованных почв: ИЛ – исходный лес; ЗП – волок с тремя проходами, 10П – волок с десятью проходами, 10Р – волок с десятью проходами и последующим выравниванием.

растительных остатков (O(L), O(F), O(H)) [6]. Под подстилкой формируется белесый (2.5Y5/3–10YR6/3) элювиальный горизонт EL, представленный бесструктурным или слабоструктурным плитчатым суглинистым материалом. В горизонте обильно встречается окатанная порода, щебень и галька. Переход к субэлювиальному горизонту BEL постепенный, по утяжелению гранулометрического состава. Горизонт – от темно-коричневого до светло-серого цвета (7.5 YR 4/4), хорошо оструктурен и пронизан вертикальными языками элювиального горизонта с более легким супесчаным материалом. Под элювиальной толщиной формируется коричневато-бурый (7.5Y4/4) среднесуглинистый хорошо выраженный текстурный горизонт BT с типичной для почв данного отдела многопорядковой структурой, с обилием кутан и скелетан. *Исходная почва – подзолистая.*

Разрез ЗП заложен в центральной части волока с тремя проходами форвардера. Напочвенного покрова нет, в верхней части подстилки много ветвей и хвои, однако перемешивания верхних горизонтов не наблюдается. Отмечено визуальное переуплотнение и дополнительное поступление органического вещества в верхние минеральные горизонты. Схема почвенного профиля: O(L) (0–2 см) – O(F + H) (2–5 см) – EL1 (5–15 см) – EL2 (15–25 см) – BEL (25–35 см) – BT1 (35–50 см). Органогенный горизонт исследованной почвы разделен на два подгоризонта по степени разло-

жения растительных остатков, представленных сухой хвоей, ветвями, остатками мхов и кустарничков и хорошо разложившимся опадом в нижней части горизонта. Верхний минеральный горизонт EL1 бесструктурный, белесый (2.5Y5/2), супесчаный, с обилием окатанных камней. Горизонт EL2 более светлый (2.5Y6/2) и более плотный, легкосуглинистый, но в целом совпадает с вышележащим горизонтом. Нижние минеральные горизонты BEL и BT не подверглись механическим нарушениям и аналогичны горизонтам фонового участка. *Почва – подзолистая.*

Разрез 10П заложен на волоке с 10 проходами тяжелой техники в месте глубокой колеи. Подстилка отсутствует, но на поверхности много ветвей, хвои и порубочных остатков. Строение почвенного профиля: TURcwd² (0–15 см) – EL (15–20 см) – BEL (20–30 см) – BT (30–50 см). Верхний турбированный горизонт TURcwd представляет собой минеральный горизонт серого цвета с примесью ветвей, хвои, шишек, единично встречаются камни. Формирующийся глубже элювиальный горизонт соответствует фону, но более уплотнен, проявляется плитчато-ореховатая структура. Субэлювиальный горизонт BEL и

² Индекс cwd обозначает присутствие крупных древесных остатков (с английского coarse wood debris). Подробно использование данного индекса в турбированных горизонтах описано нами ранее [14].

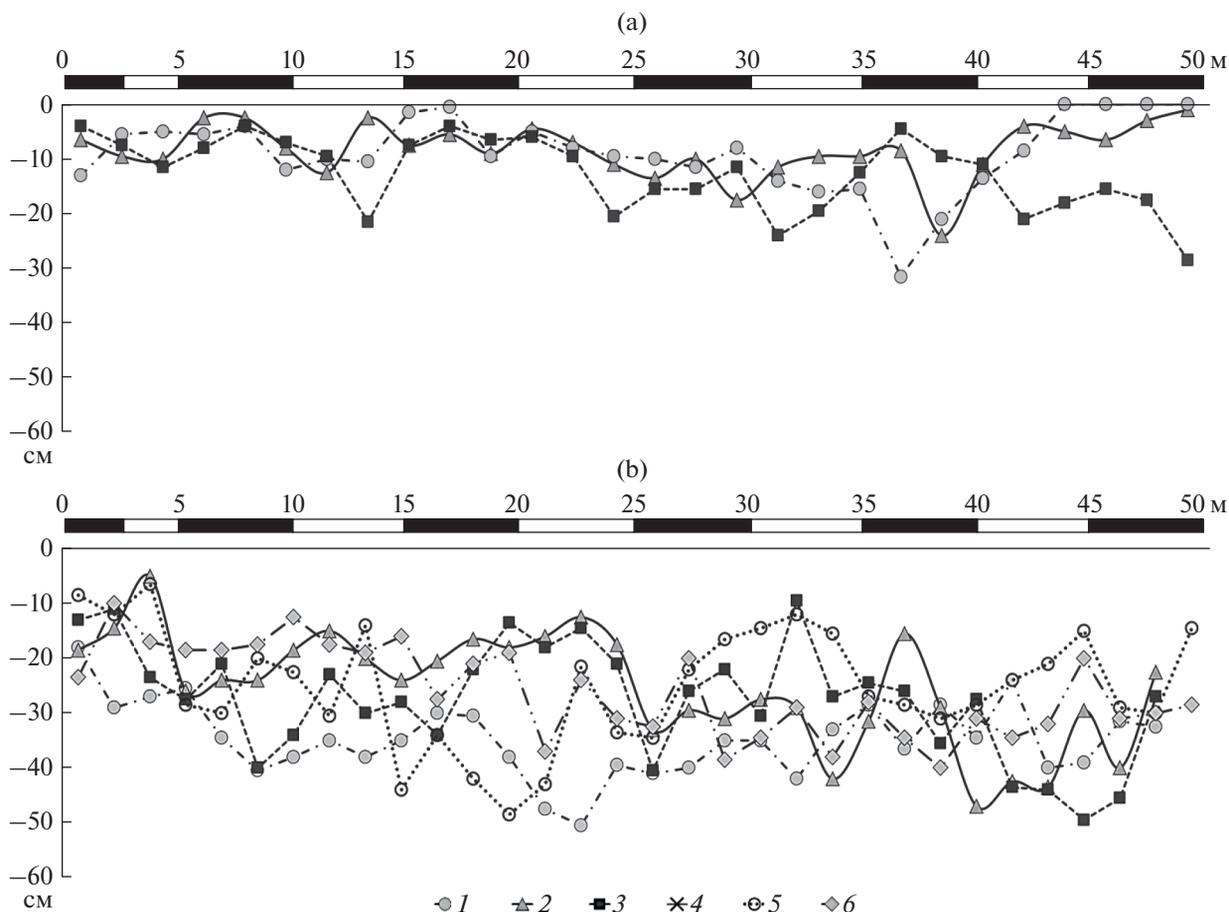


Рис. 4. Глубины колеи на волоках с тремя (а) и десятью (б) проходами. 1–6 – волока. Каждая линия – среднее значение из двух измерений (колеи).

текстурный ВТ также почти не претерпели морфологических изменений и аналогичны идентичным горизонтам исходной почвы. Однако наблюдается некоторое переуплотнение в срединных минеральных горизонтах. Почва диагностирована как *турбозем детритный*.

Разрез 10Р был заложен на участке с десятью проходами тяжелой техники и последующим выравниванием. Микрорельеф с западинами, в которых значительную часть летнего периода стоит вода. Верхние горизонты турбированы, восстановление растительности замедленно, на поверхности единичные ветви и остатки органогенного горизонта. Схема почвенного профиля: TUR (0–10 см) – BEL (10–20 см) – ВТ (20–50 см). Органогенный горизонт отсутствует, в результате выравнивания формируется турбированный горизонт TUR с частично сохранившимся строением горизонтов EL и BEL. В отличие от разреза 10П в нем существенно меньше порубочных остатков и растительного опада. Формирующийся ниже горизонт BEL коричневый (7.5YR4/3) с белыми языками, плотный. Текстурный горизонт представлен

коричневым (7.5YR4/3) тяжелым суглинком. Весь почвенный профиль сцементирован, вероятно, из-за циклов иссушения/увлажнения. Почва охарактеризована как *турбозем*.

Глубина колеи. В результате исследований выявлено, что колесная техника проминает почву на волоках с тремя проходами на 0–41 см (рис. 4). На волоках с тремя проходами средние значения глубины колеи варьировали от 8 до 13 см. Визуально более интенсивное проминание происходит на наиболее влажных участках. Установлено, что для участков с десятью проходами продавливание колесной техникой выражено значительно сильнее и составляет от 0 до 66 см. Средние значения для изученных волоков составляют от 23 до 35 см. Глубина колеи волоков с десятью проходами значительно (в 2–4 раза) превышает глубину на волоках с тремя проходами, даже при условиях высокой устойчивости почв.

Анализ показателей вариации позволил установить, что в среднем глубина продавливания на волоках с тремя проходами составляет 11 ± 8 см. Коэффициент вариации при этом 79% указывает

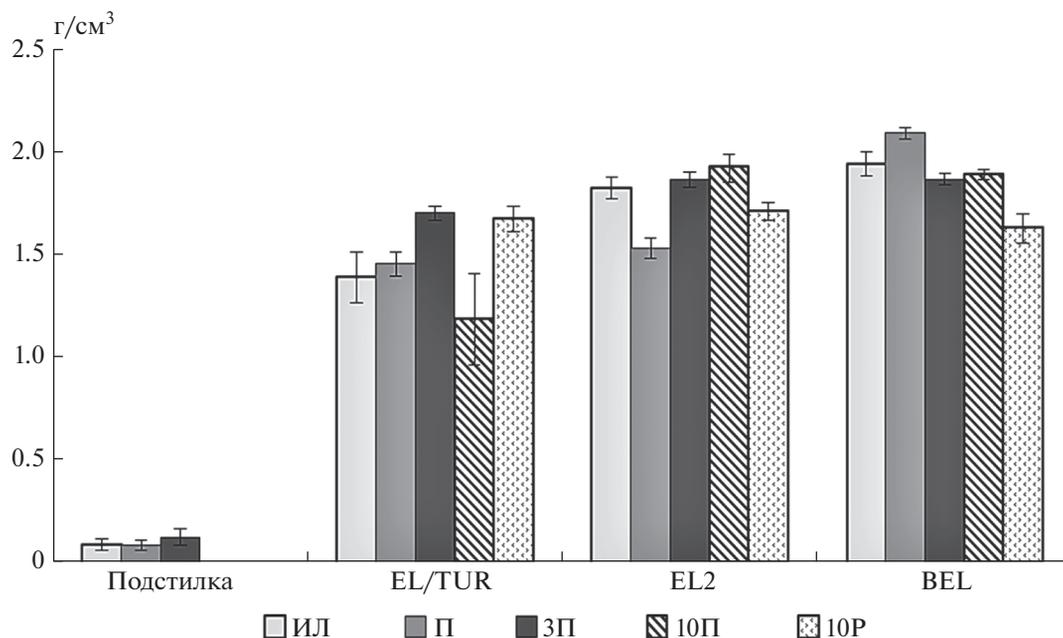


Рис. 5. Плотность сложения генетических горизонтов исследованных почв в опорных разрезах. ИЛ – исходная почва, П – разрез на пасечном участке после рубки, ЗП – разрез на волоке с тремя проходами, 10П – разрез на волоке с десятью проходами, 10Р – разрез на волоке с десятью проходами с выравниванием. Среднее значение ± среднее квадратичное отклонение ($n = 5$).

на неоднородность полученных показателей при соответствии нормальному распределению (критерий Колмогорова–Смирнова (D) составляет 0.149, при $p < 0.01$; W – критерий Шапиро–Уилка = 0.8654 при $p = 0.0000$). Для волоков с десятью проходами глубина колеи была в среднем 27 ± 12 см, при коэффициенте вариации 45%, обусловленном более однородной совокупностью значений глубин продавливания. При соответствии наблюдаемой выборки нормальному закону распределения (критерий $D = 0.05711$ при $p < 0.02$, критерий $W = 0.98633$ при $p = 0.0009$).

Плотность сложения исследуемых почв. Проведены исследования плотности сложения верхних генетических горизонтов после реализации эксперимента по разному количеству проходов на выделенных волоках. Плотность почвы пасечного участка после рубки близка к значениям плотности фонового участка. Плотность органогенного горизонта составляет 0.09 г/см^3 , минеральные горизонты характеризуются плотностью от 1.46 до 2.09 г/см^3 (рис. 5).

Для почв волоков выявлены некоторые изменения плотности генетических горизонтов. Показано увеличение плотности подстилки до 0.13 г/см^3 и верхнего элювиального горизонта до 1.70 г/см^3 в почве волока ЗП. Нижние минеральные горизонты имеют близкие к исходным (ИЛ) значения. Для почвы волока с десятью проходами показано уменьшение плотности сложения в верхнем минеральном горизонте (1.18 г/см^3) из-за его пере-

мешивания и разрыхления колесной техникой. Однако наблюдается увеличение плотности в срединном горизонте EL2 до 1.92 г/см^3 , вероятно, обусловленное продавливанием. Для почвы участка 10Р установлено увеличение плотности в турбированном горизонте (1.67 г/см^3), что близко к значениям верхнего элювиального горизонта почвы волока с тремя проходами. Нижние минеральные горизонты характеризуются менее плотным сложением ($1.63\text{--}1.71 \text{ г/см}^3$).

Достоверно значимых отличий по плотности сложения верхних горизонтов почв волоков в зависимости от числа проходов колесной техники выявлено не было. Однако следует отметить тенденцию к уменьшению плотности на волоках с десятью проходами, что, вероятно, связано с разрыхлением и перемешиванием генетических горизонтов.

Изменение физико-химических свойств. Исходная почва (ИЛ) развивалась на легких/средних суглинках. Сумма частиц физической глины варьирует от 19 до 31%. Выявлено утяжеление гранулометрического состава в нижних минеральных горизонтах, что отчетливо проявляется по содержанию илистой фракции. Доля фракции ила в верхних горизонтах незначительна (8–9%), но нижние горизонты характеризуются значительным увеличением ее содержания до 23%, коэффициент дифференциации по илу составляет 2.7.

Почва ИЛ слабокислая, значения pH_{H_2O} варьируют от 4.3 до 6.1. Наиболее кислой является подстилка, в минеральных горизонтах показатели pH приближаются к нейтральным значениям. Распределение углерода и азота по профилю регрессивно аккумулятивное с наибольшим содержанием в подстилках (34.4–44.5%) и минимальным – в минеральных горизонтах (0.1–0.45%). Органическое вещество подстилок характеризуется широким отношением C/N – от 29 до 37. Содержание фосфора в почве исходного участка варьирует от 100 до 1500 мг/кг. Максимальная концентрация выявлена в верхних подгоризонтах подстилки O(F) и O(F + H). Минеральные горизонты содержат фосфора в 6–18 раз меньше. Минимальное содержание фосфора выявлено в элювиальных горизонтах, что характерно для подзолистых почв.

Распределение дитионито- и оксалаторастворимых форм железа и алюминия в минеральных горизонтах имеет элювиально-иллювиальный тип распределения по профилю. Наблюдается вынос различных форм железа и алюминия из верхних минеральных горизонтов и аккумуляция в середине почвенного профиля с последующим уменьшением их содержания в нижних минеральных горизонтах. Физико-химические свойства соответствуют типичным почвам региона [35].

Характер накопления оксалаторастворимых форм железа в некоторой степени отражает степень гидроморфизма почвы. Считается, что значения коэффициента Швертамана (Кш) позволяют получить количественное выражение степени гидроморфизма почв [1, 9, 20]. Значения Кш варьировали от 0.4 до 0.6. Высокие показатели коэффициента Швертамана выявлены в срединных горизонтах (EL, BEL), где происходит застой влаги (Кш = 0.6). Затруднение фильтрации атмосферных осадков и повышенная гидроморфность в почвах на плоских поверхностях объясняется отсутствием латерального стока.

Для почвы пасечного участка (П) выявлено уменьшение содержания в элювиальных горизонтах, как дитионито- так и оксалаторастворимых форм железа по сравнению с исходной почвой. Вероятно возрастание подвижности рассматриваемых форм железа связано с увеличением влажности верхних генетических горизонтов почвы пасечного участка после рубки. Содержание алюминия в верхней части иллювиального горизонта уменьшается в 3 раза при двукратном возрастании на глубине 20–45 см. Содержание углерода и азота в характеризуется типичными закономерностями с максимальными значениями в органогенных (34.5–44.8% углерода, 1.11–1.90% азота) и уменьшением в минеральных (0.112–0.82% углерода, 0.018–0.033% азота) горизонтах. В почве пасечного участка по содержанию угле-

рода и азота не выявлено изменений с исходным состоянием. Наблюдались изменения по содержанию фосфора в почве пасечного участка после вырубki. Выявлено увеличение содержания в органогенных горизонтах (1700–1900 мг/кг) по сравнению с исходными значениями (1400–1500 мг/кг), минеральные горизонты характеризовались близкими значениями (46–150 мг/кг).

По химическим показателям для исследованных почв волоков выявлены как близкие показатели, так и заметные отличия с исходной почвой. Показатели кислотности в почвах волоков оставались аналогичными к таковым в исходной почве (табл. 3), $pH(H_2O)$ в почве волока с тремя проходами варьировал от 4.4 до 5.8 ед. pH , в почве на волоке с десятью проходами – от 4.7 до 5.9 ед. pH , в почве с выравниванием волока – 5.1–5.5 ед. pH . Наиболее кислыми являются органогенный подгоризонт O(F + H) (4.4 ед. pH) и верхний элювиальный горизонт (4.7) в почве волока 3П. Наблюдается увеличение кислотности верхнего турбированного горизонта TUR в почве волока с десятью проходами 10П до 4.7 ед. pH , что, вероятно, связано с увеличением на поверхности почвы количества ветвей, хвои и порубочных остатков.

Анализ гранулометрического состава (табл. 4) позволил выявить некоторое увеличение содержания фракций крупной и средней пыли в минеральных горизонтах почв волоков по сравнению с исходной почвой. Содержание крупной пыли составляет от 17 до 30%, содержание средней – от 2 до 10%, что в 1.1–1.6 раз больше, чем на фоновом участке. Кроме этого, выявлено увеличение илистой фракции в срединных и нижних минеральных горизонтах почв волоков в 1.2–5.0 раз. Содержание илистой фракции в почве 3П варьирует от 13 до 44%, в почве 10П – от 19 до 46%. Максимальное содержание и увеличение илистой фракции по сравнению с фоновой почвой выявлено для участка 10Р – от 27 до 60%. Распределение фракции физической глины (<0.01 мм) носит равномерно-элювиальное распределение с увеличением в нижних минеральных горизонтах. Удаление подстилки и в некоторых случаях элювиальных и субэлювиальных горизонтов, вскрывает более тяжелые нижележащие горизонты. Можно констатировать, что современные верхние горизонты почв волоков являются несколько более тяжелыми по гранулометрическому составу по сравнению с исходной почвой. Это может быть связано с пространственной неоднородностью почвообразующих пород. С другой стороны, смещение верхних минеральных горизонтов может способствовать выходу на дневную поверхность более тяжелых отложений.

Содержание углерода и азота в почвах волоков также характеризуется изменениями, проявляющимися в увеличении элементов в верхних мине-

Таблица 3. Физико-химические свойства почв

Разрез	Горизонт	Глубина, см	pH		C	N	C/N	Fe ₂ O _{3dith}	Fe ₂ O _{3ox}	Al ₂ O _{3ox}	Кш	P (вал), мг/кг	
			H ₂ O	KCl									%
ИЛ	O(L)	0–1	5.3	5.0	42.9 ± 1.5	1.73 ± 0.19	29	Не опр.					1400 ± 400
	O(F)	1–4	4.5	3.6	44.5 ± 1.6	1.72 ± 0.19	30	Не опр.					1500 ± 500
	O(H)	4–5	4.3	3.5	34.4 ± 1.2	1.10 ± 0.12	36	Не опр.					1400 ± 400
	EL1	5–20	5.0	3.9	0.45 ± 0.10	0.037 ± 0.011	14	0.54	0.23 ± 0.01	0.15 ± 0.04	0.4	100 ± 30	
	EL2	20–45	5.7	4.0	0.16 ± 0.04	0.021 ± 0.006	9	0.72	0.42 ± 0.01	0.13 ± 0.03	0.6	160 ± 50	
	BEL	45–65	5.8	4.1	0.21 ± 0.05	0.023 ± 0.007	11	0.82	0.51 ± 0.01	0.15 ± 0.04	0.6	180 ± 50	
	BT1	65–85	6.0	4.0	0.12 ± 0.03	0.024 ± 0.007	6	0.72	0.28 ± 0.01	0.13 ± 0.03	0.4	200 ± 60	
	BT2	85–110	6.1	3.9	0.12 ± 0.03	0.025 ± 0.007	6	0.80	0.29 ± 0.01	0.15 ± 0.04	0.4	220 ± 70	
П	O(L)	0–1	5.4	4.4	44.8 ± 1.6	1.90 ± 0.21	28	Не опр.					1900 ± 600
	O(F)	1–4	4.6	3.6	44.4 ± 1.6	1.60 ± 0.18	32	Не опр.					1800 ± 500
	O(H)	4–5	4.2	3.2	40.0 ± 1.4	1.22 ± 0.13	38	Не опр.					1700 ± 500
	EL1	5–20	4.6	3.8	0.31 ± 0.07	0.025 ± 0.007	14	0.05	0.0032 ± 0.08	0.054 ± 0.013	0.6	46 ± 14	
	EL2	20–40	5.0	4.2	0.54 ± 0.12	0.033 ± 0.010	19	0.12	0.066 ± 0.016	0.272 ± 0.06	0.5	130 ± 40	
	BEL	40–60	5.5	3.7	0.112 ± 0.026	0.019 ± 0.006	7	0.72	0.45 ± 0.108	0.133 ± 0.03	0.6	150 ± 40	
	O(L)	0–2	5.1	4.5	47.0 ± 1.6	1.24 ± 0.14	44	Не опр.					1200 ± 400
	O(F+H)	2–5	4.4	3.4	42.5 ± 1.5	1.25 ± 0.14	40	Не опр.					1500 ± 400
3П	EL1	5–15	4.7	3.8	0.65 ± 0.15	0.049 ± 0.010	15	0.33	0.28 ± 0.07	0.15 ± 0.03	0.8	160 ± 50	
	EL2	15–25	5.4	3.9	0.15 ± 0.03	0.017 ± 0.005	10	0.38	0.28 ± 0.04	0.112 ± 0.027	0.7	180 ± 50	
	BEL	25–35	5.7	3.6	0.14 ± 0.03	0.019 ± 0.006	9	0.80	0.37 ± 0.09	0.14 ± 0.03	0.5	190 ± 60	
	BT	35–50	5.8	3.7	0.16 ± 0.04	0.023 ± 0.007	8	1.01	0.35 ± 0.08	0.16 ± 0.04	0.3	240 ± 70	
	TUR _{cwd}	0–15	4.7	3.6	2.2 ± 0.3	0.112 ± 0.022	23	0.25	0.16 ± 0.04	0.18 ± 0.04	0.6	220 ± 70	
10П	EL	15–20	5.3	3.9	0.27 ± 0.06	0.026 ± 0.008	12	0.31	0.18 ± 0.04	0.115 ± 0.028	0.6	150 ± 40	
	BEL	20–30	5.7	3.5	0.18 ± 0.04	0.026 ± 0.008	8	1.02	0.46 ± 0.07	0.193 ± 0.046	0.5	240 ± 70	
	BT	30–50	5.9	3.6	0.15 ± 0.03	0.026 ± 0.008	7	1.15	0.34 ± 0.06	0.15 ± 0.036	0.3	320 ± 100	
10Р	TUR	0–10	5.1	3.8	0.32 ± 0.07	0.031 ± 0.009	12	0.59	0.35 ± 0.08	0.141 ± 0.034	0.6	160 ± 50	
	BEL	10–20	5.5	3.4	0.25 ± 0.06	0.038 ± 0.011	8	1.21	0.42 ± 0.06	0.28 ± 0.07	0.3	250 ± 70	
	BT	20–50	5.7	3.4	0.17 ± 0.04	0.035 ± 0.010	6	1.15	0.31 ± 0.07	0.212 ± 0.05	0.3	330 ± 100	

Примечание. Не опр. — не определяли. Кш — коэффициент Швермана — отношение оксалагорастворимых форм железа к дигионорастворимым.

Таблица 4. Гранулометрический состав почв

Разрез	Горизонт	Глубина, см	Размер гранулометрических элементов (мм) и их содержание, %							
			песок		пыль			ил	сумма частиц	
			крупный + средний	мелкий	крупная	средняя	мелкая		>0.01 мм	<0.01 мм
			1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001		
ИЛ	EL1	5–20	35	30	16	5	5	9	81	19
	EL2	20–45	19	31	22	7	12	9	72	28
	BEL	45–65	31	35	14	1	11	8	80	20
	BT1	65–85	20	38	15	0	5	22	73	27
	BT2	85–110	16	38	15	1	7	23	69	31
3П	EL1	15–15	49	19	18	5	2	7	86	14
	EL2	15–25	20	29	23	6	13	9	72	28
	BEL	25–35	14	32	21	5	13	15	67	33
	BT	35–50	10	30	16	6	11	27	56	44
10П	TURcwd	0–15	31	29	18	6	7	9	78	22
	EL	15–20	32	26	23	6	6	7	81	19
	BEL	20–30	13	25	18	6	15	23	56	44
	BT	30–50	13	23	19	8	11	28	54	46
10Р	TUR	0–10	18	29	25	9	13	5	73	27
	BEL	10–20	8	13	19	5	14	41	40	60
	BT	20–50	8	17	18	6	13	40	42	58

ральных горизонтах. В почве 3П содержание углерода и азота было максимально близко к исходным значениям благодаря меньшей техногенной нагрузке. В органогенном горизонте почвы 3П накапливается 42.5–47.0% углерода и 1.24–1.25% азота, в минеральных горизонтах содержание углерода варьировало от 0.14 до 0.65%, азота – 0.017–0.049%, что соответствует исходным значениям. Содержание углерода в турбированных горизонтах почв 10П и 10Р составляло от 0.32 до 2.2%, азота 0.031–0.112%. В нижних минеральных горизонтах значения были близки к исходным концентрациям. Максимальное содержание углерода (2.2%) и азота (0.112) в минеральных горизонтах было выявлено для почвы с десятью проходами 10П, что обусловлено перемешиванием подстилок с верхними минеральными горизонтами, тем самым увеличивается количество органики в минеральных горизонтах.

Распределение железа и алюминия в основном носит элювиально-иллювиальный характер с выносом из элювиальных горизонтов и аккумуляцией в середине почвенного профиля. Содержание дитиониторастворимого железа в почвах волоков несколько больше, чем в почве ИЛ и варьирует от 0.25 до 1.21%. Содержание оксалаторастворимых форм железа характеризуется близкими значениями с исходной почвой (0.16–0.46%). Вероятно, увеличение содержания связано с изменениями в водном режиме исследованных почв. Установлено, что почвы волоков более влажные по сравне-

нию с исходной почвой до рубки леса (Кш = 0.3–0.6). Кш на волокнах варьирует от 0.3 до 0.8. Максимальные значения характерны для верхних элювиальных и турбированных горизонтов (Кш = 0.6–0.8). Содержание оксалаторастворимого алюминия слабо дифференцировано по профилю почв волоков.

Распределение валового фосфора в профиле физически нарушенных почв имеет аккумулятивный характер с увеличением содержания в нижних минеральных горизонтах, что соотносится с результатами для исходных почв. Содержание фосфора в подстилке почвы 3П аналогичны значениям для исходной почвы до рубки (1000–1200 мг/кг). Основные отличия касаются минеральных горизонтов. Для всех почв волоков характерно общее возрастание фосфора в минеральных горизонтах по сравнению с исходной почвой. Для почвы волокна с тремя проходами содержание варьировало от 160 до 220 мг/кг, для почвы 10П – от 150–320 и 160–330 мг/кг для 10Р. Важной особенностью почв волоков является увеличение содержания фосфора в верхних элювиальных и турбированных горизонтах от 100 мг/кг в фоновой почве до 160–220 мг/кг в почвах волоков.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе полевого эксперимента смоделированы условия с различным числом проходов форвардера, а также мероприятия, связанные с выравнива-

нием волоков. Выявлено, что число проходов тяжелой лесозаготовительной техники является определяющим фактором трансформации почв и растительного покрова. При одинаковых условиях и нагрузке форвардера, колеи с разной степенью нарушения (3 и 10 проездов) существенно отличаются между собой по степени трансформации почв.

На волоках с тремя проездами форвардера наблюдается формирование колеи глубиной 11 ± 3 см. Глубина колеи при десяти проездах трактора может достигать 66 см со средними значениями, равняющимися 27 ± 4 см. Здесь фиксировали большее число видов мхов и сосудистых растений, более быстрое восстановление проективного покрытия нижних ярусов. Выравнивание территорий волоков приводит к полному уничтожению растительного покрова и наибольшей трансформации естественного сложения верхних горизонтов почв на большей площади. Выявлено статистически значимое увеличение плотности верхнего минерального горизонта в почве волока с тремя проездами.

Для почвы волока с десятью проездами показано уменьшение плотности сложения в верхнем минеральном турбированном горизонте из-за его перемешивания и разрыхления колесной техникой. Но при этом, наблюдается увеличение плотности в нижележащем срединном минеральном горизонте, сохранившем естественное морфологическое сложение. Верхние горизонты почвы волока, на котором провели выравнивание с использованием экскаватора, характеризуются статистически значимым возрастанием плотности по сравнению с исходной почвой в связи с выходом на поверхность более тяжелых нижележащих горизонтов.

Оценено изменение почв и растительности в первый год после воздействия техники с разной интенсивностью. Можно предположить, что дальнейшее восстановление и изменение рассматриваемых компонентов экосистем будет происходить с разной скоростью. Данные объекты могут быть использованы для дальнейшего мониторинга успешности лесовозобновления в зависимости от проводимых лесохозяйственных мероприятий.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работы выполнены в рамках ГБ тем “Криогенез как фактор формирования и эволюции почв арктических и бореальных экосистем европейского Северо-Востока в условиях современных антропогенных воздействий, глобальных и региональных климатических трендов” (№ 122040600023-8) и “Зональные закономерности динамики структуры и продуктивности первичных и антропогенно измененных фитоценозов лесных и болотных экосистем европейского северо-востока России” (№ 122040100031-8).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аветов Н.А., Сопова Е.О., Головлева Ю.А. и др.* Диагностика гидроморфизма в почвах автономных позиций Северо-Сосьвинской возвышенности (Западная Сибирь) // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1283–1292. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14110021>
2. Атлас почв Республики Коми / Под ред. Г.В. Добровольского, А.И. Таскаева, И.В. Забоевой. Сыктывкар, 2010. 356 с.
3. Атлас Республики Коми по климату и гидрологии / Под ред. А.И. Таскаева. М.: Наука, 1997. 116 с.
4. Атлас Республики Коми. М., 2011. 448 с.
5. *Бобкова К.С., Лиханова Н.В.* Потоки азота и зольных элементов в системе почва–фитоценоз на вырубках среднетаежных ельников Республики Коми // Лесоведение. 2019. № 6. С. 512–523. <https://doi.org/10.1134/S0024114819060020>
6. *Богатырев Л.Г., Демин В.В., Матышак Г.В., Сапожникова В.А.* О некоторых теоретических аспектах исследования лесных подстилок // Лесоведение. 2004. № 4. С. 17–29.
7. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
8. *Варфоломеев Л.А.* О почвообразовании на вырубках еловых лесов в северной части среднетаежной подзоны // Почвоведение. 1964. № 8. С. 15–24.
9. *Водяницкий Ю.Н., Васильев А.А., Гилев В.Ю.* Минералы железа в красноцветных почвах Предуралья // Почвоведение. 2007. № 4. С. 475–486.
10. *Водяницкий Ю.Н., Шоба С.А.* Дискуссионные вопросы интерпретации результатов химической экстракции соединений железа из почв // Почвоведение. 2014. № 6. С. 697–704. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14060112>
11. *Дегтева С.В.* Параметры экологического пространства и флористическое разнообразие лесных формаций европейского северо-востока России // Экология. 2005. № 3. С. 180–185.
12. *Долгая В.А., Бахмет О.Н.* Свойства лесных подстилок на ранних этапах естественного лесовозобновления после сплошных рубок в средней тайге Карелии // Лесоведение. 2021. № 1. 65–77. <https://doi.org/10.31857/S0024114821010022>
13. *Дымов А.А.* Влияние сплошных рубок в бореальных лесах России на почвы (обзор литературы) // Почвоведение. 2017. № 7. С. 787–798. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17070024>
14. *Дымов А.А.* Почвенные сукцессии в бореальных лесах Республики Коми. М.: ГЕОС, 2020. 336 с. <https://doi.org/10.34756/GEOS.2020.10.37828>
15. *Дымов А.А.* Почвы механически нарушенных участков лесосек средней тайги Республики Коми // Лесоведение. 2018. № 2. С. 130–142. <https://doi.org/10.7868/S0024114818020055>

16. Дымов А.А., Старцев В.В. Изменение температурного режима подзолистых почв в процессе естественного лесовозобновления после сплошных рубок // Почвоведение. 2016. № 5. С. 599–608. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16050038>
17. Иванов В.В. Экологические последствия механизированных лесозаготовок в южной тайге Красноярского края // Лесоведение. 2005. № 2. С. 3–8.
18. Ильинцев А.С., Наквасина Е.Н. Образование коллейности при проходе лесозаготовительной техники в ельниках на двучленных породах // Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии. 2021. № 237. С. 168–182. <https://doi.org/10.21266/2079-4304.2021.237.168-182>
19. Ипатов В.С., Мирин Д.М. Описание фитоценоза. Методические рекомендации. Учебно-методическое пособие. СПб., 2008. 71 с.
20. Караваева Н.А. Заболачивание и эволюция почв. М.: Наука, 1982. 296 с.
21. Катаров В.К., Сюнев В.С., Ратькова Е.И., Герасимов Ю.Ю. Влияние форвардеров на лесные почвогрунты // Resources and Technology. 2012. № 9(2). С. 73–81.
22. Крышень А.М. Растительные сообщества вырубок Карелии. М.: Наука, 2006. 262 с.
23. Ларин Б.В. Смена древесных пород на севере // Научн. докл Коми НЦ УрО АН СССР. Сыктывкар: УрО АН СССР, 1987. Вып. 174. 17 с.
24. Ларин В.Б., Паутов Ю.А. Формирование хвойных молодняков на вырубках северо-востока европейской части СССР. Л.: Наука, 1989. 144 с.
25. Леса Республики Коми / Под ред. Г.М. Козубова, А.И. Таскаева. М., 1999. 332 с.
26. Лесное хозяйство Республики Коми. Статистический сборник. Сыктывкар: Комистат, 2012. 114 с.
27. Лиханова И.А., Перминова Е.М., Шушпанникова Г.С., Железнова Г.В., Пыстина Т.Н., Холопов Ю.В. Динамика растительности после сплошнолесосечных рубок ельников черничных (среднетаежная подзона европейского северо-востока России) // Растительность России. 2021. № 40. С. 108–136. <https://doi.org/10.31111/vegus/2021.40.108>
28. Медведева М.В., Ананьев В.А., Яковлев А.С. Влияние лесозаготовительной техники на биологическую активность почв Карелии // Экология и промышленность России. 2015. Т. 19. № 9. С. 42–48. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2015-9-42-48>
29. Мелехов И.С., Корконосова Л.И., Чертовский В.Г. Руководство по изучению типов концентрированных вырубок. М., 1965. 68 с.
30. Наквасина Е.Н., Ильинцев А.С., Дунаева А.-А.П. Восстановительные сукцессии поврежденных почвенного покрова при проведении рубок ухода в ельнике черничном северной тайги // Лесной вестник / Forestry Bulletin. 2021. Т. 25. № 6. С. 11–19. <https://doi.org/10.18698/2542-1468-2021-6-11-19>
31. Осипов А.Ф., Тужилкина В.В., Дымов А.А., Бобкова К.С. Запасы фитомассы и органического углерода среднетаежных ельников при восстановлении после сплошнолесосечной рубки // Известия РАН. Сер. биологическая. 2019. № 2. С. 215–224. <https://doi.org/10.1134/S0002332919020103>
32. Панов А.В., Онуцин А.А., Зражевская Г.К., Шибистова О.Б. Структура и динамика пулов органического вещества на вырубках в сосняках лишайниковых среднетаежной подзоны Приенисейской Сибири // Изв. РАН. Сер. биологическая. 2012. № 6. С. 658–666.
33. Паутов Ю.А., Ильчуков С.В. Пространственная структура производных насаждений на сплошных концентрированных вырубках в Республике Коми // Лесоведение. 2001. № 2. С. 27–32.
34. ПНД Ф 16.1:2.3.11-98. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой.
35. Побединский А.В. Изучение лесовосстановительных процессов. М., 1966. 65 с.
36. Подзолистые почвы центральной и восточной частей европейской территории СССР. Л.: Наука, 1981. С. 118–152.
37. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
38. Приказ Федерального агентства лесного хозяйства (Рослесхоз) “Об утверждении Правил заготовки древесины” № 337 от 1 августа 2011 г. М., 2011.
39. Соколов А.И. Лесовосстановление на вырубках северо-запада России. Петрозаводск, 2006. 215 с.
40. Стороженко В.Г. Устойчивые лесные сообщества. Теория и эксперимент. Тула: Гриф и К., 2007. 192 с.
41. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л.А. Воробьевой. М., 2006. 400 с.
42. Тощева Г.П. Изменение почвенного покрова на вырубках ельников южной тайги. Автореф. дис. ... канд. биол. н. М., 1988. 24 с.
43. Уланова Н.Г. Восстановительная динамика растительности сплошных вырубок и массовых ветровалов в ельниках южной тайги (на примере европейской части России). Автореф. дис. ... докт. биол. н. М., 2006. 48 с.
44. Уланова Н.Г. Основные тренды динамики биоразнообразия после природных и антропогенных “катастроф” в ельниках европейской части России // Вестник Тверского гос. ун-та. Сер. Биология и экология. 2018. № 3. С. 317–335. <https://doi.org/10.26456/vtbio20>
45. Cambi M., Certini G., Neri F., Marchi E. The impact of heavy traffic on forest soils: A review // Forest Ecology and Management. 2015. V. 338. P. 124–138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.022>
46. Eliasson L. Effects of forwarder type pressure on rut formation and soil compaction // Silva Fennica. 2005. № 39(4). P. 549–557.
47. Goutal N., Renault P., Ranger J. Forwarder traffic impacted over at least four year a soil air composition of two forest soils in northeast France // Geoderma. 2013. V. 193–194. P. 29–40. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.012>
48. Santesson R., Moberg R., Nordin A., Tønnsberg T., Vitikainen O. Lichenforming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. Museum of Evolution. Uppsala. 2004. 359 p.

Changes in Soil and Vegetation with Different Number of Passes of Wheeled Forestry Equipment (Middle Taiga, Komi Republic)

A. A. Dymov^{1, *, **}, V. V. Startsev¹, N. M. Gorbach^{1, 2}, D. A. Severgina¹, I. N. Kutyaev¹,
A. F. Osipov¹, and Yu. A. Dubrovsky¹

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

²*Pitirim Sorokin Syktyvkar state University, 55, Oktyabrsky Prospekt, Syktyvkar, 167001 Russia*

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

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

Changes in podzolic soils (Albic Retisols) and vegetation after felling blueberry spruce forest in the territory of the middle taiga of the Komi Republic are presented. Changes in the morphological and physico-chemical properties of soils are given with three and ten passes of the forwarder, as well as with a ten pass with subsequent alignment of the drags to remove the ruts. It is shown that the number of forwarder passes is the determining factor in soil changes. It was found that on the site with three passes, the formation of ruts with a depth of 11 ± 3 cm is observed, while with ten passes, the depth of the ruts can reach up to 66 cm, with an average value of 27 ± 4 cm. Alignment of the territories of the portages leads to the greatest transformation of the natural composition of the upper soil horizons, over a larger area. As significant increase in the bulk density of the upper mineral horizon in the soil of the trail with three passes. For the soil of with ten passes, a decrease in the bulk density in the upper mineral mixture horizon is shown due to its mixing and loosening by wheeled vehicles. But at the same time, an increase in density is observed in the underlying median mineral horizon, which has retained its natural composition. The upper horizons of the soil of the portage, on which alignment was carried out using an excavator, are characterized by a significant increase in bulk density compared to the original soil. It was revealed that the renewal of the main tree species in the first year after felling is extremely uneven. It is noted that with a strong clutter on the portages, there is no renewal, which requires additional measures to improve the renewal on these technological elements of cutting area. In the leveled areas of the portages, the absence of renewal in the first year after felling was revealed, however, it can be assumed that in the future these areas will be fairly quickly populated with undergrowth of tree species.

Keywords: soil compaction, track leveling, felling, Retisols, field experiment

**ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ**

УДК 631.42+550.47

**ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ СЕВЕРА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ НЕФТЯНЫМИ
И ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИМИ АРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ:
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА¹****© 2022 г. М. Г. Опекунова^а, *, А. Ю. Опекунов^а, С. Ю. Кукушкин^а, С. А. Лисенков^а,
С. В. Власов^б, В. В. Сомов^а**^а*Институт наук о Земле, Санкт-Петербургский государственный университет,
10 линия В.О., 33/35, Санкт-Петербург, 199178 Россия*^б*Научно-производственное объединение “Тайфун”, Северо-Западный филиал,
Центр экологического мониторинга “АРЛЕКС”, ул. Беринга, 38, Санкт-Петербург, 199397 Россия***e-mail: m.opkunova@mail.ru*

Поступила в редакцию 10.04.2022 г.

После доработки 13.05.2022 г.

Принята к публикации 25.05.2022 г.

Дана оценка уровня загрязнения и токсичности почв на территории нефтегазовых месторождений в тундре и северной тайге Западной Сибири. Проведен анализ содержания нефтяных углеводородов (НУ) и полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в почвах на четырех участках разлива шламовых отходов и вдоль трассы зимника. Установлен фракционный состав веществ группы ПАУ и его связь с содержанием НУ, определенных различными методами – инфракрасной спектроскопии (НУ_{ИК}) и флуориметрического метода (НУ_{ФЛ}). Концентрация НУ_{ИК} в несколько раз превышает концентрацию НУ_{ФЛ}. Высокая концентрация НУ_{ИК} в почвах на территории участков нефтегазодобычи индицирует загрязнение сырой нефтью при строительстве скважин. Увеличение содержания НУ_{ФЛ} обусловлено главным образом поступлением пирогенных ПАУ с выбросами большегрузных автомобилей. Суммарная концентрация ПАУ варьирует от 95 до 22 114 мг/кг. Преобладающими веществами группы ПАУ являются низкомолекулярные соединения – нафталин (12%), фенантрен (23%) и флуорантен (16%), что связано с загрязнением легкой нефтью в результате бурения скважин. Миграция загрязняющих веществ по почвенному профилю выражена слабо, в основном они концентрируются в верхней части торфяного горизонта. Латеральная миграция поллютантов от пятна разлива в зависимости от ландшафтно-геохимических условий составляет не более 50–100 м. Для оценки экологических рисков токсичности почв проведен расчет индекса опасности загрязнения с использованием бенз[а]пиренового эквивалента токсичности и предложенной авторами шкалы. Согласно результатам расчета 62% исследованных образцов почвы определены как незагрязненные, 37% отвечают среднему и низкому уровням риска загрязнения окружающей среды, а одна проба (<1%) – высокому уровню.

Ключевые слова: нефтегазодобыча, многолетняя мерзлота, буровой шлам, индекс опасности загрязнения, Entic Podzols, Gleysols

DOI: 10.31857/S0032180X22110107**ВВЕДЕНИЕ**

Загрязнение компонентов окружающей среды сырой нефтью и нефтепродуктами является одним из наиболее распространенных видов антропогенного воздействия. Примерно от 0.4 до 2% добываемой нефти теряется при добыче, транспортировке, переработке и использовании нефти и нефтепродуктов [12, 57]. Таким образом, в настоящее время в окружающую среду поступает

примерно от 18 до 90 млн т нефти в год при годовой добыче около 4500 млн т [46].

Разведка и освоение нефтегазоконденсатных месторождений (НГКМ) на севере Западной Сибири приводит к загрязнению окружающей среды и изменению тундровых экосистем [9]. Одной из актуальных проблем является поступление нефтепродуктов в почву, вызывающее изменение ее физико-химических и биологических свойств, снижение, а в ряде случаев и полную утрату плодородия [2, 19]. На этапе обустройства и эксплуатации НГКМ одним из источников негативного воздействия на состояние компонентов ландшафта

¹ Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.31857/S0032180X22110107 для авторизованных пользователей.

шафта являются аварийные разливы шламовых отходов, содержащих нефтепродукты.

К числу наиболее токсичных соединений, входящих в состав нефтепродуктов, относятся полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), которые содержатся как в сырой нефти (до 4%), так и в продуктах ее переработки. Особое внимание к накоплению ПАУ в компонентах окружающей среды вызвано их канцерогенными свойствами и воздействием на здоровье человека [14, 21]. К приоритетным поллютантам при оценке загрязнения окружающей среды относятся 16 веществ группы ПАУ [27]. Индикатором антропогенного загрязнения из веществ группы ПАУ чаще всего рассматривается 3,4-бенз(а)пирен (BaP) [7, 25, 47].

Вместе с тем ПАУ широко распространены в природе, источником их поступления в почвы является не только техногенное загрязнение, но и природное органическое вещество [37]. Индикаторные соотношения полиаренов в почве могут отражать как источники антропогенного воздействия, так и природные процессы [15, 49, 55].

Несмотря на большое внимание к загрязнению окружающей среды нефтяными углеводородами (НУ) и ПАУ, миграция и аккумуляция их в почвенных горизонтах и катенарной структуре геосистем изучены недостаточно. Закономерности адсорбции ПАУ как неполярных гидрофобных соединений различными минеральными и органическими частицами полностью не установлены. Попадающие в почву и природные воды полиарены могут мигрировать [42], связываться с взвесями [45, 48], трансформироваться в другие соединения [17, 31]. Однако известно, что сорбционная способность почв по отношению к ПАУ в значительной степени зависит от уровня их растворимости. Существенное влияние на миграцию и аккумуляцию ПАУ в компонентах окружающей среды оказывают геохимические барьеры [14]. Поэтому механические нарушения, уничтожение естественного почвенного и растительного покрова арктических регионов, сопровождающиеся оттаиванием многолетнемерзлых пород (ММП), являются важными факторами, определяющими уровень накопления загрязняющих веществ в компонентах ландшафтов [8].

Для северных районов Западной Сибири существует опасность устойчивого загрязнения нефтепродуктами, поскольку в кислых, холодных, переувлажненных и малогумусных тундровых почвах деградация НУ происходит крайне медленно. Здесь преобладают физико-химические процессы, включающие их перераспределение по почвенному профилю, испарение, вымывание и ультрафиолетовое облучение [13]. Биохимическая деструкция НУ и ПАУ под влиянием почвенной микрофлоры с образованием сложных гибридных молекул смолисто-асфальтенового ряда и новооб-

разованиями алифатических структур в условиях низких температур занимает десятки лет. Загрязнение почв сохраняется на многие годы [16]. В процессе трансформации НУ возможно образование токсичных соединений, обладающих канцерогенными свойствами и устойчивых к микробиологическому расщеплению [6, 22, 44].

Известно, что в песчаных почвах создается сплошной фронт продвижения нефти по профилю и вынос ее с почвенными и грунтовыми водами [13, 51]. Частичное накопление происходит лишь в гумусовом горизонте за счет сорбции и сополимеризации окисленных нефтяных компонентов. Однако широкое развитие процессов мерзлотного оглеения, тиксотропии, криогенной ретинизации техногенных органических веществ и метаморфизации солевых растворов при высокой способности торфяных горизонтов почв Западной Сибири к поглощению токсических НУ и продуктов их распада способствуют закреплению нефтепродуктов в почвах [13]. Преобладание тяжелых фракций в составе попутной нефти и высокое содержание серы (более 0.5%) усугубляют неблагоприятные природные условия и способствуют тому, что стойкие битуминозные вещества могут длительное время сохраняться и накапливаться в почвах [3]. Сульфатная сера минерализованных промысловых вод способна восстанавливаться до сероводорода, а битуминозные вещества прочно закрепляются в гидроморфных почвах на сероводородном барьере [4].

Актуальным вопросом является изучение поведения в арктической зоне НУ и ПАУ при таянии ММП и увеличении мощности сезонно-талого слоя (СТС) в условиях изменения климата. В настоящее время существуют разные точки зрения на их миграцию и аккумуляцию в окружающей среде. Некоторые считают, что объем органического вещества (ОВ), поступающего в природные воды, увеличится за счет таяния ММП [1, 20, 29]. Есть и другое мнение, в соответствии с которым поступление ОВ в поверхностные воды сократится за счет уменьшения содержания растворенного ОВ в надмерзлотных водах в связи с сокращением времени их контакта с породой [43].

Для управления качеством окружающей среды в северных регионах предусмотрен анализ содержания НУ и бенз(а)пирена. При определении содержания НУ в компонентах окружающей среды на территории нефтегазовых месторождений используют как метод инфракрасной спектроскопии (ИК-спектроскопии), так и флуориметрический метод [3, 5, 10, 11]. Однако наблюдается существенная разница между результатами измерений, получаемыми этими методами. Тундровые почвы содержат большое количество углеводородов в составе торфа, в том числе лигнина, что предопределяет высокие концентрации НУ,

определяемых методом ИК-спектроскопии. Отмеченный недостаток устраняется применением флуориметрического метода анализа, но не решает полностью вопрос выявления загрязнения почв сырой нефтью.

Цель исследования – определение веществ группы ПАУ как индикаторов загрязнения почв при разработке нефтегазовых месторождений в условиях ММП и их связь с НУ, установленными разными методами – ИК-спектроскопии и флуориметрическим, а также оценка их информативности. Основное внимание уделено изучению особенностей миграции и аккумуляции поллютантов, поступающих при строительстве скважин, разливе буровых отходов, работе автотранспорта, а также влиянию оттаивания многолетнемерзлых пород на вертикальную и горизонтальную миграцию углеводородов в сопряженных экосистемах.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Район исследования и отбор проб. Исследования проводились в сентябре 2019 и 2020 гг. в северной тайге и тундре Западной Сибири в пределах Ямало-Ненецкого автономного округа на четырех участках разливов бурового шлама (профили 1–4) и вдоль зимника (профили 5-1, 5-2), а также на фоновых участках, расположенных в тех же природных условиях, но вне зоны воздействия инфраструктуры месторождений (рис. 1). Разливы шлама приурочены к нескольким буровым площадкам, на которых во время весеннего таяния снега за год до начала исследований прорвало стенки шламовых амбаров. Объем разлитых буровых отходов составил около 300–400 м³.

Профили проходили от пятна разлива вниз по рельефу местности с выходом на локальный фон. Две пробные площади находились в пределах пологоволнистой слабодренированной равнины в подзоне северной тайги. Профиль 1 (ПР 1) пересекал березово-лиственничное редколесье с иллювиально-железистыми среднеглинистыми подбурами (Entic Podzols), профиль 2 (ПР 2) располагался в лиственничном редколесье с торфяно-глеевыми тяжелосуглинистыми почвами (Histic Gleysols). Четыре пробные площади были размещены в полигональных тундрах Тазовского полуострова. На двух участках профили проходили от места разлива шламового раствора (площадки разведочных скважин) по тундрам приподнятой наклонной равнины на тяжелосуглинистых (ПР 3) и легкосуглинистых (ПР 4) отложениях.

На участке в районе зарастающего зимника, по которому в 2008–2012 годах осуществлялась сезонная доставка оборудования к разведочной скважине, проложено два профиля (ПР 5-1, ПР 5-2). Первый профиль проходил по ненарушенной

территории с установкой пикетов в различных природных комплексах: кустарничково-лишайниковая тундра – моховая тундра – пятна голого грунта в пятнистой тундре – бугристый торфяник – осоковое болото. Второй профиль пролегал по линии трассы в тех же, но механически нарушенных природных комплексах с выраженным оттаиванием ММП (рис. S1).

Каждый профиль состоял из пяти пробных площадок (ПП) 20 × 25 м, заложенных на расстоянии 50–75 м друг от друга в разных ландшафтно-геохимических позициях. На каждой ПП проведены детальные геоэкологические описания, дана характеристика растительного сообщества и изучены почвенные разрезы. Пробы почв отбирались с помощью почвенного бура на всю глубину СТС до почвообразующих пород (55–200 см), захватывая верхнюю часть ММП. Таким образом, всего было изучено 33 ПП и на химический анализ было отобрано 123 пробы почв.

Химический анализ. Содержание НУ и ПАУ в почвах определяли в лаборатории НПО “Тайфун”. Измерения массовой доли нефтепродуктов проводили методами инфракрасной спектроскопии (ИК, НУ_{ИК}) и флуориметрическим методом (ФЛ, НУ_{ФЛ}) по стандартным аттестованным методикам.

Подготовка проб для анализа суммы НУ в почвах методом ИК-спектроскопии согласно ПНД Ф 16.1:2.2.22-98 заключалась в трехкратной ультразвуковой экстракции лиофилизированных проб почв массой 5 г с 10 мл четыреххлористого углерода с последующей очисткой экстрактов методом колоночной хроматографии на оксиде алюминия. Для количественного анализа использован бездисперсионный ИК-спектрометр (анализатор нефтепродуктов) АН-2, диапазон измерений 50–100000 мг/кг.

Определение малых концентраций НУ в почвах флуориметрическим методом проводили в соответствии с ПНД Ф 16.1:2.21-98. Лиофилизированные образцы почвы массой 5 г трехкратно экстрагировали 10 мл гексана с ультразвуковой обработкой, затем экстракт очищали колоночной хроматографией на оксиде алюминия от полярных соединений. Для количественного анализа использовали анализатор жидкости “Флюорат-02”.

Концентрации 16 индивидуальных ПАУ определяли согласно ФР. 1.31.2004.01279 методом ВЭЖХ на жидкостном хроматографе LC-20 Prominence производства Shimadzu (Япония) с диодной матрицей и программируемым детектированием флуоресценции в УФ-области. Для определения аценафтилена и индено[1,2,3-с,d]пирена использовали спектрофотометрический детектор (SPD-M20A) (диодная матрица). Образцы экстрагировали гексаном. Экстракты после сушки концентрировали на роторном испарителе, очищали

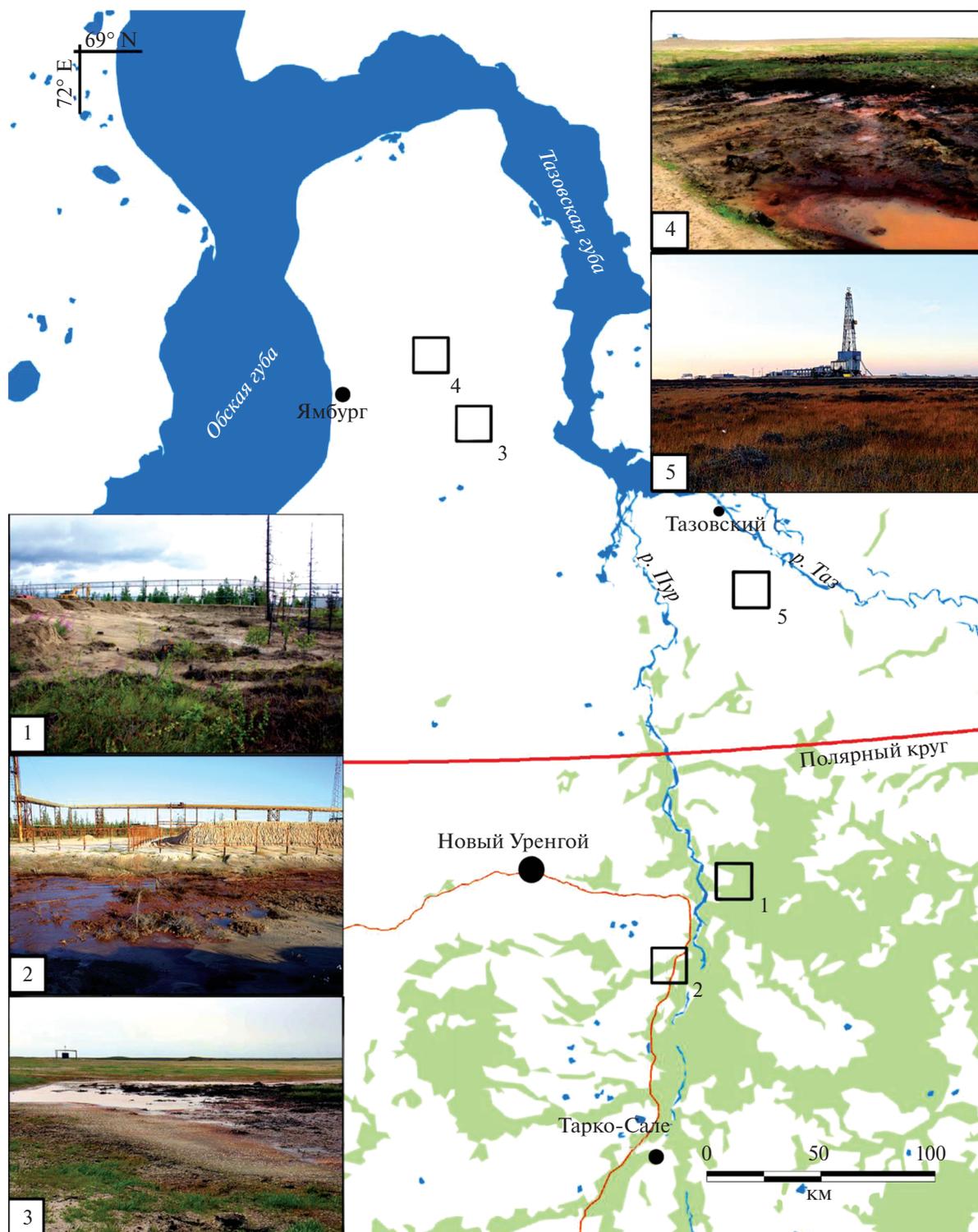


Рис. 1. Карта района исследования.

колоночной хроматографией на силикагеле и повторно концентрировали упариванием на роторном испарителе, с последующим доведением до аналитического объема потоком азота в микропробирках. Диапазон измерения бенз[а]пирена и дру-

гих ПАУ по методике составил 1,2–12000 мкг/кг. При проведении анализа были использованы стандартные образцы производства ООО “Экротеххим” (Россия), Ultra Scientific Analytical Solutions (USA) и Agilent (USA).

Для контроля погрешности при обработке проб после анализа каждой группы образцов ($n = 5$) анализировались холостые пробы. Концентрация аналита в них составляла менее 5% от значений массовой концентрации определяемых ПАУ, что является допустимой величиной при контроле загрязнения и помех, возникающих при экстракции, очистке и процедуре измерения образцов. Один образец из каждых 10 был проанализирован в двухкратной повторности с дополнительным разбавлением. Извлечение 16 индивидуальных ПАУ колебалось от 77 до 110%.

В почвах определялось содержание: 2-ядерных – нафталин (Nap), 3-ядерных – аценафтилен (Acu), аценафтен (Ac), флуорен (Fl), фенантрен (Phen), антрацен (An); 4-ядерных – флуорантен (Fln), пирен (Py), бенз[а]антрацен (BaA), хризен (Chr); 5-ядерных – бенз(б)флуорантена (BbF), бенз[к]флуорантен (BkF), дибензо[а, h]антрацен (DahA), бенз(а)пирен (BaP) и 6-ядерных – бензо[g, h, i]периллен (BghiP) и индено[1, 2, 3-cd]пирен (InP). Рассчитывалось суммарное содержание 16 ПАУ, сумма высокомолекулярных (HMW 5–6-ядерных) и низкомолекулярных (LMW 2–3–4-ядерных) ПАУ, сумма петрогенных (Petg – Nap, Ac, Fl, Phen, Py, Chr, BghiP) и пирогенных ПАУ (Prg – Acu, An, Fln, BaA, BbF, BkF, BaP, DahA, InP).

Обработка данных и статистический анализ. Статистический анализ включал описательную статистику, корреляционный, кластерный анализы и факторный анализ методом главных компонент (МГК). Для проведения расчетов использовали STATISTICA 12.0 (StatSoft) и Microsoft Excel версии 16.22 (Microsoft). Нормальность проверяли с помощью тестов на асимметрию и эксцесс. Для непараметрических данных использовался коэффициент корреляции Спирмена. Кластерный анализ выполнен для пяти выборок с 16 веществами группы ПАУ, $НУ_{ик}$ и $НУ_{фл}$. МГК проведен для четырех статистических выборках с 18 переменными (ПАУ, $НУ_{ик}$ и $НУ_{фл}$) для 123 образцов почвы.

Соотношение веществ группы ПАУ является важным показателем для определения основных источников загрязнения в почве. В работе использовали восемь индикаторных соотношений: флуорантен/пирен Fln/Py, бенз[а]пирен/бенз[g, h, i]периллен BaP/BghiP, фенантрен/антрацен (Ph/An), An/(An + Phen) в сравнении с Fln/(Fln + Py), BaA/(BaA + Chr) в сравнении с InP/(InP + BghiP) и LMW/HMW для характеристики первичных источников почвенных ПАУ.

Оценка экотоксикологического риска. Уровень загрязнения почв ПАУ определялся с использованием интегрированного индекса загрязнения Немерова (NCPI). Этот индекс является распространенным методом оценки загрязнения, который на основе однофакторных показателей P_i оценивает не только их среднее значение, но и

учитывает максимальную величину [32]. Для определения NCPI рассчитывался индекс однофакторного загрязнения:

$$P_i = C_i/S_i,$$

где P_i – индекс однофакторного загрязнения; C_i (мг/кг) – измеренная концентрация индивидуальных веществ группы ПАУ; и S_i (мг/кг) – нормативное значение загрязняющих веществ. В качестве стандарта для почв использованы фоновые содержания ПАУ в почвах рассматриваемого региона. Индекс загрязнения Немерова можно рассчитать по формуле:

$$NCPI = \sqrt{\frac{(P_{i\max})^2 + (\bar{P}_i)^2}{2}},$$

где NCPI – индекс загрязнения Немерова; $P_{i\max}$ – максимальный единичный индекс загрязнения среди загрязняющих веществ, а \bar{P}_i – среднее значение единичных индексов загрязнения среди всех загрязняющих веществ.

Значение индекса загрязнения Немерова для почв: $NCPI \leq 0.7$ – безопасное, $0.7 < NCPI \leq 1.0$ – повышенное внимание, $1.0 < NCPI \leq 2.0$ – слабое загрязнение, $2.0 < NCPI \leq 3.0$ – среднее загрязнение, $NCPI > 3.0$ – сильное загрязнение [23].

Индекс опасности загрязнения (Contamination Severity Index, CSI) был рассчитан для оценки почвенных экологических рисков по формуле, предложенной Rejman et al. [39], но адаптированной для ПАУ:

$$CSI = \sum_{i=1}^n w_i \left(\left(\frac{C_i}{ERL} \right)^2 + \left(\frac{C_i}{ERM} \right)^2 \right),$$

где C_i – содержание вещества группы ПАУ в конкретной пробе почвы; w_i – весовой коэффициент токсичности; ERL – содержание, ниже которого биологические эффекты проявляются редко; ERM – величина, выше которой эффекты наблюдаются часто или всегда.

Для оценки экотоксикологического риска был определен эквивалент токсичности (TEQ, нг/г) [50] для каждой пробы:

$$TEQ = \sum_{i=1}^n (TEF_i C_i),$$

где TEF_i – бензпиреновый эквивалент токсичности i -го полиарена (табл. 1) [50]; C_i – содержание i -го полиарена в почве, нг/г.

Расчет весового коэффициента токсичности (w_i) выполнялся по формуле:

$$w_i = \frac{TEF_i}{\sum_i TEF}$$

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание НУ и ПАУ в почвах. Концентрации НУ, определенные методом ИК-спектроскопии ($\text{НУ}_{\text{ИК}}$), флуориметрическим методом ($\text{НУ}_{\text{ФЛ}}$) и содержание ПАУ в почвах, представлены в табл. 1.

Как показал проведенный анализ, содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в почвах сильно варьирует в зависимости от генетического горизонта и ПП и составляет от <50 до 63000 мг/кг. Медиана содержания $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в почвообразующих породах и иллювиальных (минеральных, срединных) горизонтах почв фоновых участков тундр и северной тайги не превышает 75 мг/кг, а в большинстве образцов – ниже чувствительности метода (<50 мг/кг). В торфяных горизонтах почв тундры в фоновых условиях медиана увеличивается до 1300 мг/кг. Содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в органогенном горизонте почв северной тайги ниже и составляет 300–500 мг/кг.

Максимальное содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ (63000 мг/кг или 6.3%) зафиксировано в нефтесодержащих буровых шламах на песчаной отсыпке буровой скважины на ПР 4. Содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в торфяном горизонте загрязненных почв составляет 2500–17000 мг/кг, достигая максимума вблизи места разлива на ПР 4. Основным фактором, определяющим миграцию НУ в торфе, является глубина залегания многолетней мерзлоты (рис. 2). При удалении от места сброса отработанного бурового раствора содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ резко уменьшается; в 200 м от источника загрязнения в тундре содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ составляет 270–1400 мг/кг, а в северной тайге – 520–1800 мг/кг. Содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в иллювиальных горизонтах тундровых почв в 50 м от места разлива достигает 400–1000 мг/кг, но также резко уменьшается по мере удаления от источника загрязнения. В 200 м от места загрязнения концентрация $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в иллювиальных горизонтах тяжелосуглинистых почв не превышает 200–240 мг/кг, а в легкосуглинистых почвах – <50–68 мг/кг.

Содержание $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в торфяной залежи бугра на зимнике незначительно увеличивается по сравнению с фоновым с 1300 до 1500 мг/кг. Уровень $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в торфе осоково-сфагнового болота на нарушенной территории (1200 мг/кг) сходен с фоновыми показателями. Концентрация $\text{НУ}_{\text{ИК}}$ в почвах на нарушенных участках тундры, лишенных растительного покрова, под вейниково-осоковыми сообществами ниже чувствительности метода, в то время как в торфяном горизонте ненарушенной почвы тундры, расположенной в том же природном комплексе, она достигает 2200 мг/кг.

Данные о содержании $\text{НУ}_{\text{ФЛ}}$ флуориметрическим методом весьма неоднородны (табл. 1, рис. 2). Содержание $\text{НУ}_{\text{ФЛ}}$ в почвообразующих породах не превышает 5 мг/кг. Средние концентрации их в торфяном и иллювиальном горизонтах тундро-

вых почв на фоновых участках составляют 19.5 и 5.6 мг/кг соответственно. В почвах северной тайги фоновые значения немного больше – 34 мг/кг в торфяном и 10.5 мг/кг в иллювиальном горизонтах.

Медианное содержание $\text{НУ}_{\text{ФЛ}}$ на участках вблизи разлива шламового раствора увеличивается в органогенных горизонтах почвы в северной тайге до 480 мг/кг, при этом в иллювиальных горизонтах оно не превышает 27 мг/кг, в тундре – до 1100 и 31 мг/кг соответственно. В почва зимника содержание $\text{НУ}_{\text{ФЛ}}$ составляет 79 мг/кг в торфяном горизонте и 20 мг/кг в иллювиальном горизонте.

Содержание $\Sigma_{16}\text{ПАУ}$ в почвах изменяется в широких пределах (табл. 1). В почвообразующих породах оно варьирует от 9.5 до 52 нг/г при среднем значении 16 нг/г. Фоновое содержание ПАУ в иллювиальных горизонтах близко к этим показателям и составляет от 10 до 70 при среднем 19 нг/г. В торфяных горизонтах тундровых почв оно почти на порядок больше (от 95 до 177 при среднем 135 нг/г). Максимальное содержание $\Sigma_{16}\text{ПАУ}$ в торфяном горизонте установлено на ПР 4 вблизи пятна загрязнения (22114 нг/г); на остальных участках концентрации изменяются от 2630 до 17550 нг/г (рис. 2). Миграция загрязняющих веществ вглубь почвенного профиля определяется мощностью СТС. В иллювиальных горизонтах техногенно-загрязненных участков тундры $\Sigma_{16}\text{ПАУ}$ резко уменьшается и составляет от 58 до 810 нг/г при среднем значении 109 нг/г. Максимальное значение отмечено на ПР 4 в 100 м от разлива шламового раствора.

Индивидуальный состав ПАУ в почвах на ПП различается (рис. 3). В целом во всех изученных пробах преобладают низкомолекулярные ПАУ (LMW). На фоновых участках в торфяных горизонтах почв 92–96% представлены 2–4-ядерными ПАУ. При этом доминируют петрогенные полиарены, на долю которых приходится 52–85% от $\Sigma_{16}\text{ПАНs}$. На участках разлива бурового шлама доля LMW в торфяном горизонте увеличивается до 99%. Максимальное значение высокомолекулярных ПАУ (HMW) отмечено на ПР 4 (56%) и ПР 3 (48–51%) на ПП, непосредственно прилегающих к площадкам буровых скважин с выраженным влиянием тяжелого автотранспорта. В составе HMW преобладают DahA и InP, вклад которых в общее загрязнение возрастает до 49 и 40–45% соответственно.

Антропогенное загрязнение приводит к увеличению доли HMW в иллювиальных горизонтах почв. На ПР 3 и ПР 4 их доля достигает 28–48%, в индивидуальном составе возрастает роль BbF, а в некоторых образцах – BaP, DahA и BghiP. Однако это характерно не для всех проб и зависит от состава нефтепродуктов, входящих в буровой рас-

Таблица 1. Валовое содержание нефтяных углеводородов НУ_{ИК}, НУ_{ФЛ} (мг/кг) и ПАУ (нг/г) в органогенных и иллювиальных горизонтах почв

Химические вещества и соединения	Количество ядер	ТЭФ	Медиана	Нижний квартиль	Верхний квартиль	Минимум	Максимум
Органогенные горизонты, <i>n</i> = 39							
Нефтяные углеводороды, НУ _{ИК}	—	—	1900	1300	3200	170	63000
Нефтяные углеводороды, НУ _{ФЛ}	—	—	640	115	2500	27	91000
Нафталин	2	0.001	25	8.9	58	<1.2	210
Аценафтилен	3	0.001	<1.2	<1.2	7.7	<1.2	800
Аценафтен	3	0.001	1.6	<1.2	5.6	<1.2	48
Флуорен	3	0.001	25	8.0	260	1.9	3100
Фенантрен	3	0.001	64	33	365	<1.2	16000
Антрацен	3	0.01	6.5	1.9	26	<1.2	230
Флуорантен	4	0.001	90	25	345	<1.2	5700
Пирен	4	0.001	20	8.0	62	2.5	1100
Бензо[а]антрацен	4	0.1	8.0	2.5	58	<1.2	1900
Хризен	4	0.01	10	5.1	42	<1.2	2200
Бензо[б]флуорантен	5	0.1	6.3	3.0	16	<1.2	670
Бензо[к]флуорантен	5	0.1	1.3	<1.2	3.6	<1.2	62
Бензо[а]пирен	5	1.0	1.5	<1.2	7.4	<1.2	250
Дибензо[а, h]антрацен	5	1.0	<1.2	<1.2	3.5	<1.2	140
Бензо[g, h, i]перилен	6	0.01	1.9	<1.2	6.1	<1.2	90
Индено[1,2,3-сd]пирен	6	0.1	4.2	<1.2	16	<1.2	1700
Σ ₁₆ ПАУ			562	146	1709	91	22114
Иллювиальные горизонты, <i>n</i> = 84							
Нефтяные углеводороды, НУ _{ИК}	—	—	84	25	240	<50	7400
Нефтяные углеводороды, НУ _{ФЛ}	—	—	25	9.0	51	<5	2100
Нафталин	2	0.001	1.9	<1.2	8.7	<1.2	67
Аценафтилен	3	0.001	<1.2	<1.2	1.4	<1.2	15
Аценафтен	3	0.001	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	9.0
Флуорен	3	0.001	<1.2	<1.2	3.5	<1.2	350
Фенантрен	3	0.001	5.4	3.2	12	<1.2	650
Антрацен	3	0.01	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	33
Флуорантен	4	0.001	3.0	1.7	6.8	<1.2	270
Пирен	4	0.001	<1.2	<1.2	1.9	<1.2	180
Бензо[а]антрацен	4	0.1	<1.2	<1.2	0.8	<1.2	900
Хризен	4	0.01	<1.2	<1.2	2.1	<1.2	1300
Бензо[б]флуорантен	5	0.1	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	140
Бензо[к]флуорантен	5	0.1	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	14
Бензо[а]пирен	5	1.0	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	53
Дибензо[а, h]антрацен	5	1.0	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	90
Бензо[g, h, i]перилен	6	0.01	<1.2	<1.2	<1.2	<1.2	46
Индено[1,2,3-сd]пирен	6	0.1	<1.2	<1.2	2.4	<1.2	61
Σ ₁₆ ПАУ			17	18	53	<1.2	2855

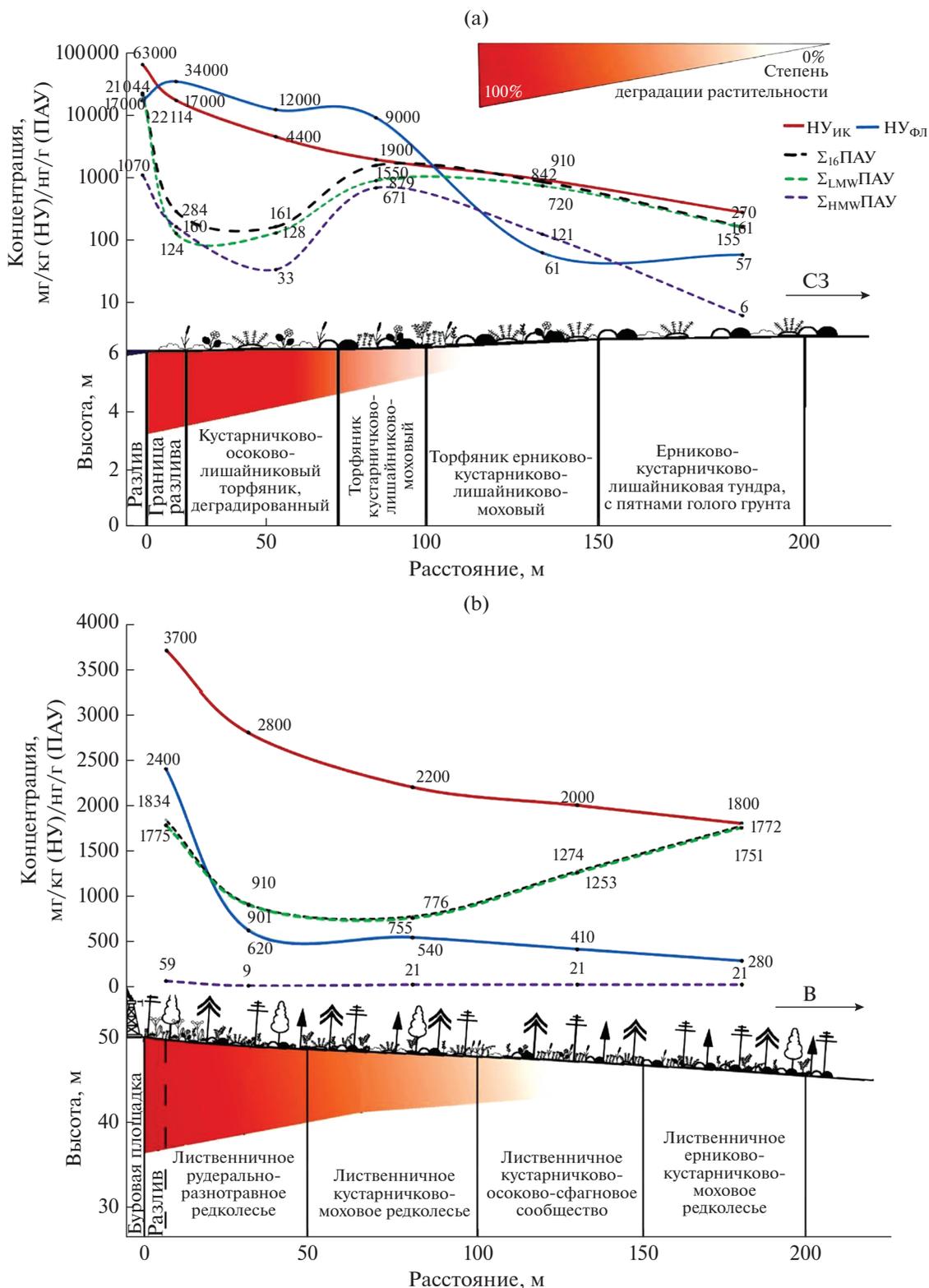


Рис. 2. Изменение содержания нефтяных углеводородов и ПАУ в поверхностных горизонтах почв различных профилей: а – ПР 4, тундра; б – ПР 2, северная тайга.

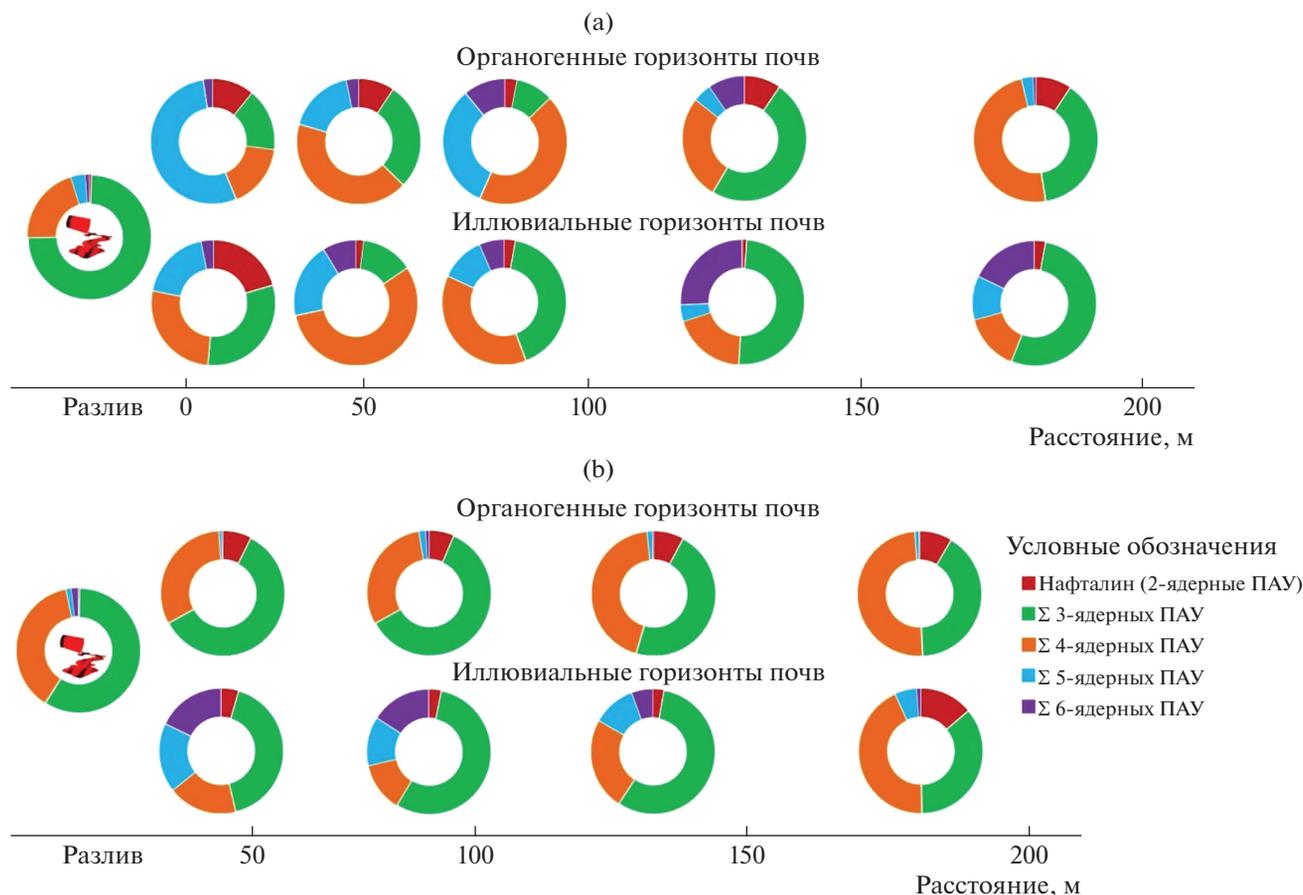


Рис. 3. Индивидуальный состав ПАУ в образцах почв изученной территории: а – ПР 4, тундра; б – ПР 2, северная тайга.

твор и участия в загрязнении выбросов автомобильного транспорта и дизельных генераторов, работавших на площадке буровой скважины. На ПР 1 и ПР 2 в составе ПАУ преобладают LMW, на их долю приходится от 89 до 100%. При этом на ПР 1 преобладают BaA (18%), Phen (17%), Flн и Nap (10%), на ПР 2 доминируют Phen (36%), Flн (33%) и Fl (22%). В составе шламового раствора на ПР 3 возрастает роль BaA (25%), InP (22%) и Chr (18%), а на ПР 4 в общем составе 72% приходится на Phen.

Анализ распределения НУ и ПАУ. Миграция НУ и ПАУ по глубине почвенного профиля выражена слабо как на фоновых ПП (рис. 4а), так и на антропогенно-трансформированных участках. Концентрация их в загрязненных почвах резко уменьшается глубже торфяного горизонта. Таким образом, в иллювиальном горизонте большинства исследованных почвенных профилей содержание отдельных ПАУ ниже порога чувствительности метода (рис. 4б, 4д). Однако застойное увлажнение и появление оглеения в почвах с глубоким оттаиванием приводит к увеличению концентрации поллютантов в иллювиально-гумусовом горизонте ВНг (рис. 4с). Здесь, по-ви-

димому, происходит их осаждение на сорбционном барьере при нисходящей миграции веществ из торфяного слоя. Исключение составляет также распределение Σ_{16} РАНs и индивидуальных ПАУ в почве на ПП 2 ПР 2, максимальные концентрации которых отмечены в иллювиальном горизонте (1078 нг/г). Вероятно, это связано с активной миграцией бурового шлама после его разлива в песчаных отложениях на контакте с близко залегающими многолетнемерзлыми породами, характерными для этой ПП. Установлено, что ММП препятствуют миграции слаборастворимых ПАУ вглубь почвенного профиля [26], но являются полупроницаемым барьером для НУ [36]. Это подтверждается результатами наших исследований. Существующий нисходящий поток воды в почвенном разрезе переносит частицы глины и адсорбированные на них НУ и ПАУ к нижней границе СТС (рис. 4г). Лишь небольшая часть растворенных углеводородов попадает в поверхностные воды [26].

В экспериментальных условиях было показано [41], что повторяющиеся циклы замораживания-оттаивания почвенных вод приводят к 2–3-кратному увеличению низкомолекулярной

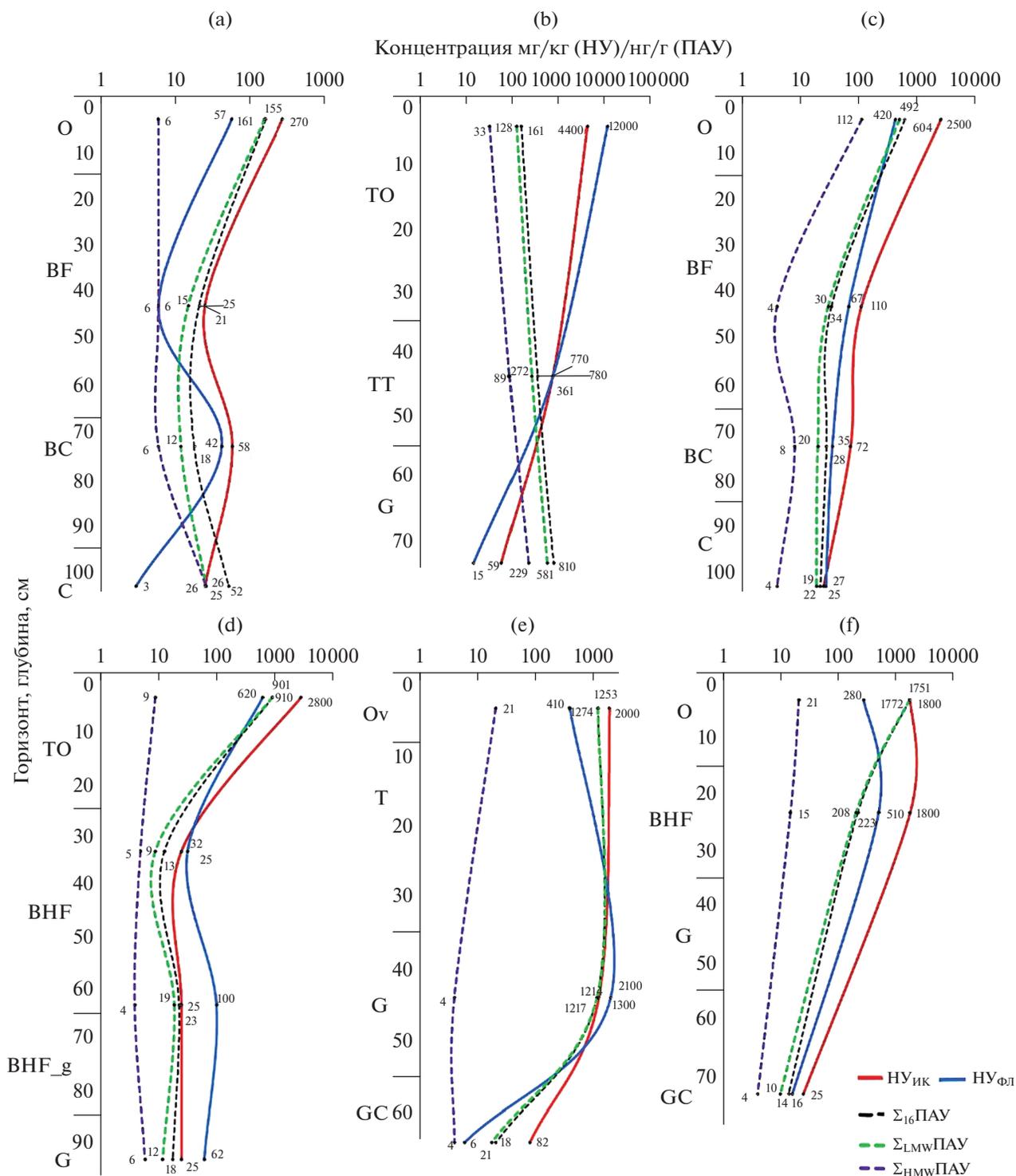


Рис. 4. Распределение НУ и ПАУ в почвенных профилях по глубине: а – подбур иллювиально-железистый Entic Podzol (фон), ПР 4; б – торфяная олиготрофная глеевая почва Histic Gleysol, ПР 4; с – подбур иллювиально-железистый Entic Podzol, ПР 1; д – торфяно-подбур глеевый Histic Gleysol, ПР 2; е – торфяно-глеезем Histic Gleysol, ПР 2; ф – подбур глеевый Gleysol, ПР 2. Почвенные горизонты: О – подстильно-торфяной, О_в – очес мха, Т – торфяной, Т_О – олиготрофно-торфяной, ТТ – торфяная залежь, В_Ф – иллювиально-железистый, В_{НФ} – альфегумусовый, В_{НФg} – альфегумусовый оглееный, В_С – иллювиально-железистый переходный, G – глеевый, С – материнская (почвообразующая) порода.

фракции органического углерода. Наши исследования подтвердили, что важное значение в распределении НУ и ПАУ имеет мощность СТС. В тундровых почвах при близком залегании многолетнемерзлых пород загрязнение НУ фиксируется в поверхностном слое торфяного горизонта, а НМВ частично закрепляются в органогенном слое, а частично мигрируют в иллювиальный горизонт и аккумулируются на границе ММП (рис. 4е). В связи с этим углубление оттаивания многолетней мерзлоты при потеплении может не сказаться на миграции и накоплении НУ в почвенном профиле, тогда как перераспределение ПАУ с глубиной и аккумуляция в разных почвенных горизонтах, вероятно, будет усиливаться. Это согласуется с данными [17, 26], свидетельствующими об увеличении концентрации НМВ в нижней части почвенного профиля при оттаивании многолетнемерзлых пород.

Увеличение мощности деятельного слоя будет способствовать активному водообмену за счет сезонных нисходящих и восходящих потоков грунтовых вод, что может привести к выносу растворенных веществ. Активная динамика будет сопровождаться сокращением времени контакта надмерзлотных вод с твердой фазой почв и снизит вероятность десорбции НУ. Такие закономерности отмечены для многолетнемерзлых почв Западной Сибири [43].

Латеральная миграция НУ и ПАУ в почвенной катене выражена слабо, сильнее она проявляется на легких по гранулометрическому составу почвах (рис. 2). В целом локальное загрязнение распространяется на расстояние до 100–150 м от пятна разлива, так что на удалении 200 м содержание НУ_{ИК}, НУ_{ФЛ} и ПАУ соответствует фоновому уровню. Наиболее высокие их концентрации отмечаются в торфяно-глеевых почвах. В поверхностном слое подбуров иллювиально-железистых концентрация НУ значительно меньше и характеризуется постепенным уменьшением по мере удаления от места разлива буровых отходов. Так, на ПР 1 уже на расстоянии 50 м содержание НУ достигает фоновых значений. Основные различия в накоплении поллютантов в почвах разных типов обусловлены мощностью СТС, промывным режимом подбуров и высокой аккумулирующей способностью органогенного горизонта торфяно-глеевых почв. Большую роль в распределении загрязняющих веществ играет рельеф. Пологоволнистая равнина определяет равномерное распределение поллютантов. Пятнистый и комплексный микрорельеф тундры способствует смыву НУ в западины и фиксации в торфяной залежи (рис. 2). Роль микрорельефа в распределении химических веществ в тундровых почвах отмечалась ранее [2, 38, 43]. Это необходимо учитывать при проведении исследований в Арктике для получения репрезентативных результатов.

Сравнительный анализ содержания НУ_{ИК}, НУ_{ФЛ} и ПАУ. Тесная корреляционная связь содержания НУ_{ИК} и НУ_{ФЛ} наблюдается в иллювиальных горизонтах почв ($r = 0.99$). В минеральных отложениях оба метода дают сходные закономерности изменения концентрации НУ. В торфянистых горизонтах зависимость между содержанием НУ_{ИК} и НУ_{ФЛ} существенно слабее ($r = 0.42$, $r_{кр} = 0.22$, $p = 0.05$). Содержание НУ_{ИК} тесно связано с суммой полиаренов, петрогенных и низкомолекулярных ПАУ ($r = 0.75–0.84$). Корреляция НУ_{ИК} с суммой НМВ значительно слабее ($r = 0.43$). Отмечается тесная зависимость содержания НУ_{ФЛ} от суммы пирогенных и НМВ ($r = 0.60–0.89$), а связь их содержания с Σ_{16} ПАУ и Σ_{LMW} ПАУ очень низкая ($r = 0.23–0.37$).

Характер накопления НУ и ПАУ по генетическим горизонтам различается, что обусловлено большой ролью ОВ в изменении миграции и аккумуляция НУ и ПАУ в почвенной толще. В торфяном горизонте связь содержания НУ_{ИК} с общим количеством и фракционным составом ПАУ отсутствует. Концентрация НУ_{ИК} коррелирует только с одним полиареном – с DahA ($r = 0.56$, $r_{кр} = 0.30$, $p = 0.05$). Содержание НУ_{ФЛ} в торфяных горизонтах почв тесно связано с накоплением всех индивидуальных ПАУ, за исключением Nap. В иллювиальных горизонтах почв отмечается достоверная высокая корреляция содержания НУ_{ИК} и НУ_{ФЛ} со всеми группами ПАУ ($r = 0.92–1.00$, $r_{кр} = 0.30$, $p = 0.05$). Исключение составляет отсутствие корреляционной связи НУ_{ИК} с Ac, Fl и Fln, а также НУ_{ФЛ} с Ac, Fl, Phen, Fln и Py.

Контрастное изменение содержания НУ с преобладанием НУ_{ИК} или НУ_{ФЛ} обусловлено разным качественным составом углеводородов и их происхождением, а также характером загрязнения. Рост концентрации в почвах НУ_{ИК} вызван сочетанием высокого содержания растительных остатков, обогащенных лигнином, и загрязнением сырой нефтью с доминированием низкомолекулярных ПАУ в ее составе, что типично для месторождений севера Западной Сибири. Преобладание НУ_{ФЛ} над НУ_{ИК} отмечается прежде всего в почвах, загрязненных высокомолекулярными ПАУ, образующимися при сжигании топлива. Это хорошо выражено на ПР 4 в тундре, где значительный вклад в загрязнение дает работа дизельной техники (рис. 2а).

Для установления общих закономерностей распределения содержания НУ, проанализированных двумя методами, был проведен регрессионный анализ. Между этими двумя параметрами установлена степенная зависимость: $y = 0.1288x^{1.1053}$ (x – содержание НУ_{ИК}, y – содержание НУ_{ФЛ}). Величина достоверности аппроксимации зависимости ($R^2 = 0.66$) не очень высока, но большой объем

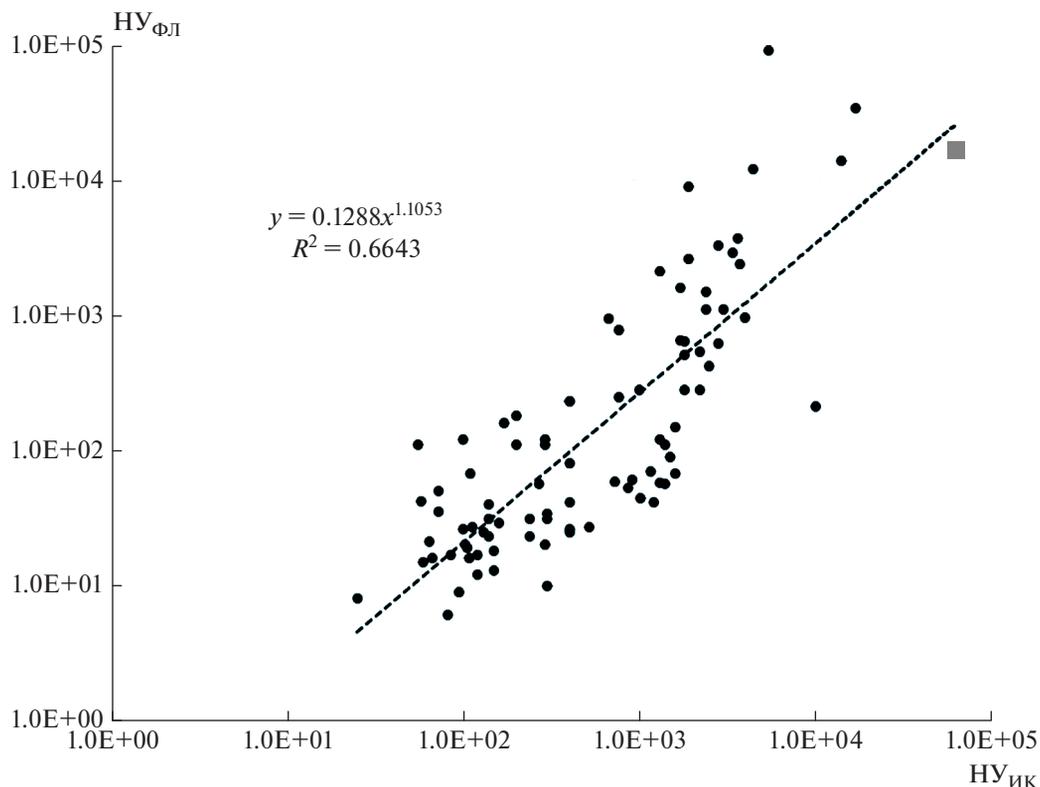


Рис. 5. Регрессионная зависимость между содержанием нефтяных углеводородов, определенным ИК-спектроскопическим ($НУ_{ИК}$) и флуориметрическим ($НУ_{ФЛ}$) методами.

выборки ($n = 123$) и разнообразие эколого-геохимических условий, в которых были отобраны пробы почв, позволяют оценить взаимосвязь между рассматриваемыми переменными. Уравнение аппроксимации со степенью близкой к 1 (1.1053) свидетельствует о том, что доля ароматических углеводородов ($НУ_{ФЛ}$) составляет 13–18% от общего состава ($НУ_{ИК}$), являющегося суммой алифатических, алициклических и ароматических углеводородов. Это хорошо согласуется с тем, что содержание ароматических групп в углеводородном составе нефти редко превышает 15% [24]. Исходя из того, что высокие содержания ароматических углеводородов в компонентах окружающей среды обусловлены антропогенным загрязнением, можно сделать вывод, что образцы, расположенные выше линии регрессии, несут в себе существенную долю загрязнения (рис. 5). Образцы почвы ниже линии имеют высокую долю углеводородов природного происхождения, образовавшихся в результате диагенеза торфа. Образец почвы, отмеченный на рис. 5 квадратом, был отобран в свежем разливе нефти на песчаном грунте. Он характеризуется максимальным содержанием $НУ_{ИК}$ и лежит практически на линии регрессии. Это позволяет говорить о том, что ИК-метод наиболее полезен для выявления свежих разливов нефти.

Источники загрязнения. Изомерные отношения. В настоящее время для идентификации основных источников загрязнения почв ПАУ используются различные индикаторные отношения [52, 54]: $BaP/BghiP$, $An/(Ph + An)$, $Fln/(Fln + Py)$, $BaA/(BaA + Chr)$, $InP/(InP + BghiP)$, $Petr/Pyrg$ и LMW/HMW . Они характеризуются значительной изменчивостью в пробах на изученных участках (табл. 2, рис. S2). Результаты подтвердили, что основную роль в загрязнении почв играет поступление сырой нефти. От 77 до 90% случаев загрязнения LMW , в том числе петрогенными ПАУ, связано с нефтью.

При загрязнении тундровых почв отходами бурения наиболее информативны отношения LMW/HMW , $Phen/An$ и $Petr/Prg$; пластовыми водами — LMW/HMW , Fl/Py , $BaP/BghiP$ и $Fln/(Fln + Py)$; воздействие тяжелой дизельной техники — $BaP/BghiP$ и $BaA/(BaA + Chr)$; комплексное воздействие при буровых работах — $An/(Ph + An)$, $BaP/BghiP$, $InP/(InP + BghiP)$ и $BaA/(BaA + Chr)$ (табл. 2). Отношение $An/(Ph + An) < 0.10$ обычно считается признаком загрязнения сырой нефтью, тогда как отношение > 0.10 указывает на пирогенный фактор [52, 55, 56]. В наших исследованиях в 90% проб это отношение < 0.1 , что свидетельствует о петрогенном ис-

Таблица 2. Диагностические отношения ПАУ для проб почвы

Параметр	BaP/ BghiP	An/ (Ph + An)	Fln/ (Fln + Py)	BaA/ (BaA + Chr)	InP/ (InP + BghiP)	Petr/Pyrg	LMW/ HMW
ПР 1							
Среднее	0.93	—*	0.85	0.79	0.69	1.81	6.68
Медиана	0.91	—	1.00	0.69	1.00	1.67	3.84
Максимальное	1.35	0.06	1.00	1.00	1.00	5.61	29.2
ПР 2							
Среднее	1.17	0.10	0.84	0.45	0.58	1.66	27.3
Медиана	0.82	0.01	0.91	0.53	0.64	1.12	8.53
Максимальное	4.00	1.00	1.00	0.73	1.00	7.92	136
ПР 3							
Среднее	1.09	0.10	0.77	0.58	0.89	1.34	43.5
Медиана	1.00	0.02	0.85	0.59	1.00	1.55	11.2
Максимальное	2.56	0.81	1.00	1.00	1.00	2.96	135
ПР 4							
Среднее	1.37	0.10	0.55	1.24	1.50	2.19	36.5
Медиана	1.15	0.04	0.62	0.44	0.96	1.64	8.51
Максимальное	2.90	0.54	1.00	67.0	70.0	8.33	281
ПР 5 фон							
Среднее	0.80	—	0.31	0.26	0.26	3.63	29.3
Медиана	0.92	—	0.33	0.22	—	2.59	25.6
Максимальное	1.68	0.10	0.55	1.00	1.00	8.33	107
Значение источника и коэффициента согласно Kavouras et al. [28]; Larsen and Baker [30]; Wang et al. [52]; Yunker et al. [55], Zhang et al. [56]							
Пирогенный (prg)	—	>0.1	>0.5	—	—	—	<1
Петрогенный (petr)	—	<0.1	<0.4	<0.2	<0.2	—	>1
Сжигание ископаемого топлива	—	—	0.4–0.5	—	<0.5–0.2	—	—
Выбросы при сжигании дизельного топлива	—	—	>0.5	—	—	—	—
Выбросы автомобилей	>0.6	—	—	>0.35	—	—	—
Сжигание угля	—	—	>0.5	0.2–0.35	>0.5	—	—
Сжигание нефти	—	—	—	—	0.2–0.5	—	—
Нефть	—	—	<0.5	—	<0.2	—	—

* Содержание индивидуальных ПАУ ниже порога чувствительности метода.

точнике загрязнения. От 7 до 10% проб почв на исследованных участках подвержены загрязнению при сжигании топлива (отношение An/(Phen + An) > 0.1). Вклад выбросов большегрузной техники в загрязнение почв ПАУ на участках разездов гусеничного транспорта увеличивается до 40%.

Кластерный анализ выявил особенности распределения ПАУ и НУ в почвах вблизи разливов буровых растворов и по трассе зимника (рис. S3). В целом можно выделить четыре группы ПП. Первую образуют ПП, почвы которых характеризуются фоновыми содержаниями НУ и ПАУ. В представленных дендритах в торфяных и иллю-

виальных горизонтах они выделились в ядро, образованное на первых шагах кластеризации. Затем к ним последовательно добавляются ПП по мере нарастания загрязнения шламовыми растворами. Отдельные группы образуют пробные площади, на которых выражено поступление ПАУ от выбросов большегрузных транспортных средств и сжигания ископаемого топлива. В последнюю группу вошли ПП со смешанным загрязнением от продуктов горения и отработанных буровых растворов.

Метод главных компонент факторного анализа позволил выделить четыре ведущих парагенети-

Таблица 3. Парагенетические ассоциации НУ и ПАУ в обобщенных факторных нагрузках, характеризующих распределение НУ и ПАУ в почвах фоновых и загрязненных территорий севера Западной Сибири

Параметр (фактор)	Парагенетическая ассоциация	Доля фактора, %
Почвы изученной территории, $n = 123$		
Сродство НУ и ПАУ к органическому веществу	$BbF_{96}BaA_{92}Pu_{92}BkF_{89}Chr_{89}An_{74}Hy\phi_{73}InP_{73}Hy_{69}Phen_{69}$ $DahA_{67}BgHiP_{66}Acy_{65}BaP_{58}$	49.4
Антропогенное загрязнение LMW в составе шламовых растворов	$Acy_{55}Hy\phi_{49}InP_{47}$ $Fl_{77}Ac_{73}Fln_{69}Phen_{49}An_{47}$	19.0
Природный фактор	$Ac_{52}Fln_{51}Fl_{49}$ $Hy_{65}Phen_{47}Chr_{30}$	11.6
Антропогенное загрязнение от дизельного автотранспорта	$BaP_{71} BgHiP_{68}$	8.2
Почвы загрязненной территории шламового разлива, $n = 77$		
Сродство НУ и ПАУ к органическому веществу	$BbF_{97}BaA_{94}Chr_{93}Pu_{92}BkF_{88}Hy\phi_{74}An_{73}InP_{73}Hy_{68}Phen_{68}$ $DahA_{65}BgHiP_{62}Acy_{66}BaP_{56}$	49.0
Антропогенное загрязнение LMW в составе шламовых растворов	$Acy_{54}Hy\phi_{49}InP_{46}$ $Fl_{78}Ac_{75}Fln_{70}Phen_{51}An_{49}Nap_{46}$	19.6
Природный фактор	$Ac_{54}Fln_{52}Fl_{50}$ $Hy_{65}Phen_{46}$	12.0
Антропогенное загрязнение от дизельного автотранспорта	$BaP_{72} BgHiP_{71}$	8.6
Загрязнение нафталином	Nap_{75}	4.1
Почвы фоновых пробных площадей, $n = 56$		
Сродство НУ и ПАУ к органическому веществу	$Fl_{95}Hy_{92}Fln_{91}BbF_{91}Pu_{90}Phen_{87}Chr_{75}Hy\phi_{60}Nap_{50}InP_{57}$ $BgHiP_{72}BaP_{71}An_{47}BkF_{44}$	45.8
Природный фактор	$BkF_{81}InP_{53}BaP_{64}DahA_{56}$ Nap_{58}	19.6

ческих ассоциации (табл. 3). Первая ассоциация (49.4%) объединяет все изученные ПАУ и НУ, указывая на сродство поллютантов с органическим веществом. Максимальные нагрузки этого фактора характерны для торфяных горизонтов почв, прилегающих к разливам шлама. Второй фактор (19%) свидетельствует о преобладании в составе бурового раствора легких фракций ПАУ, в том числе Fl, Ac, Fln, Phen и An. Наиболее ярко этот фактор проявляется в торфяных горизонтах почв на ПР 3 и ПР 4 в районе разлива и на участках в 50–100 м от него. Третий фактор (12%) интерпретирован как природный, отвечающий за аккумуляцию в торфяном горизонте Phen, Ac, Fl и Chr, генетически связанных с высшей наземной растительностью. Четвертый фактор (8%) обусловлен поступлением загрязняющих веществ от дизельных транспортных средств, используемых при строительстве скважин. На выбросы автотранспорта указывает также высокое содержание Acy, InP, DahA и BaP [30].

Распределение в почвах нафталина связано как с природными процессами торфообразования, так и с загрязнением нефтепродуктами [53].

Особенности его накопления в различных природных комплексах отражены в самостоятельной парагенетической ассоциации. Причем вес ее возрастает на фоновой территории по сравнению с антропогенно-нарушенными участками с 4 до 20%. Положительные нагрузки этого фактора приурочены к активным процессам торфообразования и формирования торфяников.

Оценка токсичности и экологического риска проведена с помощью анализа абсолютных концентраций, сравнения их с предельно допустимой концентрацией (ПДК) и расчета индексов CSI, NCPI, TEQ. По степени загрязнения почв ПАУ выделяют 4 уровня [35]: незагрязненный (менее 200 нг/г), слабозагрязненный (200–600 нг/г), загрязненный (600–1000 нг/г) и сильнозагрязненный (более 1000 нг/г). Исходя из этих критериев, все образцы почвы на ПР 5 в районе зимника относятся к незагрязненным. Более 30% почв на каждом из участков разливов шламовых растворов загрязнены или сильно загрязнены ПАУ (табл. 4). А в целом 16 из 123 проб относятся к категории сильнозагрязненных при максимальной концентрации 22110 нг/г. Содержание BaP пре-

Таблица 4. Уровень загрязнения почв по шкале Maliszewska–Kordybach [35]

Класс загрязнения почвы	ПР 1	ПР 2	ПР 3	ПР 4	ПР 5
	% образцов почвы				
Незагрязненный	70	47	50	54	100
Слабозагрязненный	0	12	19	14	0
Загрязненный	30	17	0	14	0
Сильно загрязненный	0	24	31	18	0

вышает ПДК в почвах (20 нг/г) в девяти пробах (7% от общего количества), отобранных вблизи мест загрязнения. В пробе торфа на границе разлива уровень ВаР превышает ПДК в 2 раза, а на расстоянии 50–100 м – в 2–12 раз, что свидетельствует о латеральной миграции вещества в торфяном горизонте с поверхностными водами. При этом максимальное содержание ВаР в исследованных образцах (250 нг/г) меньше ПДК, установленной в США и Европейском союзе (300 нг/г).

Диапазон NCPI в изученных почвах составил 0.21–116 при среднем значении 5.59. Вдоль трассы зимника на ПР 5, согласно полученным значениям NCPI, почвы не загрязнены ПАУ и соответствуют фоновым показателям (рис. S4). Для всех проб почв, отобранных в пятнах разлива шламовых растворов и на расстоянии 50 м от них, значения NCPI составляют 3–47.5, что указывает на высокий уровень загрязнения.

В настоящее время для оценки индекса опасности загрязнения (CSI) используется формальная шкала с шагом 0.5–1 [39, 40]. Мы предлагаем шкалу пороговых значений CSI для ПАУ, исходя из концентраций индивидуальных веществ, полученных на основе изучения биологических эффектов. Значения низкого, среднего, высокого и очень высокого уровня опасности определены с использованием значений низкого (ERL) и среднего (ERM) диапазонов эффекта по Long et al. [33], пороговые уровни эффекта (TEL) и вероятные уровни эффекта (PEL) взяты по Macdonald et al. [34]. Безопасный уровень (BEL) – региональное фоновое содержание ПАУ в почвах ЯНАО (собственные данные) (табл. 5). Значения CSI изменяются от 0.06 до 1.13 со средним значением 0.13. Согласно шкале, представленной в табл. 5, одна проба почвы характеризуется высоким, а 5 проб – средним уровнем опасности. При этом 62% изученных проб относятся к незагрязненным почвам, 33% имеют низкий уровень загрязнения. По абсолютным величинам показателя опасности торфяно-глеевые почвы и иллювиально-железистые подбуры практически не отличаются друг от друга. Таким образом, наблюдаемая деградация растительности (рис. 2) связана не столько с высоким содержанием нефтяных углеводородов и ПАУ, сколько с действием нейтраль-

ных и щелочных растворов (pH 6.70–8.69) на ацидофильные растения, а также возможным изменением физико-химических свойств субстрата.

Расчитанные величины CSI и TEQ показали очень высокую корреляцию между собой ($r = 0.93$, $r_{кр} = 0.17$, $p = 0.05$). Это дает возможность использования ранее предложенной шкалы CSI, ввиду отсутствия таковой и для эквивалента токсичности. С этой целью выполнен регрессионный анализ, согласно которому установленная зависимость подчиняется степенному типу регрессии и описывается уравнением $y = 547x^{2.1}$ (x – CSI, y – TEQ) с $R^2 = 0.97$ (рис. S5). С использованием этой зависимости установлена шкала TEQ (табл. 5).

Величина бензпиренового эквивалента токсичности изменяется от 1.46 до 646 нг TEQ/г при средней величине 22.8, что свидетельствует об относительно низком содержании в большинстве проб почв 5–6-ядерных полиаренов, представляющих наибольшую канцерогенную опасность. Полученные результаты близки к значениям, установленным в почвах нефтяного месторождения Аль-Ахдаб в регионе Васет, Ирак [18]. В соответствии с предлагаемой шкалой все значения TEQ лежат в диапазоне от низкого до высокого уровня опасности. К последней градации относятся 6 проб, находящиеся в пределах 50 м от пятен разливов по ПР 3 и 4. По мере удаления от источника значения TEQ закономерно уменьшаются от 2 до 2–4 раз. На ПР 5 и на расстоянии более 150 м от места разлива бурового шлама повсеместно отмечается низкий уровень опасности, по величине граничащий с безопасным уровнем содержания полиаренов.

Расчет индексов CSI, NCPI и TEQ дал в целом сходные результаты. Выше отмечена высокая связь между значениями CSI и TEQ. Корреляция NCPI с CSI ($r = 0.29$, $r_{кр} = 0.17$, $p = 0.05$) и с TEQ ($r = 0.33$) заметно слабее, что указывает на меньшую эффективность применения NCPI при оценке загрязнения почв ПАУ, изначально разработанного для металлов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования показали, что тундровые почвы на севере Западной Сибири локально

Таблица 5. Классификация уровня опасности в соответствии с пороговыми значениями CSI и значением TEQ

Уровень опасности	Индекс безопасности загрязнения	Критерий	Пороговые значения CSI	нг TEQ/г
Безопасный фоновый уровень	Фоновый уровень	BEL	≤ 0.06	<1.5
Низкий уровень	Уровень порогового эффекта	TEL	$0.06 - < 0.5$	1.5–125
Средний уровень	Низкие значения диапазона эффектов	ERL	$0.5 - < 1.0$	125–550
Высокий уровень	Вероятный уровень эффекта	PEL	$1.0 - < 1.6$	550–1500
Очень высокий уровень	Среднее значение диапазона эффектов	ERM	$1.6 - < 4.3$	1500–12000
Чрезвычайно высокий	Диапазон эффектов – верхние значения	ERM	≥ 4.3	12000

загрязнены НУ и ПАУ. Накопление и распределение НУ и ПАУ в почвах связаны как с природными процессами торфообразования, так и с антропогенным воздействием. Загрязнение затрагивает органогенный торфяной горизонт; радиальная миграция поллютантов вниз по разрезу выражена слабо и в основном обусловлена механическими нарушениями почв при прохождении тяжелой техники.

Установлено несколько источников загрязнения почв. Разлив отходов бурения и сброс их на рельеф местности приводит к загрязнению почв НУ и низкомолекулярными ПАУ, включающими флуорен, аценафтен, флуорантен, фенантрен и антрацен. Выбросы большого количества транспортных средств характеризуются поступлением бензо[ghi]пирелена и бенз[a]пирена. Индикаторами сжигания дизельного топлива служат индено[123-cd]пирен и аценафтилен. При комплексном загрязнении почв выхлопными газами и отработанными буровыми растворами наблюдается увеличение концентрации в почвах НУ_{ИК}, бензо[a]антрацена, бензо[b]флуоратена, хризена, пирена и фенантрена.

Латеральная миграция загрязняющих веществ обычно не превышает 100 м и более активна на легких по гранулометрическому составу (песчаных) почвах северной тайги с глубоким сезонным оттаиванием. Миграционная активность поллютантов в торфяно-глеевых почвах уменьшается из-за высокой буферной способности торфяного горизонта. Криогенные условия минимизируют нисходящий поток вещества при радиальной дифференциации, провоцируя перенос загрязняющих веществ восходящими водными потоками при сезонном таянии ММП.

Применение инфракрасной спектроскопии и флуориметрического метода для определения содержания НУ в почвах в районах нефте- и газодобычи имеет различную эффективность. Содержание НУ_{ИК} в почвах тесно связано с уровнем петрогенных ПАУ и содержанием растительных остатков, обогащенных лигнином. Высокая кон-

центрация в почвах НУ_{ИК} на территории лицензионных участков нефтегазодобычи индицирует загрязнение сырой нефтью при строительстве скважин. Увеличение содержания НУ_{ФЛ} определяется, главным образом, поступлением пирогенных высокомолекулярных ПАУ при сжигании дизельного топлива.

Таким образом, при оценке загрязнения почв НУ в Арктике следует учитывать, что флуориметрический метод характеризуется узким диапазоном определяемых нефтяных углеводородов, представленных ароматическими соединениями. Когда речь идет о нефтепродуктах (то есть трансформированном составе нефти) для оценки уровня загрязнения целесообразно применять флуориметрический метод, принимая во внимание, прежде всего, не абсолютные, а относительные превышения над фоновым значением. Метод ИК определяет практически весь спектр веществ, входящих в состав НУ, но результат, получаемый этим методом, включает большое количество природных углеводородов, особенно в торфянистых почвах. ИК-метод имеет значение при разливах сырой нефти, пока она сохраняет свой первичный состав, а содержание природных углеводородов на фоне концентрации нефти становится незначимым. Эффективным методом разделения природной и техногенной составляющей НУ может стать установление регрессионной зависимости содержания НУ_{ИК} и НУ_{ФЛ}.

Полученные результаты изучения экологической опасности содержания ПАУ в почвах районов разлива бурового шлама позволяют сделать вывод, что наблюдаемая деградация растительности связана не столько с высоким содержанием углеводородов, сколько с действием нейтральных и щелочных растворов (рН 6.70–8.69) на ацидофильные растения. В то же время на заброшенном зимнике за 10 лет произошло практически полное самоочищение почв от НУ и ПАУ.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 19-29-05081 “Почвы нефтегазоносных районов севера Западной Сибири: устойчивость к химическому загрязнению и способность к самоочищению в условиях меняющегося климата”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Профили фоновый (5-1) и нарушенный (5-2) вдоль зимника.

Рис. S2. Изменение индикаторных соотношений содержания ПАУ в почвах.

Рис. S3. Дендрограмма иерархического кластерного анализа $\Sigma 16$ ПАУ и НУ в органогенных (а) и иллювиальных горизонтах (б) почв.

Рис. S4. Распределение индекса Немерова на пробных площадках профилей в местах разливов шламовых растворов и вдоль трассы зимника.

Рис. S5. Регрессионная зависимость между индексом безопасности загрязнения (CSI) и эквивалентом токсичности (TEQ).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Василевич Р.С.* Макро- и микроэлементный состав мерзлотных бугристых торфяников лесотундры Европейского Северо-Востока России // *Геохимия*. 2018. № 12. С. 1158–1172.
2. *Водяницкий Ю.Н., Аветов Н.А., Савичев А.Т.* Влияние загрязнения нефтью и пластовыми водами на зольный состав олиготрофных торфяных почв в районе нефтедобычи (Приобье) // *Почвоведение*. 2013. № 10. С. 1253–1262.
3. *Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И., Цибарт А.С., Смирнова М.А.* Углеводороды в почвах: происхождение, состав, поведение (обзор) // *Почвоведение*. 2015. № 10. С. 1195–1209.
4. *Гриценко А.И., Акопова Г.С., Максимова В.М.* Экология. Нефть и газ. М.: Наука, 1997. 598 с.
5. *Московченко Д.В., Бабушкин А.Г.* Нефтяное загрязнение поверхностных вод на территории ХМАО-Югры // *Экология и промышленность России*. 2014. № 4. С. 34–38. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2014-4-34-38>
6. *Оборин А.А., Калачникова И.Г., Масливец Т.А., Базенкова Е.И., Плещеева О.В., Оглоблина А.И.* Самоочищение и рекультивация нефтезагрязненных почв Предуралья и Западной Сибири // *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. М., 1988.
7. *Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С., Спасский В.В., Опекунова М.Г., Шейнерман Н.А., Чернышова А.В.* Химический состав и токсичность донных отложений малых водотоков Санкт-Петербурга // *Водные ресурсы*. 2020. Т. 47. № 2. С. 196–207.
8. *Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Кукушкин С.Ю., Арестова И.Ю.* Оценка трансформации природной среды в районах разработки углеводородного сырья на севере Западной Сибири // *Сибирский экологический журн.* 2018. № 1. С. 122–138.
9. *Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Кукушкин С.Ю., Ганул А.Г.* Фоновое содержание химических элементов в почвах и донных осадках севера Западной Сибири // *Почвоведение*. 2019. № 4. С. 422–439.
10. *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.
11. *Пиковский Ю.И., Коротков Л.А., Смирнова М.А., Ковач Р.Г.* Лабораторно-аналитические методы при определении углеводородного состояния почв (обзор) // *Почвоведение*. 2017. № 10. С. 1165–1178.
12. *Сальников А.В.* Потери нефти и нефтепродуктов. Ухта: Изд-во УГТУ, 2012. 108 с.
13. *Солнцева Н.П.* Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 376 с.
14. *Хаустов А.П., Редина М.М.* Геохимические маркеры на основе соотношений концентраций ПАУ в нефти и нефтезагрязненных объектах // *Геохимия*. 2017. № 1. С. 98–107.
15. *Цибарт А.С., Геннадиев А.Н.* Полициклические ароматические углеводороды в почвах: источники, поведение, индикационное значение (обзор) // *Почвоведение*. 2013. № 7. С. 788–802.
16. *Штина Э.А., Некрасова К.А.* Водоросли загрязненных нефтью почв // *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. М.: Наука, 1988. С. 57–81.
17. *Яковлева Е.В., Габов Д.Н., Василевич Р.С.* Формирование состава полициклических ароматических углеводородов бугристых болот в зональном ряду лесотундра–северная тундра // *Почвоведение*. 2022. № 3. С. 296–314. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22030145>
18. *Alawi M.A., Azeez A.L.* Study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil samples from Al-Ahdab oil field in Wasit Region, Iraq // *Toxin Reviews*. 2016. V. 35. P. 69–76. <https://doi.org/10.1080/15569543.2016.1198379>
19. *Balseiro-Romero M., Monterroso C., Casares J.J.* Environmental fate of petroleum hydrocarbons in soil: review of multiphase transport, mass transfer, and natural attenuation processes // *Pedosphere*. 2018. V. 28. P. 833–847. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60046-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60046-3)
20. *Barker A.J., Douglas T.A., Jacobson A.D., McClelland J.W., Ilgen A.G., Khosh M.S., Lehn G.O., Trainor T.P.* Late season mobilization of trace metals in two small Alaskan arctic watersheds as a proxy for landscape scale permafrost active layer dynamics // *Chemical Geology*. 2014. V. 381. P. 180–193. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.05.012>
21. *Fu X., Li T., Ji L., Wang L., Zheng L., Wang J., Zhang Q.* Occurrence, sources and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils around oil wells in the border regions between oil fields and suburbs // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. V. 157. P. 276–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.054>

22. *Gao C.* Experiences of microbial enhanced oil recovery in Chinese oil fields // *J. Pet. Sci. Eng.* 2018. V. 166. P. 55–62.
<https://doi.org/10.1016/j.petrol.2018.03.037>
23. *Hu B.F., Jia X.L., Hu J., Xu D.Y., Xia F., Li Y.* Assessment of heavy metal pollution and health risks in the soil-plant-human system in the Yangtze River Delta, China // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2017. V. 14. P. 1042.
<https://doi.org/10.3390/ijerph14091042>
24. *Hunt J.M.* *Petroleum Geochemistry and Geology.* 2nd ed. N.Y.: W.H. Freeman, 1995. 743 p.
25. *Idowu O., Semple K.T., Ramadass K., O'Connor W., Hansbro P., Thavamani P.* Beyond the obvious: environmental health implications of polar polycyclic aromatic hydrocarbons // *Environ. Int.* 2019. V. 123. P. 543–557.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.051>
26. *Ji X., Abakumov E., Polyako V., Xie X., Dongyang W.* The ecological impact of mineral exploitation in the Russian Arctic: A field-scale study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in permafrost-affected soils and lichens of the Yamal-Nenets autonomous region // *Environmental Pollution.* 2019. V. 255. P. 113239.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113239>
27. *JRC Technical Notes, 2011. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Factsheet.* 4th edition. Donata Lerd, European Union. 2011.
https://ec.europa.eu/jrc/sites/default/files/Factsheet%20PAH_0.pdf. дата обращения 4 января 2022.
28. *Kavouras I.G., Koutrakis P., Tsapakis M., Lagoudaki E., Stephanou E.G., Von Baer D., Oyola P.* Source apportionment of urban particulate Aliphatic and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) using multivariate methods // *Environmental Science and Technology.* 2001. V. 35. P. 2288–2294.
29. *Krickov I.V., Pokrovsky O.S., Manasypov R.M., Lim A.G., Shirokova, L.S., Viers, J.* Colloidal transport of carbon and metals by western Siberian rivers during different seasons across a permafrost gradient // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 2019. V. 265. P. 221–241.
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.08.041>
30. *Larsen R.K., Baker J.E.* Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Urban Atmosphere: A Comparison of Three Methods // *Environmental Science and Technology.* 2003. V. 137. P. 1873–1881.
31. *Lawal A.T.* Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review // *Cogent Environmental Science.* 2017. V. 3. Iss. 1. P. 1339841.
<https://doi.org/10.1080/23311843.2017.1339841>
32. *Liu Y.R., Yu H.M., Sun Y., Chen J.* Novel assessment method of heavy metal pollution in surface water: A case study of Yangping River in Lingbao City, China // *Environ Eng Res.* 2017. V. 22. Iss. 1. P. 31–39.
<https://doi.org/10.4491/eer.2016.015>
33. *Long E.R., Macdonald D.D., Smith S.L., Calder F.D.* Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments // *Environmental Management.* 1995. V. 19. P. 81–97.
34. *MacDonald D.D., Carr R.S., Calder F.D., Long E.R., Ingersoll C.G.* Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters // *Ecotoxicology.* 1996. V. 5. P. 253–278.
35. *Maliszewska-Kordybach B.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination // *Appl. Geochem. Environ. Geochem.* 1996. V. 11. P. 121–127.
36. *McCarthy K., Walker L., Vigoren L.* Subsurface fate of spilled petroleum hydrocarbons in continuous permafrost // *Cold Reg. Sci. Technol.* 2004. V. 38. P. 43–54.
37. *Olayinka O.O., Adewusi A.A., Olarenwaju O.O., Aladesida A.A.* Concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Estimated Human Health Risk of Water Samples Around Atlas Cove, Lagos, Nigeria // *J. Health Pollut.* 2018. V. 8. P. 181210.
<https://doi.org/10.5696/2156-9614-8.20.181210>
38. *Opekunov A., Opekunova M., Kukushkin S., Lisenkov S.* Impact of drilling waste pollution on land cover in a high subarctic forest-tundra zone // *Pedosphere.* 2022. V. 32. Iss. 3. P. 414–425.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(21\)60083-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(21)60083-8)
39. *Pejman A., Gholamrez Nabi B., Saeedi M., Baghvanda A.* A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study // *Ecological Indicators.* 2015. V. 58. P. 365–373.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.012>
40. *Peng J., Chen Y., Xia Q., Rong G., Zhang J.* Ecological risk and early warning of soil compound pollutants (HMs, PAHs, PCBs and OCPs) in an industrial city, Changchun, China // *Environmental Pollution.* 2021. V. 272. P. 116038.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116038>
41. *Pokrovsky O.S., Karlsson J., Giesler R.* Freeze-thaw cycles of Arctic thaw ponds remove colloidal metals and generate low-molecular-weight organic matter // *Biogeochemistry.* 2018. V. 137. P. 321–336.
<https://doi.org/10.1007/s10533-018-0421-6>
42. *Qiu Y.W., Zhang G., Liu G.Q., Guo L.L., Li X.D., Wai O.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water column and sediment core of Deep Bay, South China // *Estuar. Coast Shelf Sci.* 2009. V. 83. P. 60–66.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.018>
43. *Raudina T.V., Loiko S.V., Lim A., Manasypov R.M., Istigechev G.I., Kuzmina D.M., Kulizhsky S.P., Vorobyev S.N., Shirokova L.S., Pokrovsky O.S.* Permafrost thaw and climate warming may decrease the CO₂, carbon, and metal concentration in peat soil waters of the Western Siberia lowland // *Science of the Total Environment.* 2018. V. 634. P. 1004–1023.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.059>
44. *Ravindra K., Mittal A.K., Van Grieken R.* Health risk assessment of urban suspended particulate matter with special reference to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review // *Reviews on Environmental Health.* 2001. V. 16. P. 169–189.
45. *Rhea D.T., Gale R.W., Orazio C.E., Peterman P.H., Harper D.D., Farag A.M.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment, and snow, from lakes in Grand Teton National Park, Wyoming. Reston, VA: United States Geological Survey, 2005.
46. *Statistical Review of World Energy.* BP. 2021. (17.06.2021).
<https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/>

- en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2021-full-report.pdf.
47. *Sushkova S.N., Minkina T.M., Mandzhieva S.S., Bolotova O.V., Varduni T.V.* New alternative method of benzo[a]pyrene extraction from soils and its approbation in soil under technogenic pressure // *J. Soil and Sediments*. 2016. V. 16. P. 1323–1329. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1104-8>
 48. *Swartz R.C.* Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures // *Environ. Toxicol. Chem.* 1999. V. 18. P. 780–787.
 49. *Tobiszewski M., Namiesnik J.* PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources // *Environmental Pollution*. 2012. V. 162. P. 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.025>
 50. USEPA. Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of PAH. US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-93/089. 1993.
 51. *Walker J.D., Petrakis L., Colwell R.R.* Comparison of the biodegradability of crude and fuel oils // *Can. J. Microbiol.* 1976. V. 22. P. 598–602.
 52. *Wang C., Wu S., Zhou S., Wang H., Li B., Chen H., Yu Y., Shi Y.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk // *Sci. Total Environ.* 2015. V. 527. P. 375–383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.025>
 53. *Wyszkowski M., Ziółkowska A.* Content of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils polluted with petrol and diesel oil after remediation with plants and various substances // *Plant Soil Environ.* 2013. V. 59. P. 287–294. <https://doi.org/10.17221/21/2013-PSE>
 54. *Xu Z., Wang C., Li H., Xu S., Du J., Chen Y., Ma C., Tang J.* Concentration, distribution, source apportionment, and risk assessment of surrounding soil PAHs in industrial and rural areas: A comparative study // *Ecological Indicators*. 2021. 125. P. 107513. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107513>
 55. *Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R., Mitchell R., Goyette D., Selvestre S.* PAHs in the Fraser River Basin: a Critical Appraisal of PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition // *Organic Geochemistry*. 2002. V. 33. P. 489–515.
 56. *Zhang S., Zhang W., Wang K., Shen Y., Hu L., Wang X., Tang Y.* Concentration, distribution and source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in the southeast suburb of Beijing, China // *Environ. Monit. Assess.* 2009. V. 151. P. 197–207. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0261-2>
 57. *Zhang W., Liu Y., Tan X., Zeng G., Gong J., Lai C., Niu Q., Tang Y.* Enhancement of Detoxification of Petroleum Hydrocarbons and Heavy Metals in Oil-Contaminated Soil by Using Glycine-b-Cyclodextrin // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2019. V. 16. P. 1155. <https://doi.org/10.3390/ijerph16071155>

Soil Pollution with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Petroleum Hydrocarbons in the North of Western Siberia: Distribution and Ecological Risk Assessment

M. G. Opekunova^{1, *}, A. Yu. Opekunov¹, S. Yu. Kukushkin¹, S. A. Lisenkov¹, S. V. Vlasov², and V. V. Somov¹

¹*Institute of Earth Sciences, St. Petersburg State University, V.O. 10th Line, 33/35, St. Petersburg, 199178 Russia*

²*Research and Production Association “Typhoon”, North-West Branch, Center for Ecological Monitoring “ARLEKS”, Bering str., 38, St. Petersburg, 199397 Russia*

*e-mail: m.opekunova@mail.ru

An assessment of soils pollution and toxicity on the territory of oil and gas fields in the tundra and northern taiga of Western Siberia is given. The content of petroleum hydrocarbons (HC) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in soils was analyzed at four sites of sludge spills and along the winter road. Speciation of PAHs was determined and its relationship with the HC content measured by IR spectroscopy (HC_{IR}) and fluorimetric method (HC_{FL}) was revealed. The concentration of HC_{IR} is several times higher than the concentration of HC_{FL}. A high concentration of HC_{IR} in soils in oil and gas production areas indicates contamination with crude oil during well construction. The increase in HC_{FL} content is mainly due to the input of pyrogenic PAHs during heavy vehicle emissions. The total PAH concentration ranged from 95 to 22 114 µg/kg. The predominant substances of the PAH group are low molecular weight compounds – naphthalene (12%), phenanthrene (23%) and fluoranthene (16%), which is associated with contamination with light oil as a result of well drilling. The migration of pollutants along the depth of the soil profile is weak; they are mainly concentrated in the upper part of the peat horizon. The distance of pollutants lateral migration from the spill does not exceed 50–150 m; it depends on the landscape and geochemical conditions. The soil toxicity ecological risk was assessed with contamination severity index, for which a scale was developed using BaP toxicity equivalence factors and the scale proposed by the authors. According to the calculation results, 62% of the studied soil samples were uncontaminated, 37% soil samples were characterized by an average and low level of environmental pollution risk, and one sample (<1%) – to a high level.

Keywords: oil and gas production, permafrost, drilling cuttings spills, Contamination Severity Index, Entic Podzols, Gleysols

**ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ**

УДК 631.453:574.23

**ДЕТЕРМИНАНТЫ ФИТОТОКСИЧНОСТИ МЕДИ
В ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВАХ:
РЕЗУЛЬТАТЫ МНОГОЛЕТНИХ ИССЛЕДОВАНИЙ**© 2022 г. А. Неаман^а, *, К. Яньез^б^аФакультет сельскохозяйственных наук, Университет Тарапака, Арика, 1000000 Чили^бИнститут биологии, Папский католический университет Вальпараисо, Вальпараисо, 2340000 Чили

*e-mail: alexander.neaman@gmail.com

Поступила в редакцию 25.04.2022 г.

После доработки 16.05.2022 г.

Принята к публикации 25.05.2022 г.

Обобщены результаты многолетних исследований по определению фитотоксичности меди в нативных почвах, загрязненных выбросами медной горнодобывающей промышленности в области Вальпараисо центрального района Чили. Установлено, что несмотря на полиэлементный характер загрязнения исследованных почв, медь является основным фактором, лимитирующим рост растений, тогда как влияние других элементов статистически незначимо. Показано, что концентрация меди в 0.1 М KNO₃ вытяжке – лучший индикатор фитотоксичности по сравнению с валовым содержанием меди в почве и активностью свободных ионов Cu²⁺ в 0.1 М KNO₃ вытяжке. Отмечено, что валовое содержание меди, pH и концентрация растворенного органического углерода – наиболее важные переменные для прогнозирования концентрации меди и активности ионов меди в 0.1 М KNO₃ вытяжке.

Ключевые слова: токсичность, Eutric Fluvisols, Dystric Arenosols, активность Cu²⁺, pH, лимитирование роста растений

DOI: 10.31857/S0032180X22110089**ВВЕДЕНИЕ**

Валовое содержание металлов (металлоидов) в загрязненной почве зачастую недостаточно для прогнозирования ее потенциальной фитотоксичности [27]. В течение последних десятилетий были сделаны попытки прогнозирования “фитодоступной” фракции металлов путем анализа корреляций между откликами растений и различными пулами металлов в почве (например, обобщающая статья [34]). Однако большинство полученных данных оказались противоречивыми, что затрудняет их интерпретацию. Считается, что фракции металлов, извлеченные химически неагрессивными нейтральными солями, полезны для оценки фитотоксичности металлов в загрязненных почвах [22]. Другой метод оценки потенциального фитотоксического действия заключается в использовании показателя активности свободных ионов металла в почвенном растворе [14].

Важно подчеркнуть, что несмотря на многочисленные исследования фитотоксичности металлов в почве (например, обобщающая статья [25]), подавляющее большинство работ было выполнено при использовании искусственно загрязненных почв. Этот подход неоднократно и справедливо

подвергался критике [34]. Главный аргумент противников такого традиционного подхода заключается в том, что трудно осмысленно экстраполировать результаты экспериментов с искусственно загрязненными почвами на токсические эффекты, которые могут возникнуть в реальных условиях техногенно загрязненных территорий. Например, было обнаружено, что содержание металлов, оказывающееся токсичным для растений, было в 100 раз меньше в искусственно загрязненных почвах, чем в техногенно загрязненных [40]. Данное несоответствие чаще всего связывают с тем, что токсичность зависит от времени пребывания металла в почвах, то есть процесса, называемого “старением”, для которого необходим длительный промежуток времени [21]. Однако конкретные механизмы старения металлов в почвах остаются не до конца выясненными [47].

Несмотря на то, что важность исследований техногенно загрязненных почв очевидна, использование таких объектов создает сложности в оценке токсичности из-за одновременного присутствия различных металлов. Детальный анализ химического состава тканей растений в некоторой степени позволяет преодолеть эту сложность:

Таблица 1. Физико-химические характеристики исследованных почв (медиана и объем выборок (*n*), в скобках – минимальное и максимальное значения)

Характеристика	[45, 46] <i>n</i> = 27	[23] <i>n</i> = 21	[18] <i>n</i> = 6	[24] <i>n</i> = 86
ЭП, дСм/м	2.0 (0.2–11)	2.0 (0.2–4.7)	0.7 (0.3–1.1)	–
pH (KNO ₃)	7.2 (5.7–7.6)	7.3 (5.7–7.6)	5.6 (4.9–7.1)	(6.2–7.8)
pCu ²⁺ (KNO ₃)	8.6 (6.8–9.8)	8.6 (6.8–9.8)	7.5 (5.5–9.1)	(7.1–9.9)
ОВ, %	3.3 (0.7–5.8)	3.3 (0.7–5.8)	3.7 (0.9–8.0)	(1.2–6.2)
Доступный N, мг/кг	25 (4–134)	26 (4–76)	16 (10–24)	–
Доступный P, мг/кг	32 (8–123)	30 (8–123)	27 (12–45)	–
Доступный K, мг/кг	255 (78–1143)	190 (78–1143)	94 (30–166)	–
Валовая Cu, мг/кг	355 (82–1295)	426 (82–1295)	502 (256–1852)	(56–4441)
Валовый As, мг/кг	21 (7–41)	22 (7–41)	59 (6.1–157)	–
Валовый Zn, мг/кг	147 (86–345)	139 (86–345)	135 (73–230)	–
Валовый Pb, мг/кг	43 (25–97)	47 (25–88)	83 (28–199)	–
Cu (KNO ₃), мг/кг	0.06 (0.02–0.28)	0.06 (0.02–0.22)	0.7 (0.3–1.7)	(0.02–0.95)
As (KNO ₃), мг/кг	0.008 (0–0.07)	–	0.0 (0.0–0.02)	–
Zn (KNO ₃), мг/кг	–	–	8.2 (3.6–12)	–
Pb (KNO ₃), мг/кг	–	–	0.08 (0.0–0.2)	–
Песок, %	52 (21–95)	52 (21–95)	57 (45–81)	–
Пыль, %	17 (5–37)	17 (5–37)	31 (16–42)	–
Ил, %	30 (0–44)	31 (0–43)	10 (3.3–18)	–
POУ (KNO ₃), мг/л	–	–	–	(1.6–60)

Примечание. ЭП = удельная электропроводность вытяжки из водонасыщенной пасты; ОВ = органическое вещество почвы; POУ = растворенный органический углерод; (KNO₃) = солевая вытяжка с использованием раствора 0.1 М KNO₃ в соотношении почва/раствор 1/2.5 [41]. Прочерк означает отсутствие данных. Активность Cu²⁺ в 0.1 М KNO₃ вытяжке определяли с помощью ионоселективного электрода [30]. Результаты выражали в виде pCu²⁺, который является отрицательным логарифмом активности свободных ионов Cu²⁺ в вытяжке. Растворенный органический углерод в 0.1 М KNO₃ вытяжке определяли на анализаторе Shimadzu. Для определения валового содержания Cu, Cd, Pb, Zn и As, образцы выдерживали в кипящей азотной кислоте с последующим добавлением хлорной кислоты [19], используя тefлоновую пробку со стеклянной рефлюксной трубкой длиной 30 см для предотвращения улетучивания As во время процесса кислотного разложения [32]. Остальные химические характеристики почв определяли с использованием стандартных методов [33]. Гранулометрический состав был определен методом ареометра, в упрощенном варианте [39].

например, для условий полиметаллического загрязнения с превалированием меди было продемонстрировано, что ответные реакции растений теснее всего скоррелированы с концентрацией именно меди в тканях растений, тогда как влияние других металлов было незначительным [18, 23, 46]. Именно на основе такого подхода удается выявить ведущий токсикант даже в случае полиметаллического загрязнения.

Хотя многие исследователи декларируют важность использования нативных техногенно (а не искусственно) загрязненных почв для получения оценок фитотоксичности, в большинстве случаев такой подход остается лишь на уровне декларации и не реализуется на практике. Данная работа обобщает результаты наших исследований по детерминантам фитотоксичности меди именно в нативных почвах в области Вальпараисо центрального района Чили, загрязненных выбросами

медной горнодобывающей промышленности (табл. 1). Чили является лидером в производстве меди в мире [28].

Основной рассматриваемый нами вопрос: какой почвенный пул меди (свободные ионы Cu²⁺, концентрация в солевой вытяжке или валовое содержание) лучше всего определяет реакции растений в нативных техногенно загрязненных почвах? Результаты мы рассматриваем на основе концепции интенсивности/буферности [49]. В работе были использованы аллювиальные почвы сельскохозяйственных земель (Eutric Fluvisols) [13]. Также были использованы несельскохозяйственные почвы, сформировавшиеся на палеодюнах (Dystric Arenosols) [13].

Важно подчеркнуть, что мы используем термин “концентрация” для жидкой фазы почвы (в данной работе – для солевой вытяжки) и термин “содержание” для твердой фазы почвы [5]. В ра-

Таблица 2. Коэффициенты детерминации (R^2) для множественных регрессионных моделей откликов овса и репы. Все переменные в моделях статистически значимы ($p \leq 0.05$)

Вид	Отклик	Детерминанты по результатам пошагового регрессионного анализа	R^2
Овес*	Длина побега	– Валовая Cu	0.36
	Масса побега	– Валовая Cu	0.33
Репа*	Длина побега	– Валовая Cu – ЭП	0.62
	Масса побега	– Валовая Cu – ЭП	0.59
Овес**	Длина побега	– Валовая Cu + рН	0.48
	Масса побега	– Валовая Cu + доступный P + валовый Zn – ОВ	0.81
	Масса корня	– Валовая Cu – ил	0.50
Репа**	Длина побега	– Валовая Cu – ЭП + доступный P	0.78
	Масса побега	– Валовая Cu	0.67
	Длина корня	– Валовая Cu + песок	0.75
	Масса корня	– Валовая Cu + песок	0.51

* Краткосрочный эксперимент (21 день для обоих растений).

** Долгосрочный эксперимент (62 дня для овса и 42 дня для репы).

Примечание. ЭП = удельная электропроводность вытяжки из водонасыщенной пасты; ОВ = органическое вещество почвы.

боте был использован 0.1 М раствор KNO_3 для приготовления солевой вытяжки. В одном из наших исследований [2] мы сравнили химический состав этой вытяжки и внутрипоровой воды почвы, полученной с помощью экстрактора Rhizon компании Rhizosphere Research Products, Нидерланды (www.rhizosphere.com). В обоих случаях были определены концентрации меди и мышьяка, активность свободных ионов Cu^{2+} и рН. Были получены статистически значимые корреляции между этими переменными в вытяжке 0.1 М KNO_3 и во внутрипоровой воде почвы (значения R^2 были равны 0.59, 0.77, 0.58 и 0.94 соответственно, во всех случаях $p < 0.001$). Таким образом, вытяжка 0.1 М KNO_3 может адекватно имитировать концентрации меди и мышьяка, активность свободных ионов Cu^{2+} и рН во внутрипоровой воде почвы.

Важно также отметить, что в исследовании [6] было показано, что концентрации меди в солевых вытяжках из почв были близкими к концентрациям меди в водных вытяжках. Данные результаты показывают, что обменные формы меди не являются основными в солевых вытяжках. В свою очередь, в исследовании [38] было показано, что 98% меди в солевых вытяжках из почв представлено в виде комплексов с растворенным органическим веществом. Эти авторы использовали термин “растворимая медь” (а не “обменная медь”) для концентрации меди в солевых вытяжках. Во избежание терминологической путаницы, в данной работе мы используем термин “концентрация меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке”.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФИТОТОКСИЧНОСТИ МЕДИ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПОЧВАХ

Для оценки фитотоксичности металлов было использовано несколько видов растений: однодольных – овес посевной (*Avena sativa* L.) и райграс многолетний (*Lolium perenne* L.), и двудольных – репа (*Brassica rapa* CrGC syn. Rbr) и салат-латук (*Lactuca sativa* L.). Для овса и репы были использованы две продолжительности эксперимента (краткосрочная и долгосрочная) (табл. 2), для райграса и салата-латука – одна (краткосрочная). Эксперименты выполнены в соответствии со стандартными протоколами [11, 12].

В нашем исследовании [23] было установлено, что все реакции овса и репы в основном определены валовым содержанием меди в почве. В то же время, валовые содержания свинца и мышьяка в почве не оказали статистически значимого влияния на рост растений. В свою очередь, отмечена положительная корреляция содержания цинка с массой побегов овса в долгосрочном эксперименте. Последний феномен может быть связан с неспецифической конкуренцией между ионами Zn^{2+} и Cu^{2+} [42]. Таким образом, можно сделать вывод, что медь оказывает наибольшее негативное влияние на рост растений в загрязненных почвах в рассматриваемом районе.

Эти результаты подтвердились и в другом нашем исследовании [46]. В частности, валовое содержание меди оказалось более показательным индикатором отклика райграса по сравнению с концентрацией меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке и ак-

Таблица 3. Коэффициенты детерминации (R^2) между различными пулами меди в почве и откликами райграса

Отклик	Валовая Cu	Обменная Cu	pCu^{2+}
Длина побега	0.58	0.24	н.з.
Длина корня	0.40	0.40	0.33
Масса побега	0.34	н.з.	н.з.
Масса корня	0.35	н.з.	н.з.

Примечание. н.з. = корреляция статистически не значима ($p > 0.05$).

тивностью свободных ионов Cu^{2+} (pCu^{2+}) в той же вытяжке (табл. 3). В свою очередь, содержание меди в побегах коррелировало с валовым содержанием меди в почве, в то время как влияние концентрации меди и активности свободных ионов Cu^{2+} (pCu^{2+}) в 0.1 М KNO_3 вытяжке на содержание меди в побегах было статистически незначимо [46]. Эти данные согласуются с результатами другого исследования по поглощению меди овощными культурами, выращенными на техногенно загрязненных почвах в Чили [8].

Результаты наших исследований согласуются с заключением работы [48] о том, что пополнение запасов меди из твердой фазы почвы вследствие локального истощения в ризосфере – доминирующий процесс контроля поглощения меди растениями. Другими словами, процесс поглощения меди корневыми системами зависит от буферной способности почвы к пополнению запасов свободного иона Cu^{2+} [49]. Именно поэтому фитотоксичность меди зависела от валового содержания элемента в почве (табл. 2, 3) в соответствии с концепцией интенсивности/буферности, которая утверждает, что, хотя токсичность определяется активностью свободных ионов Cu^{2+} , она также зависит от факторов, влияющих на буферность субстрата по отношению к свободным ионам Cu^{2+} [49].

Что касается влияния других физико-химических свойств почвы на реакции растений в нашем исследовании [23], то удельная электропроводность оказала негативное влияние на рост репы (табл. 2), что согласуется с предыдущими исследованиями о чувствительности видов рода *Brassica* к солям [3]. Доступный фосфор оказал положительное влияние на рост растений, возможно из-за его недостатка как основного элемента питания, поскольку удобрения не вносились. С другой стороны, включение pH и органического вещества в итоговые модели можно объяснить их влиянием на биодоступность меди, что обсуждается далее. В то же время, растения росли лучше на песчаных почвах, по сравнению с глинистыми, возможно из-за неблагоприятных физических свойств глинистых почв.

В исследовании [23] диапазон содержания меди в побегах овса был узким (17–33 мг/кг), не-

смотря на широкий диапазон содержания меди в почве (82–1295 мг/кг). Вероятно, это было основной причиной того, что корреляция между ростовыми характеристиками овса и содержанием меди в побегах была статистически незначимой. По данным работы [9] накопление меди происходит преимущественно в корнях овса, а из-за выраженного корневого барьера не происходит пропорциональной транслокации элемента в побеги. Таким образом, содержание меди в побегах овса нельзя считать точным показателем фитотоксичности у этого вида.

В другом нашем исследовании [45], валовое содержание меди, цинка, свинца и мышьяка в почве были слабыми определителями реакции салата-латука; аналогичные результаты наблюдались для концентраций металлов в 0.1 М KNO_3 вытяжке (табл. 4) и для активности свободных ионов Cu^{2+} в этой вытяжке. Пошаговый регрессионный анализ показал, что длина побега салата-латука лучше всего объяснялась валовым содержанием меди (в мг/кг) и содержанием доступного фосфора в почве (в мг/кг), определенном в экстракте 0.5 N $NaHCO_3$, pH 8.5 [29]. Обе переменные были статистически значимыми ($p < 0.05$) в следующем уравнении: $ДП = 8.5 - 0.003 Cu_{вал} + 0.042 P_{дост}$ ($R^2 = 0.58$), где ДП = длина побега, $Cu_{вал}$ = валовая Cu в почве, $P_{дост}$ = доступный P в почве. При этом важно отметить, что не было никакой статистически значимой зависимости между валовой медью и доступным фосфором в почве ($p > 0.05$).

Известно, что токсичность меди снижает поглощение фосфора растениями [31]. Однако с помощью регрессионного анализа показано, что эффект взаимодействия этих факторов был статистически незначимым ($p > 0.05$), что позволяет предположить, что эти два фактора не зависели друг от друга. Таким образом, салат-латук имеет ограниченную применимость для оценки токсичности металлов в техногенно загрязненных почвах из-за чувствительности его реакции на дефицит фосфора, часто наблюдаемый в несельскохозяйственных районах.

Таблица 4. Коэффициенты детерминации (R^2) между различными пулами металлов и металлоидов в почве и откликами салата-латука

Элемент	Длина побега		Длина корня		Масса побега		Масса корня	
	Ме валовое	Ме (KNO_3)	Ме валовое	Ме (KNO_3)	Ме валовое	Ме (KNO_3)	Ме валовое	Ме (KNO_3)
Cu	0.19	н.з.	0.21	н.з.	н.з.	н.з.	н.з.	н.з.
Zn	н.з.	—	н.з.	—	0.14	—	н.з.	—
Pb	н.з.	—	н.з.	—	н.з.	—	н.з.	—
As	н.з.	н.з.	н.з.	н.з.	н.з.	н.з.	н.з.	0.19

Примечание. Ме валовое – валовое содержание металла/металлоида в почве; Ме (KNO_3) – концентрация металла/металлоида в 0.1 М KNO_3 вытяжке; н.з. – корреляция не является статистически значимой ($p > 0.05$). Прочерк означает отсутствие данных.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФИТОТОКСИЧНОСТИ МЕДИ В НЕСЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПОЧВАХ

В одном из наших исследований [26] было продемонстрировано, что ирригационная вода в области Вальпараисо имеет значение pH 8.6 и значение щелочности 2.5 ммоль(экв)/л, то есть она может нейтрализовать кислотность почвы [1]. В то же время, во всех сельскохозяйственных угодьях области практикуют орошение из-за полусухливого климата центральной части Чили. Из-за этого на территории, подверженной загрязнению выбросами медеплавильного завода, pH почв на близлежащих сельскохозяйственных участках равен 8.1, тогда как на несельскохозяйственных участках – 4.6–5.5 [26]. Именно по этой причине в наших предыдущих исследованиях диапазоны значений pH в сельскохозяйственных почвах были относительно узкими (табл. 1), что, в свою очередь, определяло относительно узкие диапазоны концентрации меди и активности свободных ионов Cu^{2+} в 0.1 М KNO_3 вытяжке, и данное обстоятельство, возможно, ограничило влияние этих пулов меди на ее фитотоксичность.

В другой нашей работе [18] фитотоксичность меди была определена в полевых условиях на территории вблизи медеплавильного комбината с использованием несельскохозяйственных участков с более широкими значениями концентрации меди и активности свободных ионов Cu^{2+} в 0.1 М KNO_3 вытяжке (табл. 1). Для оценки фитотоксичности были изучены характеристики нескольких видов растений, выросших в ходе естественного самозаращения опытных участков из почвенного банка семян и/или семян, распространяющихся воздушным путем. Были определены биомасса побегов, площадь проективного покрытия и число зарегистрированных видов.

На исследуемых участках преобладали 4 вида растений: калифорнийский мак (*Eschscholzia californica* Cham., Papaveraceae), многолетнее растение в фазе цветения; райграс пастбищный (*Lolium perenne* L., Poaceae), многолетнее растение в фазе

колошения; вульпия костровидная (*Vulpia bromoides* (L.) Gray, Poaceae), однолетнее растение в фазе колошения; и горчичник серый (*Hirschfeldia incana* (L.) Lagr.-Fossat, Brassicaceae), однолетнее растение в фазе цветения. Все 4 вида – адвентивные, первые 3 из них – инвазивные в Чили [4]. Несмотря на то, что проективное покрытие растительности на исследуемых участках варьировало от 4 до 49%, относительный вклад доминирующих видов был одинаковым на всех участках. В частности, на всех опытных участках доля доминантных видов составляла $86 \pm 5\%$ от суммарного проективного покрытия.

В нашей выборке почв [18] влияние свинца, цинка и мышьяка на реакции растений было статистически незначимым, причем и для валового содержания, и для концентраций металлов в 0.1 М KNO_3 вытяжке. Аналогичным образом, органическое вещество почвы, содержание доступных питательных элементов (N, P, K), гранулометрический состав и удельная электропроводность вытяжки из почвы не влияли на реакции растений. В то же время на исследуемом участке наблюдалась высокая микропространственная вариабельность содержания элементов и других характеристик почвы (табл. 1), что согласуется с полученными ранее результатами [7]. Именно широкий диапазон варьирования и позволил выявить пул меди в почве, определяющий фитотоксичность. В частности, влияние валового содержания меди в почве на реакции растений было статистически незначимым, но биомасса побегов негативно коррелировала с концентрацией меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке ($R^2 = 0.99$, $p < 0.001$) и значением pCu^{2+} в вытяжке 0.1 М KNO_3 ($R^2 = 0.69$, $p < 0.05$). В свою очередь, концентрация меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке также негативно коррелировала с проективным покрытием ($R^2 = 0.67$, $p < 0.05$) и биоразнообразием ($R^2 = 0.78$, $p < 0.05$), в то время как влияние значений pCu^{2+} было статистически незначимым для этих показателей. Таким образом, эти результаты доказали, что концентрация меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке лучше определяет

Таблица 5. Значения валового содержания меди (мг/кг), соответствующих 10, 25, 50% вероятности негативного эффекта (EC_{10} , EC_{25} , EC_{50}) для растений, выращенных на техногенно загрязненных почвах

Исследование	Виды растений	ПТ (дни)	EC_{10}	EC_{25}	EC_{50}
[23]*	Овес, репа, райграс	21	356	621	904
[23]*	Овес, репа	42–62	355	513	688
[46]*	Райграс	21	404	750	1050
[10]	Ячмень	14	–	–	1370
[15, 16]	Подсолнух	30	237	–	562

* Наш эксперимент.

Примечание. ПТ = продолжительность теста; прочерк означает отсутствие данных.

Таблица 6. Значения концентраций растворенных соединений меди (мг/л), соответствующих 10, 25, 50% вероятности негативного эффекта (EC_{10} , EC_{25} , EC_{50}) для растений, выращенных на техногенно загрязненных почвах

Исследование	Виды растений	EC_{10}	EC_{25}	EC_{50}
[18]*	Растительные ассоциации	255	391	533
[10]	Ячмень	–	–	76
[15, 16]	Подсолнух	221	–	526

* Наш эксперимент.

Примечание. Прочерк означает отсутствие данных.

фитотоксичность по сравнению с валовым содержанием этого элемента в почве и значениями pCu^{2+} в этой вытяжке.

Полученные результаты согласуются с вышеупомянутой концепцией интенсивности/буферности [48, 49]. Например, в исследовании [36] побеги растений накопили в 40000 раз больше меди, чем присутствовало в виде свободных ионов Cu^{2+} в почвенном растворе. Данный эффект возможен только в том случае, если активность свободных ионов Cu^{2+} контролируется реакциями десорбции/растворения [35]. В соответствии с этим, нами [18] была определена следующая множественная линейная регрессия, где все переменные статистически значимы ($p \leq 0.05$), концентрация меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке, $Cu(KNO_3)$ – в мг/кг, органическое вещество почвы, OB – в %, а pCu^{2+} – отрицательный логарифм активности свободного иона Cu^{2+} : $pCu^{2+} = 6.21 - 2.58 \log Cu(KNO_3) + 1.51 \log OB$; $R^2 = 0.74$.

Мы не включили в уравнение регрессии валовое содержание меди в почве из-за сильной корреляции с содержанием органического вещества, так как токсичность меди препятствует микробному разложению органического вещества в почве [17]. Таким образом, фитотоксичность меди может зависеть от различных пулов этого элемента в почве, которые способны переводить медь в почвенный раствор одновременно с поглощением ионов корнями растений.

ПОРОГИ ФИТОТОКСИЧНОСТИ МЕДИ

Число работ, в которых пороги фитотоксичности меди были определены при использовании нативных техногенно-загрязненных почв, буквально можно пересчитать по пальцам рук (табл. 5, 6): две из них выполнены во Франции [15, 16], другая – в Швеции [10], три – в Чили [18, 23, 46], причем в последнем случае – это наши исследования. Столь небольшое число работ, которые даже в минимальной степени не охватывают реальное разнообразие природных ситуаций, не позволяет пока выйти на формулирование сколь-нибудь широких обобщений.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ МЕДИ И АКТИВНОСТИ СВОБОДНЫХ ИОНОВ Cu^{2+}

Установив, что концентрация меди и активность свободных ионов Cu^{2+} в 0.1 М KNO_3 вытяжке являются индикаторами фитотоксичности, важно, в свою очередь, определить эти пулы меди в почвах.

В нашем исследовании [24] с помощью регрессионного анализа выявлено статистически значимое влияние валового содержания меди и органического вещества почвы на концентрации меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке (табл. 7). Однако органическое вещество оказывало противоположное влияние на концентрацию меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке в разных исследованиях из-за раз-

Таблица 7. Уравнения линейной регрессии для переменной логарифма концентраций растворенной меди [мкг/л] в различных исследованиях. Все переменные в моделях статистически значимы ($p \leq 0.05$)

Исследование	Регрессионная модель	R^2
[24]*	$0.69 + 0.50 \log$ валовая Cu + $0.73 \log$ ОВ	0.36
[24]*	$-1.01 + 0.75 \log$ валовая Cu + $0.95 \log$ РОУ	0.70
[37]	$0.12 + 0.88 \log$ валовая Cu – $0.50 \log$ ОВ	0.72
[44]	$1.37 + 0.93 \log$ валовая Cu – $0.21 \text{ рН} - 0.21 \log$ ОВ	0.61

* Наш эксперимент.

Примечание. ОВ = органическое вещество почвы; РОУ – растворенный органический углерод.

Таблица 8. Уравнения линейной регрессии для переменной pCu^{2+} в различных исследованиях. Все переменные в моделях статистически значимы ($p \leq 0.05$)

Исследование	Регрессионная модель	R^2
[24]*	$5.54 - 0.74 \log$ валовая Cu + $0.67 \text{ рН} + 0.75 \log$ ОВ	0.58
[38]	$3.42 - 1.70 \log$ валовая Cu + 1.40 рН	0.85
[43]	$-1.34 - 0.54 \log$ валовая Cu + $1.15 \text{ рН} + 0.40 \log$ ОВ	0.94

* Наш эксперимент.

Примечание. ОВ = органическое вещество почвы.

ной кислотности почвы. Известно, что концентрация металлов в почвенном растворе уменьшается с увеличением рН в диапазоне от 4 до 6–7 единиц, но затем увеличивается при более высоких значениях рН [20]. Это связано с тем, что концентрация органического вещества в почвенном растворе повышается при рН выше 6–7, что повышает концентрацию меди в растворе за счет образования растворенных органических комплексов. Следовательно, необходимо учитывать данный фактор влияния рН почвы из-за возможного влияния растворимого органического вещества на концентрацию меди в почвенном растворе.

В нейтральных и щелочных почвах района наших исследований растворенный органический углерод повышал концентрацию меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке за счет комплексообразования. Однако, по данным других исследований, органическое вещество сорбировало медь, уменьшая его концентрацию в солевых вытяжках [43]. В свою очередь, замена содержания органического вещества в почвах на концентрацию растворенного органического углерода во множественной линейной регрессии существенно повысила коэффициент детерминации, что согласуется с выводами о том, что 95% меди в почвенном растворе может образовывать комплексы с растворенным органическим веществом [38, 44]. Из-за противоположного воздействия органического вещества в почвах с разной кислотностью, концентрация растворенного органического углерода является оптимальной переменной для объяснения концентрации меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке.

Очевидно, что факторы, влияющие на концентрацию органического вещества в почвенном растворе, такие как рН, также воздействуют на концентрацию меди в почвенном растворе. Тем не менее, исследуемые почвы имели довольно узкий диапазон рН (6.2–7.8), из-за чего в исследовании [24] рН почвы был статистически незначимой переменной для объяснения концентрация меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке, в отличие от других работ [44].

В свою очередь, в нашем исследовании активность свободных ионов Cu^{2+} в 0.1 М KN вытяжке показала значимую корреляцию с валовым содержанием меди, рН и содержанием органического вещества, тогда как корреляция с растворенным органическим углеродом была статистически незначимой (табл. 8). Все регрессионные модели показывают, что активность свободных ионов Cu^{2+} увеличивается при снижении рН почвы, так как определяется конкуренцией ионов Cu^{2+} и протонов за лиганды органического вещества почвы [20]. Таким образом, валовое содержание меди и рН почвы – оптимальные переменные для прогнозирования активности свободных ионов Cu^{2+} в вытяжке.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Несмотря на полиэлементный характер загрязнения исследованных почв, медь – основной фактор, лимитирующий рост растений, тогда как влияние других элементов статистически незначимо. Концентрация меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке – лучший индикатор фитотоксичности по сравне-

нию с валовым содержанием меди в почве и активностью свободных ионов Cu^{2+} в 0.1 М KNO_3 вытяжке. В свою очередь, для исследованных почв валовое содержание меди, рН и концентрация растворенного органического углерода – наиболее важные переменные для прогнозирования концентрации меди и активности свободных ионов меди в 0.1 М KNO_3 вытяжке.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность Е.Л. Воробейчику за ценные замечания и правку русского текста. Также авторы благодарят А.Л. Саврову за правку русского текста.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Bourrié G. Relations entre le pH, l'alcalinité, le pouvoir tampon et les équilibres de CO_2 dans les eaux naturelles // Science du Sol. 1976. V. 3. P. 145–159.
2. Bustos V., Mondaca P., Sauvé S., Gaete H., Celis-Diez J.L., Neaman A. Thresholds of arsenic toxicity to *Eisenia fetida* in field-collected agricultural soils exposed to copper mining activities in Chile // Ecotoxicology and Environmental Safety 2015. V. 122. P. 448–454. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.009>
3. Dehdari A. Salinity effects on mineral nutrients and performance of turnip (*Brassica rapa* L.) at different growth stages // Iran Agricultural Research. 2013. V. 32. P. 19–30. <https://doi.org/10.22099/iar.2013.1814>
4. Fuentes N., Sánchez P., Pauchard A., Urrutia J., Cavieres L., Marticorena A. Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo Concepción, Chile: Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), 2014.
5. Fuentes-Arderiu X. Concentration and content // Biochemia Medica. 2013. V. 23. P. 141–142. <https://doi.org/10.11613/bm.2013.017>
6. Gerritse R.G., Vandriel W. The relationship between adsorption of trace metals, organic matter, and pH in temperate soils // J. Environ Qual. 1984. V. 13. P. 197–204. <https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300020005x>
7. Ginocchio R., Carvallo G., Toro I., Bustamante E., Silva Y., Sepulveda N. Micro-spatial variation of soil metal pollution and plant recruitment near a copper smelter in Central Chile // Environmental Pollution. 2004. V. 127. P. 343–352. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.08.020>
8. Ginocchio R., Rodríguez P.H., Badilla-Ohlbaum R., Allen H.E., Lagos G.E. Effect of soil copper content and pH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions // Environmental Toxicology and Chemistry. 2002. V. 21. P. 1736–1744. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210828>
9. Girotto E., Ceretta C.A., Brunetto G., Miotto A., Tiecher T.L., De Conti L., Lourenzi C.R., Lorensini F., Gubiani P.I., da Silva L.S., Nicoloso F.T. Copper availability assessment of Cu-contaminated vineyard soils using black oat cultivation and chemical extractants // Environ Monit Assess. 2014. V. 186. P. 9051–9063. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4065-2>
10. Hamels F., Malevé J., Sonnet P., Kleja D.B., Smolders E. Phytotoxicity of trace metals in spiked and field-contaminated soils: Linking soil-extractable metals with toxicity // Environmental Toxicology and Chemistry. 2014. V. 33. P. 2479–2487. <https://doi.org/10.1002/etc.2693>
11. ISO 11269-2. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants. Genève, Switzerland: International Organization for Standardization, 2005. 11 p.
12. ISO 22030. Soil quality – Biological methods – Chronic toxicity in higher plants. Genève, Switzerland: International Organization for Standardization, 2005. pp. 18.
13. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106 Rome: Food and Agricultural Organization, 2015. 192 p.
14. Kader M., Lamb D.T., Mahbub K.R., Megharaj M., Naidu R. Predicting plant uptake and toxicity of lead (Pb) in long-term contaminated soils from derived transfer functions // Environ Sci Pollut Res Int. 2016. V. 23. P. 15460–15470. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6696-z>
15. Kolbas A., Kolbas N., Marchand L., Herzig R., Mench M. Morphological and functional responses of a metal-tolerant sunflower mutant line to a copper-contaminated soil series // Environmental Science and Pollution Research. 2018. V. 25. P. 16686–16701. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1837-1>
16. Kolbas A., Marchand L., Herzig R., Nehnevajova E., Mench M. Phenotypic seedling responses of a metal-tolerant mutant line of sunflower growing on a Cu-contaminated soil series: potential uses for biomonitoring of Cu exposure and phytoremediation // Plant and Soil 2014. V. 376. P. 377–397. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1974-8>
17. Korkina I.N., Vorobeichik E.L. Humus Index as an indicator of the topsoil response to the impacts of industrial pollution // Appl Soil Ecol. 2018. V. 123. P. 455–463. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.025>
18. Lillo-Robles F., Tapia-Gatica J., Díaz-Sieffer P., Moya H., Celis-Diez J.L., Santa Cruz J., Ginocchio R., Sauvé S., Brykov V.A., Neaman A. Which soil Cu pool governs phytotoxicity in field-collected soils contaminated by copper smelting activities in central Chile? // Chemosphere. 2020. V. 242. P. 125176. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125176>
19. Maxwell J.A. Rock and Mineral Analysis. N.Y.: Interscience Publishers, 1968. P. 584.

20. *McBride M., Sauvé S., Hendershot W.* Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils // *Eur. J. Soil Sci.* 1997. V. 48. P. 337–346.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00554.x>
21. *McBride M.B., Cai M.F.* Copper and zinc aging in soils for a decade: changes in metal extractability and phytotoxicity // *Environmental Chemistry*. 2016. V. 13. P. 160–167.
<https://doi.org/10.1071/en15057>
22. *McBride M.B., Pitiranggon M., Kim B.* A comparison of tests for extractable copper and zinc in metal-spiked and field-contaminated soil // *Soil Science*. 2009. V. 174. P. 439–444.
<https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181b66856>
23. *Mondaca P., Catrin J., Verdejo J., Sauvé S., Neaman A.* Advances on the determination of thresholds of Cu phytotoxicity in field-contaminated soils in central Chile // *Environmental Pollution*. 2017. V. 223. P. 146–152.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.076>
24. *Mondaca P., Neaman A., Sauvé S., Salgado E., Bravo M.* Solubility, partitioning and activity of copper in contaminated soils in a semiarid zone // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2015. V. 178. P. 452–459.
<https://doi.org/10.1002/jpln.201400349>
25. *Nagajyoti P.C., Lee K.D., Sreekanth T.V.M.* Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review // *Environmental Chemistry Letters*. 2010. V. 8. P. 199–216.
<https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
26. *Neaman A., Reyes L., Trolard F., Bourrie G., Sauvé S.* Copper mobility in contaminated soils of the Puchuncavi valley, central Chile // *Geoderma*. 2009. V. 150. P. 359–366.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.02.017>
27. *Neaman A., Yáñez C.* Phytoremediation of Soils Contaminated by Copper Smelting in Chile: Results of a Decade of Research // *Eurasian Soil Sci.* 2021. V. 54. P. 1992–1999.
<https://doi.org/10.1134/S1064229321120085>
28. *Nishiyama T.* The roles of Asia and Chile in the world copper market // *Resources Pol.* 2005. V. 30. P. 131–139.
<https://doi.org/10.1016/j.resoupol.2005.05.002>
29. *Olsen S., Watanabe F., Cosper H., Larson W., Nelson L.B.* Residual phosphorus availability in long-time rotations on calcareous soils // *Soil Science* 1954. V. 78. P. 141–152.
30. *Rachou J., Gagnon C., Sauvé S.* Use of an ion-selective electrode for free copper measurements in low salinity and low ionic strength matrices // *Environmental Chemistry*. 2007. V. 4. P. 90–97.
<https://doi.org/10.1071/EN06036>
31. *Rhoads F.M., Barnett R.D., Olson S.M.* Copper Toxicity and Phosphorus Concentration in Florida-502 Oats // *Soil Crop Sci Soc Fla Proc.* 1992. V. 51. P. 18–20.
32. *Sadzawka A., Carrasco M.A., Demanet R., Flores H., Mora M.L., Neaman A., Hernández P., Sandoval M.* Métodos de análisis de lodos y de suelos. Chillán: Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Universidad de Concepción, 2015. 114 p.
33. *Sadzawka A., Carrasco M.A., Grez R., Mora M.L., Flores H., Neaman A.* Métodos de análisis recomen-
- dos para los suelos de Chile. Serie actas INIA N° 34 Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias, 2006. 164. p.
34. *Santa-Cruz J., Peñaloza P., Korneykova M.V., Neaman A.* Thresholds of metal and metalloids toxicity in field-collected anthropogenically contaminated soils: A review // *Geography, Environment, Sustainability*. 2021. V. 14. P. 6–21.
<https://doi.org/10.24057/2071-9388-2021-023>
35. *Sauvé S.* Speciation of Metals in Soils // *Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems: Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes, and Plants*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): Pensacola, Florida, 2002. P. 7–37.
36. *Sauvé S., Cook N., Hendershot W.H., McBride M.B.* Linking plant tissue concentrations and soil copper pools in urban contaminated soils // *Environmental Pollution*. 1996. V. 94. P. 153–157.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00081-4)
37. *Sauvé S., Hendershot W., Allen H.* Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter // *Environmental Science & Technology*. 2000. V. 34. P. 1125–1131.
<https://doi.org/10.1021/es9907764>
38. *Sauvé S., McBride M.B., Norvell W.A., Hendershot W.H.* Copper solubility and speciation of *in situ* contaminated soils: Effects of copper level, pH and organic matter // *Water, Air, and Soil Pollution*. 1997. V. 100. P. 133–149.
<https://doi.org/10.1023/A:1018312109677>
39. *Sheldrick B.H., Wang C.* Particle size distribution // *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers: Boca Raton, FL, USA, 1993. P. 499–511.
40. *Smolders E., Oorts K., van Sprang P., Schoeters I., Janssen C.R., McGrath S.P., McLaughlin M.J.* Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: Using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards // *Environ. Toxicol. Chem.* 2009. V. 28. P. 1633–1642.
<https://doi.org/10.1897/08-592.1>
41. *Stuckey J.W., Neaman A., Ravella R., Komarneni S., Martínez C.E.* Highly charged swelling mica reduces free and extractable Cu levels in Cu-contaminated soils // *Environmental Science & Technology*. 2008. V. 42. P. 9197–9202.
<https://doi.org/10.1021/es801799s>
42. *Stuckey J.W., Neaman A., Verdejo J., Navarro-Villarreal C., Peñaloza P., Dovletyarova E.A.* Zinc alleviates copper toxicity to lettuce and oat in copper contaminated soils // *J. Soil Science and Plant Nutrition*. 2021. V. 21. P. 1229–1235.
<https://doi.org/10.1007/s42729-021-00435-x>
43. *Tippling E., Rieuwerts J., Pan G., Ashmore M.R., Lofts S., Hill M.T.R., Farago M.E., Thornton I.* The solid-solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales // *Environmental Pollution*. 2003. V. 125. P. 213–225.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00058-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00058-7)
44. *Unamuno V.I.R., Meers E., Du Laing G., Tack F.M.G.* Effect of physicochemical soil characteristics on copper

- and lead solubility in polluted and unpolluted soils // Soil Science. 2009. V. 174. P. 601–610.
<https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181bf2f52>
45. Verdejo J., Ginocchio R., Sauvé S., Mondaca P., Neaman A. Thresholds of copper toxicity to lettuce in field-collected agricultural soils exposed to copper mining activities in Chile // J. Soil Science and Plant Nutrition. 2016. V. 16. P. 154–158.
<https://doi.org/10.4067/S0718-95162016005000011>
46. Verdejo J., Ginocchio R., Sauvé S., Salgado E., Neaman A. Thresholds of copper phytotoxicity in field-collected agricultural soils exposed to copper mining activities in Chile // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2015. V. 122. P. 171–177.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.026>
47. Zeng S.Q., Li J.M., Wei D.P., Ma Y.B. A new model integrating short- and long-term aging of copper added to soils // PLoS One. 2017. V. 12. P. e0182944.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182944>
48. Zhang H., Zhao F., Sun B., Davison W., McGrath S. A new method to measure effective soil solution concentration predicts copper availability to plants // Environmental Science & Technology. 2001. V. 35. P. 2602–2607.
<https://doi.org/10.1021/es000268q>
49. Zhao F.J., Rooney C.P., Zhang H., McGrath S.P. Comparison of soil solution speciation and diffusive gradients in thin-films measurement as an indicator of copper bioavailability to plants // Environmental Toxicology and Chemistry. 2006. V. 25. P. 733–742.
<https://doi.org/10.1897/04-603r.1>

Predictors of Copper Phytotoxicity in Mining-Contaminated Soils: Findings of Several Years of Research

A. Neaman¹, * and C. Yáñez²

¹*Departamento de Recursos Ambientales, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Tarapacá, Arica, 1000000 Chile*

²*Instituto de Biología, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 2340000 Chile*

**e-mail: alexander.neaman@gmail.com*

This paper summarizes the findings of several years of the authors' research on copper phytotoxicity in soils contaminated by copper mining industry in the Valparaiso region of central Chile. Although soils under study were contaminated by several elements, copper was found to be the most important factor limiting plant growth, while the other elements had no statistically significant effect. The concentration of copper in the 0.1 KNO₃ extract proved to be the best indicator of phytotoxicity compared to the total copper content or the activity of free Cu²⁺ ions in the same extract. The total copper content, pH, and dissolved organic carbon concentration were in turn found to be the most important variables in predicting copper concentration and copper ion activity in the 0.1 KNO₃ extract.

Keywords: toxicity, Eutric Fluvisols, Dystric Arenosols, Cu²⁺ activity, pH, limiting of plant growth