

Номер 7

ISSN 0032-180X

Июль 2023



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

www.sciencejournals.ru

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



СОДЕРЖАНИЕ

Номер 7, 2023

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Подстилки и живой напочвенный покров биогеоценозов мелколиственных лесов
Московской области

В. М. Телеснина, О. В. Семенюк, Л. Г. Богатырев 801

ХИМИЯ ПОЧВ

Магний в засоленных гипсодержащих почвах России

Г. И. Черноусенко, Н. Б. Хитров, Е. И. Панкова 815

Особенности элементного состава аллювиальных почв среднего течения
р. Большая Кокшага

А. В. Исаев, Ю. П. Демаков, Р. Н. Шарафутдинов 831

ФИЗИКА ПОЧВ

Сравнение площадных и профильных показателей магнитной восприимчивости
степных почв Восточно-Европейской равнины

В. В. Малышев, А. О. Алексеев 843

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Изменение структуры прокариотного сообщества нефтезагрязненного чернозема
при внесении нитрата и хлорида калия

*А. П. Власова, К. В. Павлов, Е. В. Морачевская, Д. Н. Липатов,
Л. А. Поздняков, Н. А. Манучарова* 853

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Накопление плутония растительностью на разных почвах

М. А. Эдомская, С. Н. Лукашенко, А. А. Шупик, С. Г. Шаповалов 864

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Ретроспективный анализ истории земледельческого освоения и оценка темпов эрозии
почв в бассейне р. Локна, Тульская область

Н. Н. Иванова, Д. В. Фомичева, Д. И. Рухович, Е. Н. Шамигурина 872

Contents

No. 7, 2023

Genesis and Geography of Soils

The Litters and the Living Ground Cover as Informational Characteristics of Biogeocenoses for Moscow Oblast Small-Leaved Forests

V. M. Telesnina, O. V. Semenyuk, and L. G. Bogatyrev

801

Soil Chemistry

Magnesium in Saline Gypsum-Containing Soils of Russia

G. I. Chernousenko, N. B. Khitrov, and E. I. Pankova

815

Features of the Elemental Composition of Alluvial Soils of the Middle Course of the Bolshaya Kokshaga River

A. V. Isaev, Yu. P. Demakov, and R. N. Sharafutdinov

831

Soil Physics

Comparison of Areal and Profile Distribution of Magnetic Susceptibility in Steppe Soils of the Russian Plain

V. V. Malyshev and A. O. Alekseev

843

Soil Biology

The Prokaryotic Community Structure of Oil-Contaminated Chernozem during the Introduction of Nitrate and Potassium Chloride

A. P. Vlasova, K. V. Pavlov, E. V. Morachevskaya, D. N. Lipatov, L. A. Pozdnyakov, and N. A. Manucharova

853

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

Plutonium Accumulation by Vegetation on Different Soils

M. A. Edomskay, S. N. Lukashenko, A. A. Shupik, and S. G. Shapovalov

864

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Retrospective Analysis of Agricultural Development History and Evaluation of Soil Erosion Rates within the Lokna River Basin, Tula Region

N. N. Ivanova, D. V. Fomicheva, D. I. Rukhovich, and E. N. Shamshurina

872

ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.472.51

ПОДСТИЛКИ И ЖИВОЙ НАПОЧВЕННЫЙ ПОКРОВ БИОГЕОЦЕНОЗОВ
МЕЛКОЛИСТВЕННЫХ ЛЕСОВ МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ© 2023 г. В. М. Телеснина^а, *, О. В. Семенюк^а, Л. Г. Богатырев^а^аМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: vtelesnina@mail.ru

Поступила в редакцию 13.12.2022 г.

После доработки 27.01.2023 г.

Принята к публикации 28.02.2023 г.

Изучены эколого-ценотическая структура живого напочвенного покрова и структурно-функциональные особенности лесных подстилок для трех типов леса: березняка волосисто-осокового, березово-осинового леса волосисто-осокового, березняка щучкового, образующих последовательный ряд по мере увеличения гидроморфизма в пределах склона приводораздельной депрессии. Экологическая характеристика живого напочвенного покрова основана на группировке эколого-ценотических свит по А.А. Ниценко и экологических шкал Л.Г. Раменского и Х. Элленберга. Увеличение гидроморфизма сопровождается ростом эколого-ценотического разнообразия. Общий балл трофности возрастает в условиях высокого гидроморфизма в сочетании с низкими баллами отношения к кислотности по Х. Элленбергу. Напротив, максимальные баллы по этим показателям, при высоком варьировании, принадлежат березово-осиновому лесу, занимающему промежуточные позиции в ряду возрастающего гидроморфизма. Для изученных насаждений характерны деструктивные и ферментативные подстилки. По мере усиления гидроморфизма запасы подстилок увеличиваются с 400 до 1400 г/м² с одновременным возрастанием доли детрита в подгоризонте L. Около 60% от всего запаса органического вещества, сосредоточенного в подстилках мелколиственных насаждений, приходится на легкоразлагаемые фракции. Максимальная зольность характерна для фракции детрита подгоризонта L. Параметры экологической характеристики, положенные в основу метода главных компонент, показали хорошую группировку изученных фитоценозов по степени увлажненности, особенно при использовании общих свойств подстилок (запасы, мощность, доля детрита). Выявлена целесообразность использования свойств подстилок при установлении сходства и различия изученных фитоценозов как характеристик, интегрально отражающих особенности увлажнения. Параметры живого напочвенного покрова в сопряжении с рядом структурных и функциональных особенностей лесных подстилок являются индикаторами степени гидроморфизма.

Ключевые слова: наземный детрит, биологический круговорот, гидроморфизм, Albic Gleyic Retisols, Albic Gleyic Histic Retisols

DOI: 10.31857/S0032180X2260158X, **EDN:** VOTFEP

ВВЕДЕНИЕ

Подстилки мелколиственных лесов изучаются в различных целях — от вопросов их генезиса [26] до проблем мониторинга экосистем [14]. Мелколиственные леса в зонах тайги и хвойно-широколиственных лесов могут существовать как субклимаксное растительное сообщество при определенных условиях (например, повышенное увлажнение), так и в качестве стадии сукцессии. Так, роль мелколиственных лесов и характерных для них особенностей биологического круговорота признана при анализе этапов зарастания хвойных вырубок [29], при этом подчеркиваются быстрые темпы восстановления свойств лесных почв в сочетании с коротким периодом сохранения достигнутого уровня. Подстилки мелко-

лиственных лесов играют определенную роль в процессе постагрогенного восстановления органического вещества почв [17].

Следует отметить использование показателей опада и подстилок в мелколиственных лесах при оценке депонирования углерода [20], включая слежение за процессами деструкции. Исследуются закономерности изменения экологического состояния городских и пригородных мелколиственных лесов по сравнению с хвойными [16], в том числе на основе детального анализа лесных подстилок. Получены уникальные материалы по установлению специфики распределения корней и их запасов в подстилках [10] и почвах мелколиственных и хвойных насаждений. Показано, что гидроморфизм благоприятствует накоплению органического вещества [23], в том числе за

счет травяного покрова — последний является важным фактором накопления органического вещества почвы. Для березовых насаждений южной тайги Сибири показаны особенности пространственного распределения кислотности, содержания золь и других показателей в подстилке [7, 9, 38], которые обусловлены как составом опада и живого напочвенного покрова, так и внешними факторами (глубина залегания грунтовых вод, отложения из поверхностных вод и т.д.). Зольный состав подстилки детерминирован как составом опада, так и степенью ее разложения [8].

Разнообразны зарубежные исследования мелколиственных лесов. В частности, проведена сравнительная оценка потоков углерода в системе подстилок сосново-еловых и березовых насаждений [39]. Ряд работ посвящен связыванию углерода в березовых лесах в зависимости от атмосферного увлажнения [33, 37]. Осинные насаждения и накапливаемое ими органическое вещество почв и подстилок имеют особенности в связи с составом древесного опада и специфическим микроклиматом, который создает осина (накопление влаги подстилкой, относительно повышенное богатство почвы элементами питания при высокой затененности). Осинные насаждения предложено занести в глобальный природоохранный контекст, так они могут служить моделью для сохранения биоразнообразия [36]. Показано влияние дополнительного внесения азота и серы на процессы разложения в осинном лесу [40]. Проведены исследования по оценке дыхания в зимний период в полевых и лабораторных условиях для подстилок осинового леса [30, 35].

Подстилки мелколиственных лесов, особенно заболоченных, на сегодняшний день изучены недостаточно [9], что связано с ограниченным распространением подобных экосистем. Вместе с тем очень важно понимание влияния степени гидроморфизма, а также состава мелколиственного древостоя на аккумуляцию подстилкой органического углерода. Важным индикатором характера увлажнения является живой напочвенный покров, который быстрее реагирует на локальные экологические условия и их изменения, нежели древостой [12, 13, 28]. В частности, в заболоченных и болотных экосистемах определенные виды живого напочвенного покрова и их сочетания соответствуют эвтрофному, олиготрофному или мезотрофному типам торфа [1].

Показатели живого напочвенного покрова и подстилок имеют существенную информационную значимость для ряда характеристик лесной экосистемы.

Цель работы — изучить индикационную роль живого напочвенного покрова и лесных подстилок в определении степени гидроморфизма и интенсивности биологического круговорота приме-

нительно к мелколиственным лесам. В задачи исследования входило:

1) определение влияния увлажнения на параметры живого напочвенного покрова (биомассу, флористический состав и эколого-ценотические характеристики),

2) определение структурных и функциональных параметров подстилок в насаждениях, различающихся по степени увлажненности и составу древостоя.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на территории Солнечногорского района Московской области в окрестностях учебно-опытного почвенно-экологического центра “Чашниково”. Объектами послужили три мелколиственных биогеоценоза, расположенных на пологом склоне, переходящем в приводораздельную депрессию и образующих единую почвенно-геохимическую катену [25]. В пределах катены вниз по склону последовательно увеличивается гидроморфизм местообитания и влажность почв, изменяется характер живого напочвенного покрова, что связано с повышением уровня залегания почвенно-грунтовых вод. Почвообразующие породы представлены покровными суглинками, подстилаемыми мореной.

Березняк волосисто-осоковый расположен в пределах краевой верхней части приводораздельной депрессии, прилегающей к опытным полям агробиостанции. Растительность представлена березовым лесом (древостой 10Б), в напочвенном покрове которого преобладают осока волосистая (*Carex pilosa*) — 80%, зеленчук желтый (*Galeobdolon luteum*) и копытень европейский (*Asarum europaeum*). Почва — дерново-подзолисто-глеевая [11] (Albic Gleyic Retisol (Loamic)). Профиль состоит из следующих горизонтов: O(0–3 см)—AY(3–14)—AEL(14–20)—ELg(20–34)—BELg(34–55)—BTg(55–87)—BCg. Легкий суглинок на глубине горизонта ELg становится опесчаненным, при переходе к BELg и глубже — средним суглинком. Почвенно-грунтовые воды вскрываются на глубине более 100–120 см. Следует отметить, что данный фитоценоз наиболее приближен к находящемуся выше по склону распаханному полю, которое может являться источником дополнительного поступления мелкозема с делювиальным стоком.

Березово-осиновый волосисто-осоковый лес (древостой 8О2Б) расположен в середине склона, примерно в 75–100 м от предыдущего фитоценоза. В напочвенном покрове преобладает осока волосистая (22%), но появляются такие виды, как щитовник мужской (*Dryopteris filix-mass*), хвощ лесной (*Equisetum sylvaticum*) и вербейник обыкновенный (*Lysimachia vulgaris*). Почва — перегнойно-подзолисто-глеевая (Albic Gleyic Retisol

(Loamic)). Строение профиля: O(0–5 см)–H(5–13)–AEL(13–17)–ELg(17–36)–BELg(36–53)–BTg(53–81)–BCg. Горизонты AEL и EL – легкосуглинистые, нижележащие горизонты – среднесуглинистые. Почвенно-грунтовые воды вскрываются на глубине 80–110 см.

Березняк щучковый расположен недалеко от центра депрессии рельефа в нижней части катены, примерно в 50–70 м от березово-осинового леса. Растительность представлена березовым лесом (древостой 10Б), в напочвенном покрове преобладают виды, соответствующие условиям повышенного увлажнения: щучка дернистая (*Deschampsia caespitosa*) – 50%, ситник тонкий (*Juncus tenuis*) – 5%, таволга вязолистная (*Filipendula ulmaria*) – 10%. Кроме того, фрагментарно развит моховой ярус, образованный *Pleurozium shreberii*. Почва – торфяно-перегнойно-подзолисто-глеевая (Albic Gleyic Histic Retisol (Loamic)). Строение профиля: O(0–8 см)–T(8–13)–H(13–25)–ELg(25–39)–BELg(39–50)–BTg. Легкий суглинок в горизонте ELg ниже сменяется средним суглинком. Почвенно-грунтовые воды вскрываются на глубине 40–60 см.

Во всех фитоценозах на площади 10 × 10 м провели геоботанические описания, а также отбор укосов живого напочвенного покрова с площадок 50 × 50 см в 5-кратной повторности (точки отбора расположены случайно примерно в 5 м друг от друга) с последующим разбором на виды. Запасы биомассы живого напочвенного покрова рассчитывали на абсолютно сухое вещество (высушенное при 105°C) в г/м². Для экологических характеристик напочвенного покрова использовали классификацию эколого-ценотических свит по А.А. Ниценко [18], а также экологические шкалы Л.Г. Раменского [22], Э. Ландольта [32] и Х. Элленберга [31]. С помощью шкал Л.Г. Раменского для живого напочвенного покрова каждого из укосов рассчитывали средневзвешенные баллы влажности и тропности (средневзвешенная середина интервала). В соответствии со шкалой отношения растений к кислотности почвы (по Х. Элленбергу) рассчитывали средневзвешенный балл отношения к кислотности. В полевых условиях проводили морфологическое описание подстилок и определение мощности каждого их подгоризонта. Классификационную принадлежность подстилок определяли по Л.Г. Богатыреву [3]. В соответствии с этой классификацией, деструктивные маломощные подстилки морфологически состоят из опада прошлых лет (единственный подгоризонт L), что свидетельствует о высокой скорости трансформации растительного опада. При снижении скорости разложения опада формируются подстилки более сложного строения ферментативные (L–F), которые кроме подгоризонта L включают ферментативный (F) подгоризонт, характеризующийся средней степенью раз-

ложения органического вещества. Образцы лесных подстилок отбирали в 9-кратной повторности с площадок 25 × 25 см (все подгоризонты отдельно). Повторности в пределах участка расположены случайно – примерно 1 на 10 м², поскольку в приствольных и подкроновых пространствах существенных различий между подстилками в данном случае нет. Запасы подстилок и их компонентов рассчитывали на абсолютно сухое вещество в г/м². Подгоризонт L разбирали на отдельные компоненты: листья, ветошь (опад трав), шишки, ветки и т.д. К детриту относили компоненты L, происхождение которых установить не представлялось возможным. Помимо запасов и компонентного состава подстилок, рассчитывали долю легкоразлагаемых компонентов (листьев и ветоши) и детрита в подгоризонте L, а также соотношение запасов подгоризонтов L и F. Зольность подстилок и их компонентов определяли путем сжигания при температуре 450°C. Рассчитывали показатели средневзвешенной зольности подгоризонта L, запасов зольных элементов в L, запасы зольных элементов в легкоразлагаемых компонентах (листья и ветошь – под последней понимали опад трав) и их отношение к общим запасам золы в подгоризонте L. Определяли pH водной суспензии во всех подгоризонтах подстилок. Обработку полученных результатов осуществляли с помощью программ Excel и Statistica.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Растительность. Живой напочвенный покров изученных биогеоценозов существенно различается. Для березняка волосисто-осокового выявлено наименьшее разнообразие эколого-ценотических свит (рис. 1), среди которых преобладает неморальная теневая (осока волосистая – *Carex pilosa*), а также встречаются виды других неморальных свит. В березняке щучковом, где увлажнение существенно больше, число свит увеличивается вдвое, в том числе за счет видов торфяно-луговой (щучка дернистая *Deschampsia caespitosa*), черноольховой (таволга вязолистная *Filipendula ulmaria*) и болотно-кустарничковой (вербейник обыкновенный *Lysimachia vulgaris*) свит. Спецификой эколого-ценотической структуры живого напочвенного покрова березово-осинового леса является преобладание неморальных и еловых черничных свит, характерных для дренированных почв, в сочетании с наличием видов болотно-кустарничковой группы, которая служит индикатором повышенного увлажнения.

Надземная биомасса живого напочвенного покрова значимо повышена в березняке щучковом по сравнению с другими фитоценозами (рис. 2) – за счет доминирования высокопродуктивных видов, таких как щучка дернистая и камыш лесной (*Scirpus sylvaticus*). В то же время именно для забо-

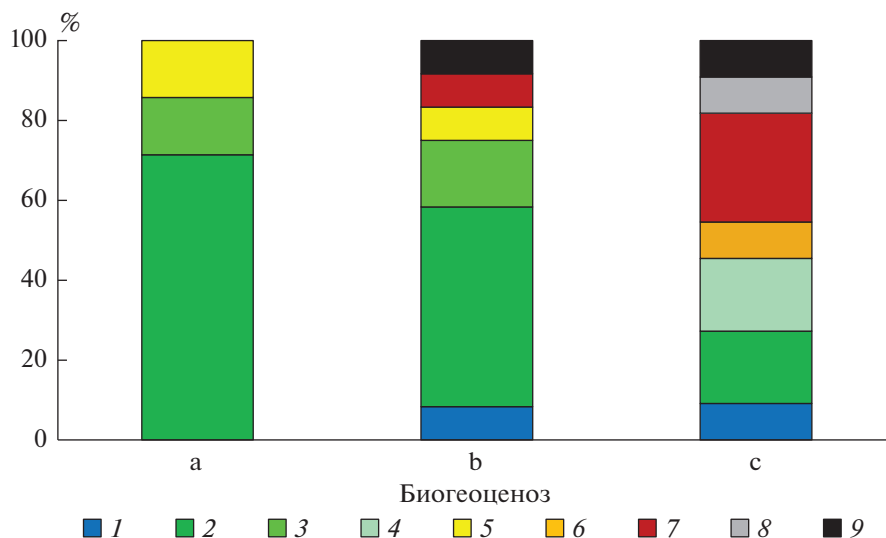


Рис. 1. Соотношение видов разных эколого-ценотических свит в живом напочвенном покрове: 1 — еловая черничная, 2 — неморальная теневая, 3 — неморальная опушечно-полянная, 4 — неморальная высокотравная полянная, 5 — полу-неморальная, 6 — черноольховая, 7 — болотная кустарничковая, 8 — торфяно-луговая, 9 — эвритопы. а — березняк волосисто-осоковый; б — березово-осиновый волосисто-осоковый; с — березняк щучковый.

лоченного березняка выявлено максимальное варьирование биомассы живого напочвенного покрова в пространстве, что связано с увеличением его видового и эколого-ценотического разнообразия. Для этого фитоценоза установлен максимальный средневзвешенный балл увлажнения по Л.Г. Раменскому.

Балл трофности возрастает вниз по склону, наиболее значимо увеличиваясь в березняке щучковом. В то же время для живого напочвенного покрова березняка щучкового выявлены самые низкие средневзвешенные баллы отношения к кислотности по Х. Элленбергу, что говорит о преобладании ацидофилов. Максимальный балл отношения к кислотности соответствует березово-осиновому лесу, где видов-ацидофилов гораздо меньше. Как видно, трофность является сложной категорией, которая не связана напрямую с отношением к кислотности и другими отдельно взятыми показателями, о чем неоднократно упоминалось в литературе [2, 34]. Вероятно, трофность в данном случае связана с относительной обогащенностью почвенно-грунтовых вод различными макроэлементами, в том числе кальцием и магнием, а также с возможной латеральной миграцией вод вниз по склону. Действительно, ранее для данной катены установлено увеличение содержания кальция и магния в почвенных вытяжках с <1 до 20 мг/л вниз по склону [4], что детерминировано в том числе составом почвенно-грунтовых вод, глубина залегания которых вниз по склону уменьшается.

Подстилки. Подстилки мелколиственных насаждений представлены деструктивным и фермен-

тативным типами с преобладанием ферментативного типа (>70%). По мере увеличения степени увлажнения биогеоценозов доля ферментативных подстилок увеличивается, и в березняке щучковом встречаются только ферментативные подстилки. В ряду березняк волосисто-осоковый — березово-осиновый волосисто-осоковый — березняк щучковый значительно увеличиваются мощность и запасы подстилок, достигая максимума по мощности (6 см) и запасам (1400 г/м²) в последнем биогеоценозе (рис. 3). По мере увеличения увлажнения в общих запасах подстилки существенно возрастает доля запасов верхнего деструктивного подгоризонта L с 20 до 60%.

Несмотря на то, что для подстилок всех насаждений преобладающими фракциями являются листья (40–60%) и ветки (20–40%), именно в подстилках березово-осинового леса наблюдается максимальная доля фракции листьев (63.6%), а в березняке щучковом — максимальная доля фракции ветоши, вероятно, из-за высокой продуктивности травяного яруса. Наличие значительного объема легкоразлагаемых компонентов в подстилках березово-осинового волосисто-осокового леса связано с большим объемом поступающего листового опада осины, тогда как в подстилках березняка щучкового — с повышенным увлажнением, которое создает неблагоприятные условия для функционирования микроорганизмов и снижает скорость вовлечения органического вещества и зольных элементов в биологический круговорот. По мере увеличения увлажнения, в 2 раза возрастает долевое участие фракции детрита в

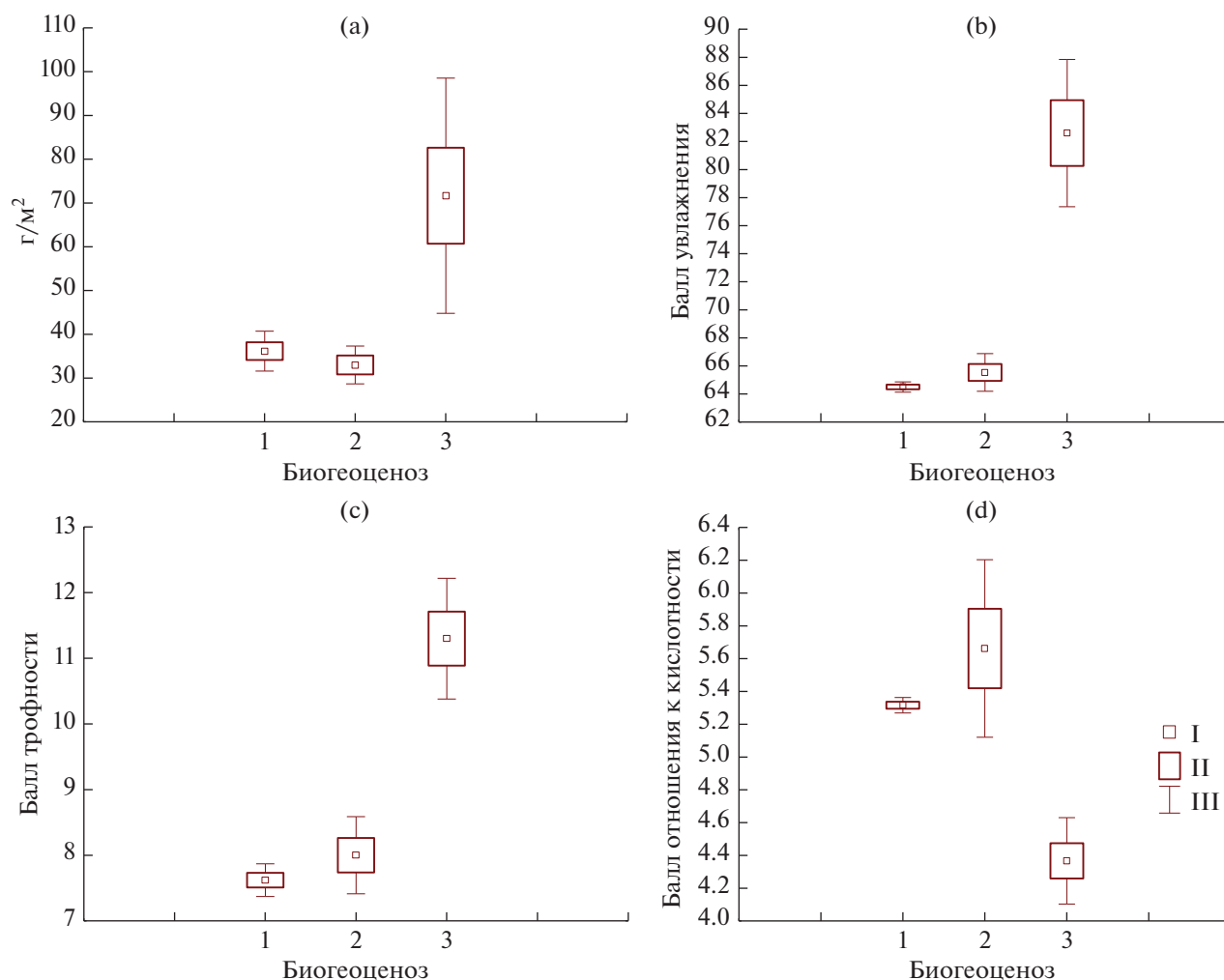


Рис. 2. Количественные характеристики живого напочвенного покрова изученных фитоценозов: а – биомасса живого напочвенного покрова, г/м²; б – средневзвешенный балл увлажнения по Раменскому; в – средний балл трофности по Раменскому; г – средневзвешенный балл отношения к кислотности по Элленбергу. 1 – березняк волосисто-осоковый, 2 – березово-осиновый волосисто-осоковый, 3 – березняк щучковый. I – среднее, II – стандартная ошибка, III – стандартное отклонение.

подгоризонте L (рис. 4), запасы его при этом увеличиваются в 3 раза.

Определение содержания зольных элементов во фракциях подстилки березняка щучкового (табл. 1) показало, что максимальной зольностью характеризуются детрит (15%) и ветошь (22%). Зольность листьев (9%) ниже зольности детрита, тогда как зольность веток еще ниже (4%), что соответствует литературным данным [24, 27]. Зольность всех фракций в подстилках березняка волосисто-осокового больше, чем аналогичных фракций в березняке щучковом, что, прежде всего, относится к листьям, семенам и детриту, а также содержанию золы в подгоризонте F (в 2–3 раза). Для подстилок березово-осинового леса почти все эти характеристики в 1.4–2 раза превышают значения соответствующих показателей для бе-

резняка щучкового. Значительные различия между изученными биогеоценозами отмечаются и по другим показателям функционирования подстилок (табл. 2). По мере усиления гидроморфизма величина соотношения мощности подгоризонтов L/F снижается в 5 раз, тогда как запасы детрита увеличиваются в 3 раза.

Запас легкоразлагаемых компонентов максимален в березово-осиновом волосисто-осоковом лесу и составляет 479 г/м², что сопоставимо с запасом в подстилках березняка щучкового и в 2 раза превышает запас легкоразлагаемых компонентов в подстилках березняка волосисто-осокового. Аналогичны закономерности для запасов золы подстилки в общем и золы подгоризонта L в частности. При этом средневзвешенная зольность подгоризонта L в подстилках березняка волоси-

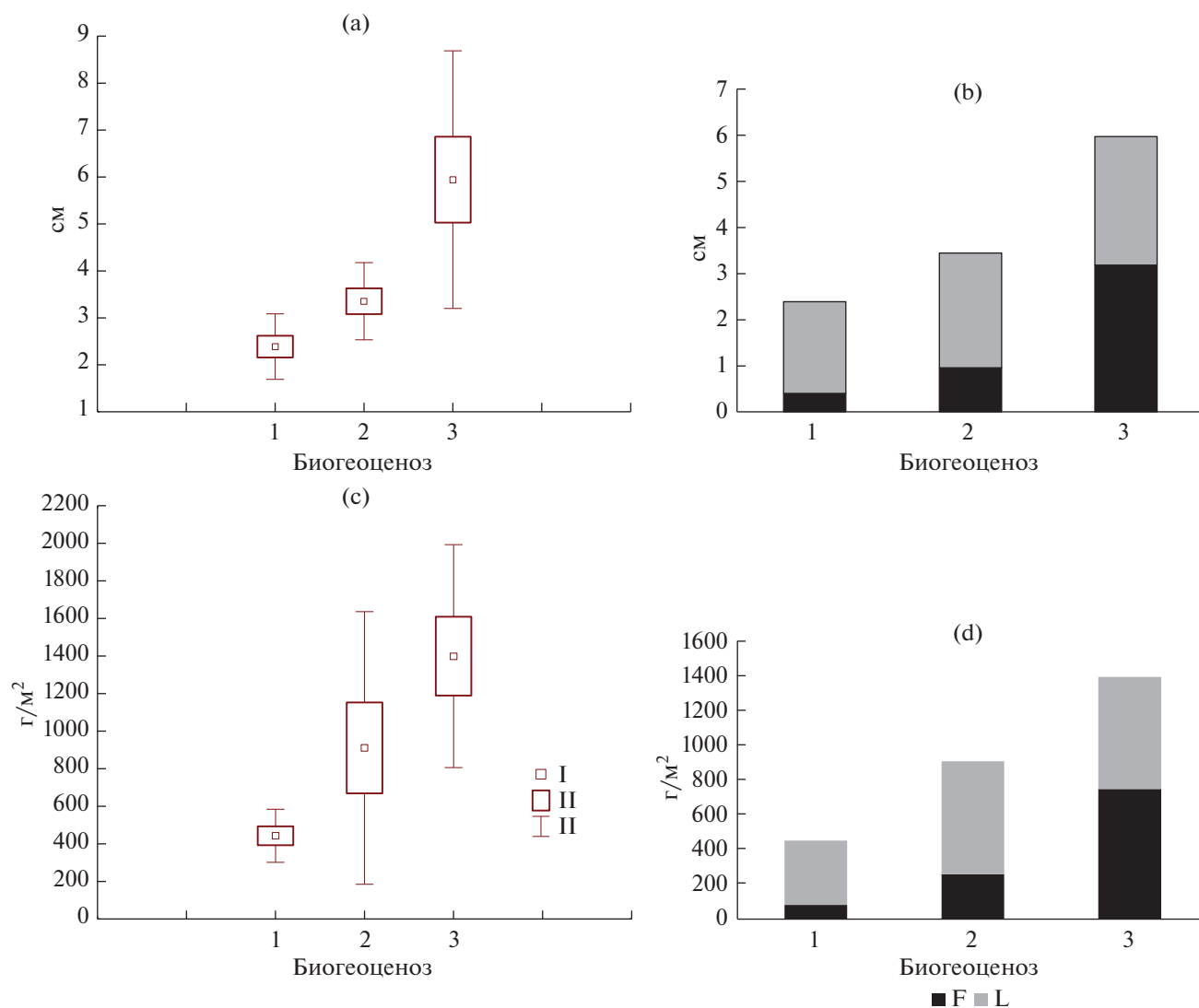


Рис. 3. Мощность подстилки, см: а – общая, б – по подгоризонтам (L и F). Запасы подстилки, г/м²: с – общие, d – по подгоризонтам. 1 – березняк волосисто-осоковый, 2 – березово-осиновый волосисто-осоковый, 3 – березняк щучковый. I – среднее, II – стандартная ошибка, III – стандартное отклонение.

сто-осокового в 1.5 раза выше по сравнению с березняком щучковым и несколько ниже, чем в березово-осиновом. Таким образом, подстилки березово-осинового леса отличаются повышенным

запасом фракции листьев. Согласно литературным данным, зольность листьев осины больше, нежели зольность листьев березы [20, 21], что обуславливает отличие подстилок березово-оси-

Таблица 1. Зольность компонентов подстилок, % ($\pm$ ошибка среднего)

Горизонт	Компонент	Березняк волосисто-осоковый	Березово-осиновый волосисто-осоковый	Березняк щучковый
L	Листья	19 $\pm$ 2	17 $\pm$ 1	9 $\pm$ 3
	Ветви	7 $\pm$ 1	12 $\pm$ 3	4 $\pm$ 1
	Ветошь	30 $\pm$ 6	23 $\pm$ 2	25 $\pm$ 8
	Семена	13 $\pm$ 3	8 $\pm$ 2	4 $\pm$ 0.4
	Детрит	28 $\pm$ 3	36 $\pm$ 5	15 $\pm$ 2
F		41 $\pm$ 10	43 $\pm$ 5	22 $\pm$ 5

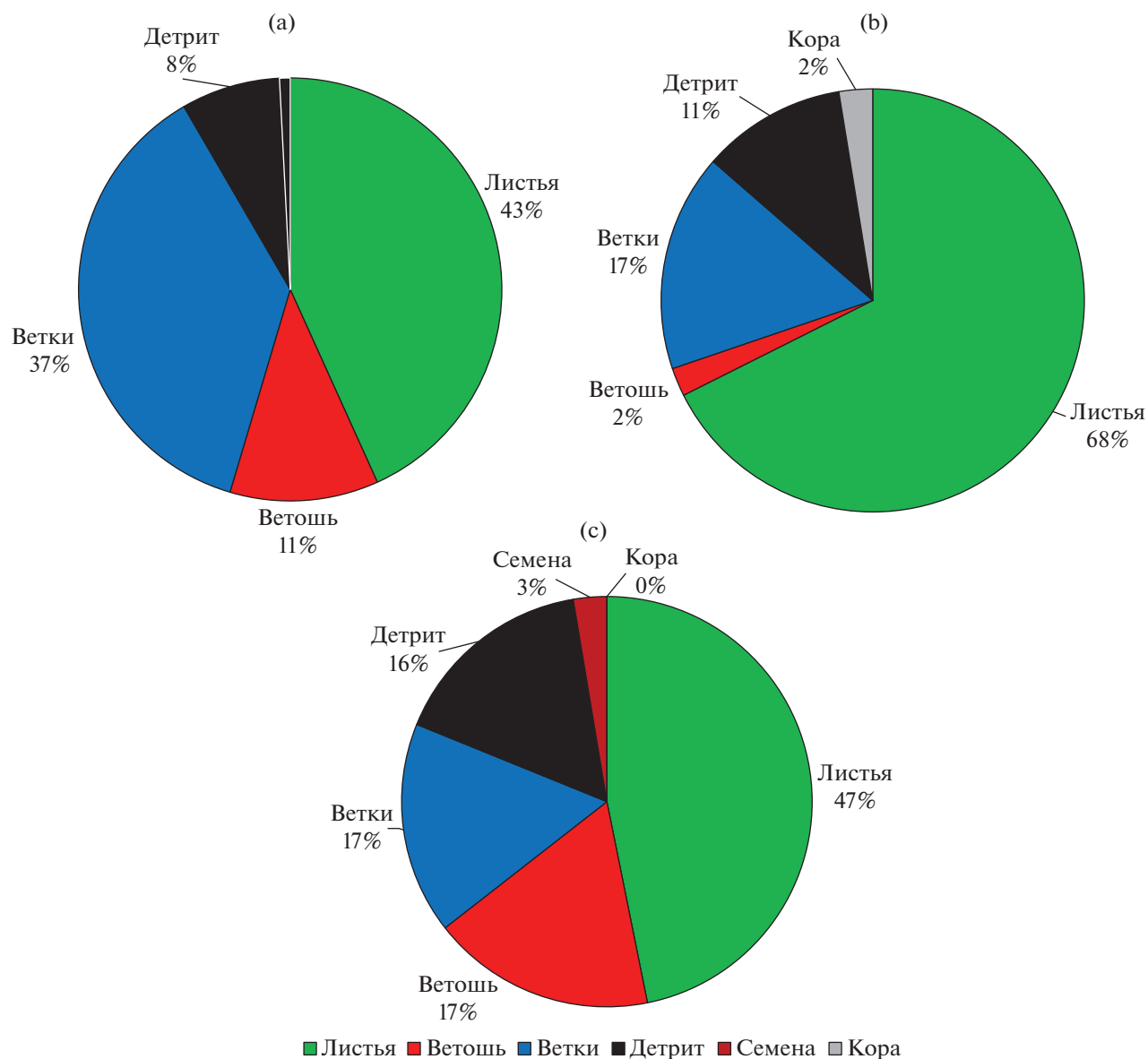


Рис. 4. Фракционный состав подгоризонта L, %: а – березняк волосисто-осоковый, б – березово-осиновый волосисто-осоковый, с – березняк щучковый.

нового леса от других по перечисленным показателям. Необходимо отметить, что повышенные значения зольности компонентов подстилки березняка волосисто-осокового, который наиболее близко расположен к сельскохозяйственным угодьям выше по склону, показывают, что для подстилок этот показатель может отражать влияние механической миграции, проявляющейся в виде ветрового переноса и поверхностного стока твердых частиц с полей.

Кислотность подстилок имеет тенденцию к увеличению от L к F (рис. 5), но значимые различия между L и F выявлены только для подстилок березняка щучкового, поскольку подстилки этого

фитоценоза как наиболее увлажненного имеют более сложное строение. Именно подгоризонт F, который в отличие от L связан в большей степени с факторами разложения органического вещества, нежели с химическим составом опада, реагирует повышенной кислотностью на гидрологический режим как важный фактор кислотных свойств подстилки [9]. Следует отметить, что распределение показателей pH подстилок, особенно ферментативных подгоризонтов, адекватно данным, полученным для баллов отношения растений травяного яруса к кислотности — наибольшая кислотность подстилок соответствует наименьшему баллу отношения к кислотности видов живого напочвенного покрова. Для подстилок

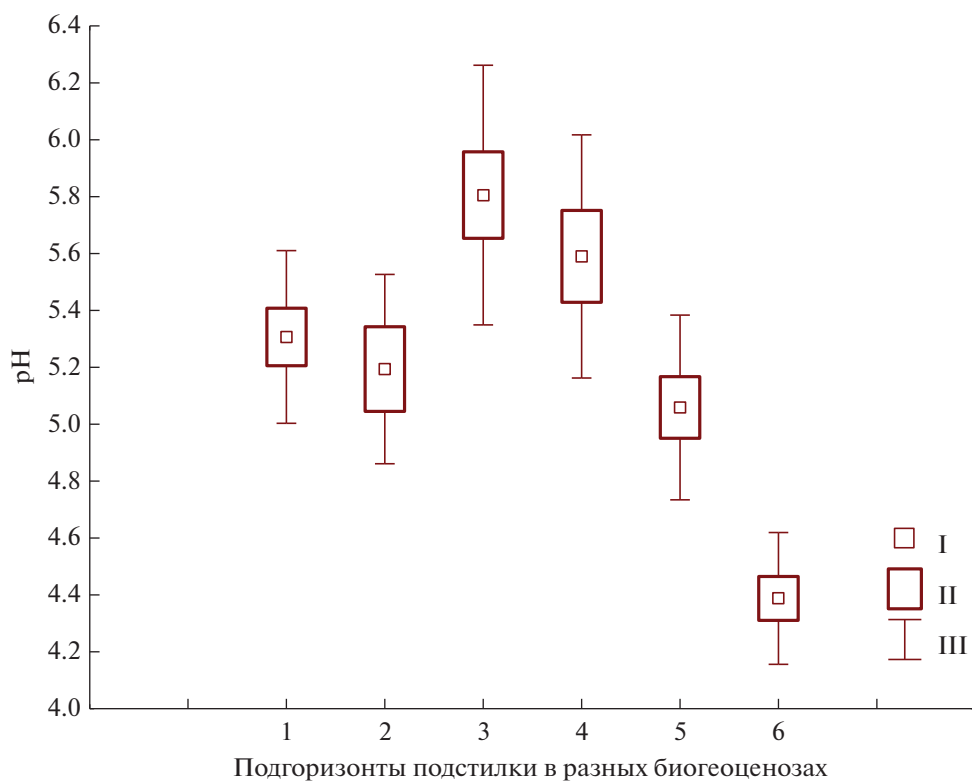


Рис. 5. Величина pH подстилок: 1 – березняк волосисто-осоковый, L, 2 – березняк волосисто-осоковый, F, 3 – березово-осиновый волосисто-осоковый, L, 4 – березово-осиновый волосисто-осоковый, F, 5 – березняк щучковый, L, 6 – березняк щучковый, F. I – среднее, II – стандартная ошибка, III – стандартное отклонение.

Таблица 2. Показатели функционирования подстилок

Параметр		Березняк волосисто-осоковый	Березово-осиновый волосисто-осоковый	Березняк щучковый
Соотношение L/F		4.5	2.5	0.9
Легкоразлагаемые компоненты	Запасы, г/м ²	201 ± 8	479 ± 22	417 ± 16
	Доля, %	55.3	62.7	60.3
Детрит	Запасы, г/м ²	28 ± 5	71 ± 8	105 ± 8
	Доля, %	7.5	14.9	23.7
Тип подстилки	% деструктивных	37	22	0
	% ферментативных	63	78	100
Средневзвешенная зольность горизонта L, %		14 ± 2	18 ± 2	9 ± 1
Запас зольных элементов в подгоризонте L, г/м ²		45 ± 5	98 ± 23	72 ± 8
Общие запасы зольных элементов в подстилке, г/м ²		62.2	231.8	230.0
Запасы зольных элементов в составе легкоразлагаемых компонентов, г/м ²		30 ± 2	94 ± 25	50 ± 8
Доля зольных элементов легкоразлагаемых фракций в общей сумме зольных элементов подгоризонта L, %		66.5	97.0	69.4

Таблица 3. Факторные координаты переменных на основе корреляций

Переменная	Фактор 1	Фактор 2
Анализ с учетом характеристик живого напочвенного покрова		
Биомасса	0.794429	–0.218523
Доля видов водно-болотных свит	0.929238	–0.061177
Балл увлажнения (по Раменскому)	0.736724	–0.264188
Балл трофности (по Раменскому)	0.593499	–0.544928
Доля влаголюбивых видов (по Элленбергу)	0.825666	–0.012949
Доля видов, соответствующих органогенным почвам (по Ландольту)	0.939828	–0.111051
Доля видов, соответствующих нейтральным почвам (по Элленбергу)	–0.639263	–0.739402
Доля видов-нитрофилов (по Элленбергу)	–0.455425	–0.858284
Анализ с учетом показателей биологического круговорота		
Запасы фракции листьев в L	–0.487413	0.839442
Запасы фракции ветоши в L	0.799649	0.552158
Доля фракции листьев в L	–0.676651	0.436721
Доля фракции ветоши в L	0.870179	0.237558
Зольность фракции листьев	–0.476820	–0.173514
Запас золы фракции листьев	–0.640830	0.692320
Запас золы фракции ветоши	0.788301	0.529413
Анализ с учетом показателей подстилки, связанных со степенью увлажнения		
Мощность подстилки	–0.751349	–0.094330
Запасы общие	–0.851117	0.335517
Запасы F	–0.894910	0.234018
Запасы детрита	–0.319379	–0.910902
Доля детрита в L	–0.139345	–0.955845

березово-осинового леса отмечено наибольшее значение рН (5.8), что значительно выше величины реакции среды подстилок березняков (рН 5.2). Возможно, последнее связано с содержанием в осиновых листьях кальция, которое больше, нежели в березовых [20].

Многие из определенных параметров как живого напочвенного покрова, так и подстилок, отличаются для изученных фитоценозов не только по абсолютным величинам, но и по степени пространственного варьирования. Так, существенно увеличена по сравнению с другими фитоценозами биомасса живого напочвенного покрова в березняке щучковом, а также ее варьирование внутри фитоценоза – последнее связано с увеличением флористического и эколого-ценотического разнообразия травянистых растений, имеющих разную продуктивность. Общие запасы подстилки сильно варьируют в березово-осиновом лесу, возможно, это обусловлено повышенным разнообразием локальных экологических ниш фитоценоза, занимающего промежуточное положение по фактору увлажненности.

Для того, чтобы выявить степень влияния различных факторов на особенности живого напочвенного покрова, а также показатели структуры и функционирования лесных подстилок, все полу-

ченные данные были проанализированы методом главных компонент. Проведены три серии анализа по следующим группам свойств (табл. 3): характеристики живого напочвенного покрова; показатели подстилок, связанные непосредственно с растительным опадом; показатели подстилки, связанные со степенью увлажнения.

Анализ данных по живому напочвенному покрову (табл. 3) показал, что фактор 1 связан с долей видов, соответствующих высокой степени увлажненности и предпочитающих органогенные почвы (коэффициенты корреляции 0.82–0.94). Поэтому точки 11–15 (березняк щучковый) образуют выраженную отдельную группу (рис. 6а). Березняк волосисто-осоковый отчетливо отделен от общего массива, поскольку характеризуется чрезвычайно низким разнообразием живого напочвенного покрова, в котором полностью отсутствуют влаголюбивые виды.

Результаты анализа по свойствам подстилок, непосредственно связанных с увлажнением, показывают, что фактор 1, отрицательно коррелирующий с запасами подстилки в целом и подгори́зонта F (–0.85 и –0.89 соответственно), почти полностью отделяет подстилки березняка щучкового как наиболее увлажненного от остальной совокупности. Повторности, которые соответству-

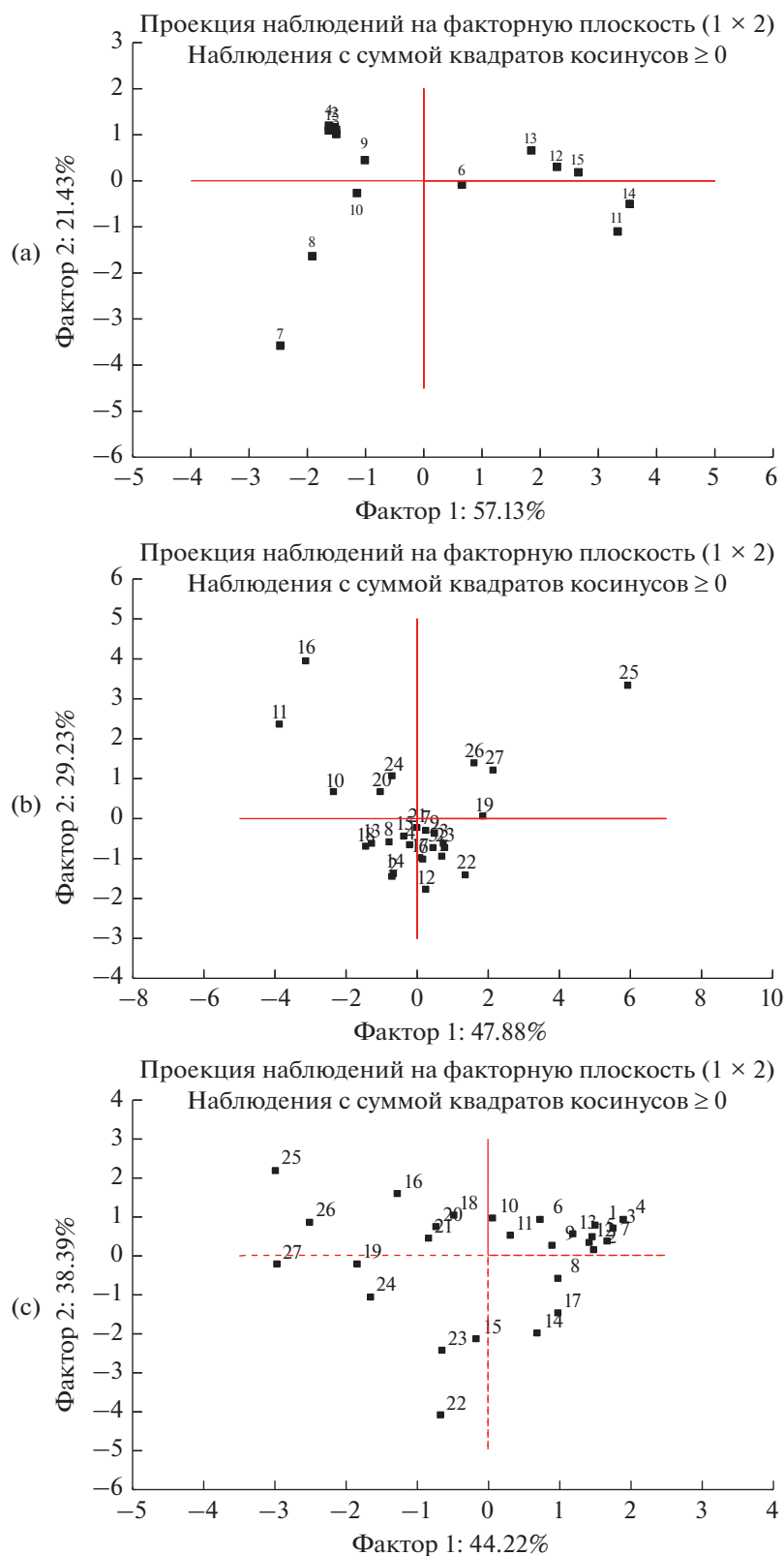


Рис. 6. Результаты анализа данных методом главных компонент, выполненных с учетом: а – характеристик живого напочвенного покрова; б – показателей биологического круговорота; с – показателей подстилки, связанных со степенью увлажнения. Расположение объектов исследования в плоскости двух первых компонент. а: 1–5 – березняк волосисто-осоковый, 6–10 – березово-осиновый волосисто-осоковый, 11–15 – березняк щучковый. б, с: 1–9 – березняк волосисто-осоковый, 10–18 – березово-осиновый волосисто-осоковый, 19–27 – березняк щучковый.

ют березово-осиновому лесу, не так обособлены на графике. Видимо, промежуточное положение по гидроморфизму обуславливает относительно высокое разнообразие локальных экологических ниш. Фактор 2 коррелирует с долей и запасами детрита и отделяет группу повторностей, соответствующих наиболее дренированному березняку волосисто-осоковому.

Анализ данных по свойствам подстилок, связанным с опадом, показал следующее. Фактор 1, связанный с запасами и долей ветоши (коэффициент 0.8–0.85), отделяет почти все точки, соответствующие березово-осиновому лесу, от остальных точек. Действительно, именно в этом лесу выявлена очень низкая биомасса живого напочвенного покрова и, как следствие, низкий запас ветоши. Следовательно, надземный опад трав не влияет на емкость и интенсивность биологического круговорота. Доля листьев в подгоризонте L, а также запасы зольных элементов в них существенно отличаются в большую сторону от остальных фитоценозов. Точки, соответствующие березняку щучковому, также составляют отчетливую группу, поскольку запасы биомассы и, соответственно, ветоши здесь, напротив, максимальны из трех фитоценозов.

В условиях повышенной влажности снижается активность функционирования микроорганизмов и скорость разложения органического вещества, что способствует его накоплению в форме слабо-разложившихся остатков (фракция детрита в подгоризонте L). Уменьшение соотношения мощности и запасов подгоризонтов L/F также свидетельствует о накоплении органического вещества в разной степени разложения, но уже в ферментативном F. Влияние гидроморфизма на скорость разложения органического вещества и, как следствие, интенсивность круговорота, особенно показательно при сравнении свойств подстилок, соответствующих фитоценозам с одинаковым эдификатором: березняков волосисто-осокового и щучкового.

Влияние дерева-эдификатора на свойства подстилок проявляется, прежде всего, в соотношении фракции листьев и веток. Для подстилки березово-осинового леса отмечена максимальная зольность подгоризонтов L и F, а также запасов зольных элементов, что связано с высокой обогащенностью осинового опада зольными элементами [6, 15, 26].

Влияние живого напочвенного покрова на фракционный состав наиболее ярко проявляется в березняке щучковом, где значительная фитомасса напочвенного покрова соответствует максимальному долевому участию ветоши в фракционном составе подстилки данного фитоценоза. Живой напочвенный покров вносит определенный вклад в накопление подстилкой зольных элементов, в формирование определенного соотношения угле-

рода и азота и, как следствие, на скорость преобразования органического вещества [19].

В данном случае имеют место несколько факторов, определяющих структурные и функциональные особенности, а также некоторые химические свойства подстилок мелколиственных лесов:

1) степень гидроморфизма, которая зависит от уровня залегания грунтовых вод, которые могут быть источником дополнительного поступления элементов питания,

2) состав древостоя — в данном случае соотношение березы и осины. Строение кроны, в свою очередь, детерминирует развитие травяного яруса благодаря фактору затенения. Живой напочвенный покров, хотя и мало участвует в биологическом круговороте по сравнению с опадом древостоя, служит четким индикатором условий увлажнения и, как следствие, особенностей накопления наземного детрита в виде подстилок,

3) степень удаленности от источника поступления минеральных частиц на поверхность лесной подстилки (распаханное поле вверх по склону).

В березняке волосисто-осоковом минимально выражен гидроморфизм, что находит отражение в малой мощности и запасах подстилок, а также относительно низком запасе детрита. Высокая зольность многих компонентов подстилки по сравнению с зольностью аналогичных компонентов в другом березняке, вероятно, обусловлена именно привнесением минеральных компонентов.

Березово-осиновый волосисто-осоковый лес характеризуется не только повышенным поступлением зольных элементов с опадом листвы осины, но и более высокой степенью гидроморфизма. Однако в данном случае почвенно-грунтовые воды расположены глубоко (80–110 см), чтобы не вызывать постоянный застой влаги, который существенно снижал бы интенсивность разложения органического вещества. Березово-осиновый фитоценоз, занимая промежуточное положение по увлажненности, существенно отличается от остальных фитоценозов по следующим признакам, не связанным со степенью гидроморфизма: 1) эдификатор (осина, отличающаяся листьями с высокой зольностью); 2) крайне низкая роль живого напочвенного покрова в круговороте (по причине затенения, создаваемого осиной). Осиновый опад характеризуется соотношением C/N 118, тогда как березовый — 76 [5], что создает неоднозначную картину интенсивности разложения осинового опада, несмотря на повышенную зольность последнего, а также повышенное содержание кальция и калия по сравнению с березовым листовым опадом. Эти различия находят существенное отражение в свойствах подстилок, таких как запасы легко разлагаемых фракций, зольность компонентов и запасы зольных элементов в подстилке и ее фракциях.

Наконец, березняк щучковый наиболее увлажнен, а также максимально удален от источника поверхностного поступления минеральных компонентов. При постоянном переувлажнении почв разложение органического вещества замедлено, что находит отражение на таких показателях, как мощность, запасы подстилки, запасы детрита, значения которых существенно превышают аналогичные значения для менее увлажненного березняка. При этом зольность почти всех компонентов подстилки березняка щучкового ниже, чем в подстилках березняка волосисто-осокового, и подстилки первого накапливают зольные элементы исключительно за счет своей массы, а не за счет высокой зольности. Возможно, поступление дополнительных элементов минерального питания с почвенно-грунтовыми водами несколько увеличивает скорость разложения органического вещества, поскольку при такой степени увлаженности ферментативные подстилки несколько нетипичны – обычно при аналогичных условиях увлажнения развиты гумифицированные и(или) перегнойные подстилки [7].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Живой напочвенный покров является индикатором степени увлажнения, при возрастании последней увеличивается не только доля влаголюбивых видов, но и доля ацидофилов. Биомасса живого напочвенного покрова максимальна для наиболее увлажненных насаждений. Смена деструктивных типов подстилок на ферментативные с одновременным повышением запасов подстилок и доли детрита в подгоризонте L в ряду изученных типов леса является показателем снижения скорости разложения органического вещества при увеличении степени увлажнения. Подстилки осинового насаждений по сравнению с подстилками березовых содержат в подгоризонте L больше листовой фракции, а также накапливают больше зольных элементов почти во всех фракциях. Установлена взаимосвязь живого напочвенного покрова и подстилок как сопряженных индикаторов степени гидроморфности почв. Показано, что полученные характеристики по степени возрастания информативности для установления уровня различия экосистем заболоченных мелколиственных лесов окрестностей Чашникова можно выстроить в ряд: биомасса живого напочвенного покрова и состав древесного опада – экологические параметры живого напочвенного покрова – тип и характеристика подстилок.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания НИР № 121040800321-4 “Индикаторы трансформации биогеохимических циклов биогенных элемен-

тов в природных и антропогенных экосистемах” и Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аветов Н.А., Кузнецов О.Л., Шишонакова Е.А.* Почвы олиго-мезотрофных и мезотрофных болот бореального пояса Западной Сибири: возможности геоботанической диагностики в рамках типа торфяных мезотрофных почв // Почвоведение. 2021. № 5.
2. *Аветов Н.А., Шишонакова Е.А.* Некоторые аспекты систематики и диагностики торфяных почв бореальных болот // Почвоведение. 2019. № 8. С. 901–909.
3. *Богатырев Л.Г.* О классификации лесных подстилок // Почвоведение. 1990. № 3. С. 118–127.
4. *Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Телеснина В.М., Карпунин М.М., Жилин Н.И., Земсков Ф.И., Демин В.В.* Водные вытяжки как критерий оценки геохимической обстановки в условиях монолитной почвенно-геохимической катены в пределах верхнего течения Клязьмы // Вестник Моск. ун-та. 2020. № 4. С. 17–26.
5. *Ведрова Э.Ф., Решетникова Т.В.* Масса подстилки и интенсивность ее разложения в 40-летних культурах основных лесобразующих пород Сибири // Лесоведение. 2014. № 1. С. 42–50.
6. *Демаков Ю.П., Исаев А.В., Шарафутдинов Р.Н.* Роль лесной подстилки в борах Марийского Заволжья и вариабельность ее параметров // Науч. Тр. гос. природного заповедника “Большая Кокшага”. 2018. № 8. С. 15–43.
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., Ефремов С.П., Аврова А.Ф.* Зольный состав морфометрических фракций как показатель стадий преобразования подстилок (на примере болотных березняков) // Почвоведение. 2022. № 11. С. 1351–1365.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X2211003X>
9. *Ефремова Т.Т., Секретенко О.П., Аврова А.Ф., Ефремов С.П.* Пространственная структура кислотных свойств подстилки в сукцессионном ряду болотных березняков // Известия РАН. Сер. биологическая. 2013. № 5. С. 624–636.
10. *Карпечко А.Ю., Туonen А.В., Медведева М.В., Мошкина Е.В., Дубровина И.А., Геникова Н.В., Сидорова В.А., Мамай А.В., Толстогузов О.В., Кулакова Л.М.* Масса тонких корней в почвах лесных сообществ на постагрогенных землях в условиях средней тайги (на примере республики Карелия) // Растительные ресурсы. 2021. Т. 57. Вып. 2. С. 145–157.

11. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004.
12. Клещева Е.А. Использование экологических шкал для индикации современного состояния лесных сообществ (на примере сосновых лесов) // Экология. 2007. № 2. С. 104–110.
13. Копчик Г.Н., Багдасарова Т.В., Горленко О.В. Взаимосвязи видового разнообразия растений и свойств почв в экосистемах южной тайги // Бюл. МОИП. отд. биол. 2001. Т. 106. Вып. 2. С. 31–38.
14. Королькова Е.О. Мониторинг рекреационного использования особо охраняемых природных территорий на примере Полистовского государственного природного заповедника // Социально-экологические технологии. 2015. № 1–2. С. 30–39.
15. Кузнецов М.А. Влияние условий разложения и состава опада на характеристики и запас подстилки в среднетаежном чернично-сфагновом ельнике // Лесоведение. 2010. № 6. С. 54–60.
16. Мошкина Е.В., Мамай А.В. Оценка плодородия и экологического состояния автоморфных почв городских и пригородных лесов // Вестник современной науки. 2016. № 10. С. 31–37.
17. Назарюк В.М., Калимуллина Ф.Р. Роль природных экосистем в восстановлении плодородия выпавших почв Западной Сибири // Проблемы агрохимии и экологии. 2017. № 1. С. 43–50.
18. Ниценко А.А. Об изучении экологической структуры растительного покрова // Бот. журн. 1969. Т. 54. № 7. С. 1002–1014.
19. Припутина И.В., Фролова Г.Г., Шанин В.Н., Мякишина Т.Н., Грабарник П.Я. Распределение органического вещества и азота в дерново-подбурх приотско-террасного заповедника и его связь со структурой лесных фитоценозов // Почвоведение. 2020. № 8. С. 921–933.
20. Пристова Т.А. Биологический круговорот веществ во вторичном лиственно-хвойном насаждении средней тайги // Вестник Института Коми научно-го центр РАН. 2006. № 8(106). С. 7–12.
21. Пристова Т.А. Компоненты углеродного цикла в лиственно-хвойном насаждении средней тайги // Лесоведение. 2010. № 6. С. 12–19.
22. Раменский Л.Г., Цаценкин И.А., Чижиков О.Н., Антипов Н.А. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М.: Сельхозгиз, 1956. 472 с.
23. Ревина О.А., Ревин А.Г. Биогеохимические особенности элементарных ландшафтов памятника природы регионального значения “Красный бор” // Природа и общество: в поисках гармонии. 2019. № 5. С. 217–227.
24. Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Кузнецова Я.Д. Оценка внутрибиогеоценозной изменчивости лесных подстилок и травяно-кустарничковой растительности в еловых насаждениях // Почвоведение. 2020. № 1. С. 31–43.
25. Стома Г.В., Богатырев Л.Г., Макаров М.И., Манахов Д.В. Летняя практика по почвоведению: Учебно-метод. Пособие для студентов 1 курса факультета почвоведения МГУ. М.: МАКС-Пресс, 2017. 156 с.
26. Тарасов П.А., Тарасова А.В., Иванов В.А. Основные характеристики лесной подстилки производных мелколиственных насаждений // Вестник КрасГУ. 2015. № 2. С. 197–200.
27. Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Маслов М.Н. Динамика поступления растительного опада и некоторых свойств лесных подстилок при постагрогенном лесовосстановлении в условиях южной тайги // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2019. № 4. С. 3–10.
28. Телеснина В.М., Семенюк О.В., Богатырев Л.Г. Свойства лесных подстилок во взаимосвязи с напочвенным покровом в лесных экосистемах Подмосковья (на примере УОПЭЦ “Чашниково”) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2017. № 4. С. 11–20.
29. Трефилова О.В., Ефимов Д.Ю. Изменение растительного покрова и почв при естественном зарастании вырубок пихтарников Енисейского края // Почвоведение. 2015. № 8. С. 4–16.
30. Coxson D.S., Parkinson D. Winter respiratory activity in aspen woodland forest floor litter and soils // Soil Biol. Biochem. 1987. V. 19. P. 49–59.
31. Ellenberg H. Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. Göttingen: Goltze, 1974. 97 p.
32. Landolt E., Bäumler B., Erhardt A. Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Haupt-Verlag, 2010. 376 p.
33. Lohmus K., Rosenvald K., Söber A. Elevated atmospheric humidity shapes the carbon cycle of a silver birch forest ecosystem: A FAHM study // Sci. Total Environ. 2019. V. 661. P. 441–448.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.160>
34. Middleton M., Närhi P., Arkimaa H., Hyvönen E., Kuosmanen V., Treitz P., Sutinen R. Ordination and hyperspectral remote sensing approach to classify peatland biotopes along soil moisture and fertility gradients // Remote Sensing Environ. 2012. V. 124. P. 596–609.
35. Nikula S., Vapaavuori E., Manninen S. Urbanization-related changes in European aspen (*Populus tremula* L.): Leaf traits and litter decomposition // Environ. Poll. 2010. V. 158. № 6. P. 2132–2142.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.025>
36. Rogers P.C., Pinno B.D., Kulakowski D. A global view of aspen: Conservation science for widespread keystone systems // Global Ecology and Conservation. 2020. V. 21.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00828>
37. Rosenvald K., Lohmus K., Tullus A. The initial overreaction of carbon cycle to elevated atmospheric humidity levels off over time – a FAHM study in a young birch forest // Sci. Total Environ. 2021. V. 796.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148917>
38. Sekretenko O.P., Efremova T.T., Efremov S.P. Factors influencing the spatial pattern of the ash content of bog birch forest litter // Procedia Environ. Sci. 2011. V. 3. P. 99–104.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.02.018>
39. Uri V., Kukumägi M., Karoles K. Litterfall dynamics in Scots pine (*Pinus sylvestris*), Norway spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula*) stands in Estonia // Forest Ecology and Management. 2022. V. 520. P. 120417–120424.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120417>
40. Wang Q., Kwak J.-H., Chang S.X. Long-term N and S addition and changed litter chemistry do not affect trembling aspen leaf litter decomposition, elemental composition and enzyme activity in a boreal forest // Environ. Poll. 2019. V. 250. P. 143–154.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.007>

The Litters and the Living Ground Cover as Informational Characteristics of Biogeocenoses for Moscow Oblast Small-Leaved Forests

V. M. Telesnina^{1, *}, O. V. Semenyuk¹, and L. G. Bogatyrev¹

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

**e-mail: vtelesnina@mail.ru*

The ecological and coenotic structure of the living ground cover and the structural and functional features of forest litter for three types of forests were studied: hairy-sedge birch forest, birch-aspen hairy-sedge, soddy-pike birch forest, forming a sequential row as hydromorphism increases within the slope, gradually to the center of the drive-dividing depression. The ecological characteristic of the living ground cover is based on the grouping of ecological-coenotic formations according to A.A. Nitsenko and ecological scales L.G. Ramensky and H. Ellenberg. Increasing hydromorphism is accompanied by an increase in ecological and cenotic diversity. The total trophicity score also increases under conditions of increased hydromorphism – in the soddy pike birch forest – in combination with low Ellenberg acidity index. Conversely, the maximum scores for these indicators, with high variation, belong to the birch-aspen forest, which occupies intermediate positions in the series of increasing hydromorphism. It was established that the studied stands are characterized by destructive and fermentative litters. As hydromorphism increases, the litter deposit increases from 400 to 1400 g/m² with a simultaneous increase of detritus part in L subhorizon. About 60% of total organic matter deposit concentrated the litter of small-leaved plantations is accounted by easily decomposing fractions. With a regular increasing ash content in the system of subhorizons L–F, the maximum ash content is obtained for detritus fraction of L subhorizon. With a regular increase in the ash content in the system of subhorizons L–F, the maximum ash content is characteristic of the detritus fraction of the subhorizon L. The parameters of the ecological characteristics underlying the method of principal components showed a good grouping of the studied phytocenoses according to the degree of moisture, especially when using the general properties of litter (stocks, thickness, detritus content). The expediency of using the properties of litter to establish the similarities and differences of the studied phytocenoses as characteristics that integrally reflect the characteristics of moisture is revealed. The parameters of the living ground cover in conjunction with a number of structural and functional features of forest litter are adequate indicators of the degree of hydromorphism.

Keywords: ground detritus, biological cycling, hydromorphism, Albic Gleyic Retisols, Albic Gleyic Histic Retisols

УДК 631.48

МАГНИЙ В ЗАСОЛЕННЫХ ГИПССОДЕРЖАЩИХ ПОЧВАХ РОССИИ

© 2023 г. Г. И. Черноусенко^а, * (ORCID: 0000-0001-6367-5839),Н. Б. Хитров^а, ** (ORCID: 0000-0001-5151-5109), Е. И. Панкова^а^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

*e-mail: chergi@mail.ru

**e-mail: khitrovn@gmail.com

Поступила в редакцию 12.01.2023 г.

После доработки 02.03.2023 г.

Принята к публикации 03.03.2023 г.

Статистический анализ 3802 образцов засоленных почв разных регионов России позволил обосновать наблюдения о более высокой доле магния в почвах, содержащих гипс по сравнению с засоленными почвами, не содержащими гипс. Гипс не является токсичной солью и его наличие не приводит к росту засоления. Увеличение степени засоления в основном связано с солями натрия и магния, при этом чаще доля натрия превышает долю магния. Статистически обосновано, что в исследованных засоленных почвах, не содержащих гипс, среди катионов в водной вытяжке (1 : 5) доминирует натрий при любой степени засоления. Появление гипса в профиле почвы сопровождается значительным увеличением доли магния. При слабой и средней степени засоления в горизонтах, содержащих гипс более 1%, по медиане, а также среднему арифметическому, верхнему квартилю и максимуму доля магния от суммы натрия и магния в водной вытяжке (1 : 5) часто составляет более 50%. Даже при сильной и очень сильной степени засоления доля магния в гипсодержащих горизонтах значительна и составляет по медиане 43 и 31% соответственно, что в 5.8–6.7 раз больше, чем доля магния в безгипсовых горизонтах такой же степени засоления.

Ключевые слова: гипс, химизм засоления, степень засоления, катионы, анионы, магний, натрий, водная вытяжка, Calcic Gypsic Chernozem, Calcic Gypsisol, Haplic Gypsisol

DOI: 10.31857/S0032180X23600026, **EDN:** VPHWGC

ВВЕДЕНИЕ

Засоление является одним из ведущих факторов деградации почв, требующих постоянного изучения и контроля [19, 34, 39]. В засоленных почвах независимо от химизма засоления (хлоридного, сульфатного, содового) среди катионов в подавляющем большинстве случаев доминирует натрий, что было показано ранее [5, 39] и обосновано статистически [20]. Тем не менее, встречаются засоленные почвы, в которых среди катионов возрастает доля магния или кальция, а в ряде разрезов магний или кальций начинают доминировать [9, 10, 20, 22, 25, 29].

В почве магний представлен рядом минералов, выветривание которых и метаморфизация приводят к появлению магния в почвенном растворе [14, 19, 24]. Преобладающую часть валового запаса магния составляют силикаты и алюмосиликаты — пироксены, оливин, роговая обманка, серпентин и др. Эти минералы не растворимы в воде, но под действием органических кислот, углекислоты почвенного воздуха они постепенно выветриваются, и в почвенный раствор переходят простые соединения магния. Так, в каче-

стве удобрений используется дунит, основной частью которого является оливин — ортосиликат магния Mg_2SiO_4 с примесью Fe_2SiO_4 с содержанием MgO 41–47%. При действии почвенных кислот происходит его разложение и переход магния в почвенный раствор [7]. В щелочных и нейтральных почвах этот процесс заторможен. Легче разлагаются карбонаты магния. Из карбонатов, чаще в почве по расчетам и экспериментам определяется несквегонит ($MgCO_3 \cdot 3H_2O$) [32], встречается доломит ($CaCO_3 \cdot MgCO_3$), в составе природных кристаллов магниевых кальцитов часто обнаруживают карбонат магния в виде так называемого твердого раствора (до 8–30 мол. % $MgCO_3$) [38]; сульфаты, чаще, особенно в мокрых солончаках, представлены гептогидратом магния $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, он же эпсомит или “английская соль”, или двойной сульфатной солью астраханитом $Na_2SO_4 \cdot MgSO_4 \cdot 4H_2O$; хлориды — бишофитом $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (встречается очень редко из-за своей высокой растворимости и способности поглощать пары воды из воздуха) [19]. В почве магний может находиться в виде глинистого минерала водного алюмосиликата магния — палыгарскита

($\text{MgAl}_2[\text{Si}_4\text{O}_{11}][\text{OH}]_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O} \cdot n\text{H}_2\text{O}$), который нередко встречается вместе с гипсоносными породами, а также сепиолита ($\text{Mg}_4(\text{Si}_6\text{O}_{15})(\text{OH})_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), велика доля магния в монтмориллоните ($(\text{Na}, \text{Ca})_{0.33}(\text{Al}, \text{Mg})_2(\text{Si}_4\text{O}_{10})(\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), а также в ряде других минералов.

В районах распространения гипсоносных пород, например, в Хакасии, часто встречаются малонатриевые солонцы с большой долей магния, называемые в литературе “магниевыми” солонцами [4]. Преобладание обменного магния над натрием зафиксировано и в солонцах Баргузинской котловины [18] и на о. Ольхон [8]. Большую степень карбонатности и загипсованности малонатриевых солонцов сульфатно-магниевого засоления отмечала Гончарова [3]. Именно высоким содержанием магния в почвообразующих породах, содержащих магнезиальные хлориты, серпентиниты $\text{Mg}_6[\text{Si}_4\text{O}_{10}][\text{OH}]_8$ некоторые авторы объясняют его повышенное содержание в ППК [3, 23], отмечая, что при распаде натриевых минералов в ППК преобладает натрий, магниевых — магний [1]. В засоленных несолонцовых почвах Хакасии, сформированных на красноцветных породах девона, содержащих гипс, часто велика и доля магния. Содержание солей в почвообразующей породе достигает 2%, основную часть в которых занимают сульфаты магния [4]. Значительное содержание сульфатов кальция и магния было отмечено в почвах семиаридных районов Бразилии [34], а также в районах поступления минерализованных вод при добыче полезных ископаемых [35].

Работ, в которых обсуждается наличие магния в засоленных почвах, крайне мало. Как правило, представлена сопутствующая информация о концентрации магния в грунтовых, оросительных водах и в вытяжках из водонасыщенных почвенных паст при явном доминировании среди катионов ионов натрия в анализируемых пробах [27, 30, 31, 33, 37]. Чаше исследуют прикладные вопросы влияния сульфатно-магниевых растворов на прочность цемента, бетона фундаментов строений, износ конструкций, фильтрацию и др. [28, 36, 40].

При преобладании магния отдельно выделяется гидрокарбонатно-магниевый тип химизма засоления, который встречается только в почвах слабой и средней степени засоления [2]. Обобщение материалов по засолению солончаков мерзлотных котловин Бурятии позволило констатировать, что в Муйской, Еравнинской, Тункинской котловинах незначительная щелочность в большой степени обусловлена гидрокарбонатом магния [20], что связано не только с магнезиальными породами, слагающими борта котловин, но и с процессами мерзлотной метаморфизации почвенных растворов, способствующей выпадению карбонатов кальция, повышению минерализации и доли магния в почвенных растворах.

Встречается не только гидрокарбонатно-магниевое засоление, но и сульфатно-натриево-магниевое, или сульфатно-магниевое-натриевое, часто с гипсом. Подобные примеры приведены в работах по гажевым почвам Предбайкалья и Оренбургской области [22, 25], подобные почвы отмечены в Узбекистане и Казахстане [9, 10, 25], в Минусинской котловине и котловинах Тувы [20, 21].

Анализ водных вытяжек показывает, что в гажевых почвах при отсутствии засоления или при средней степени засоления магний преобладает над натрием, и даже при сильной степени засоления содержание натрия в гажевых почвах равно содержанию магния [22, 25]. В почвенных растворах с содержанием солей 3–4.5 г/л слабогипсоносных почв Джизакской подгорной равнины, а также слабозасоленных и даже сильнозасоленных орошаемых луговых почв сульфатного засоления Ферганской долины Узбекистана, согласно приведенным аналитическим данным [9, 10], среди токсичных катионов магний также преобладает над натрием. Преобладает магний и в грунтовых водах гидроморфных почв Ферганской долины [17]. Отложения легкорастворимых солей, гипса, известняков и доломитов в этих районах, происходило в период трансгрессии моря с триаса по палеоген включительно, лагуны, в которых выпадали эвапориты, сохранились и в неогене [13]. При росте засоления в гажевых солончаках доля магния сокращается до 20–47%, но иногда также превышает долю натрия от их суммы, составляя 52–56% [10]. Преобладание в 3–4 раза содержания магния в водной вытяжке над натрием отмечено и в солончаке темном сульфатном гипссодержащем (разрез 1.11) в Татарстане [6]. Формирование почв на морских гипсоносных отложениях при подпитке сульфатно-хлоридными магниевонатриевыми грунтовыми водами в Прикаспии на западных ильменах приводит к сопоставимому содержанию магния в водных вытяжках даже солончаков [26].

Наличие подобных почв, позволило высказать гипотезу, о возможной связи наличия гипса и магния в засоленных почвах.

Цель работы — оценить вероятность и условия проявления относительного преобладания магния над натрием среди катионов легкорастворимых солей в засоленных горизонтах почв, содержащих гипс.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объект исследования — ионы магния и натрия в составе легкорастворимых солей по данным водных вытяжек с соотношением почва : вода = 1 : 5 из засоленных почв России. Анализировали базу данных состава водных вытяжек 1 : 5 образцов почв, созданную в отделе генезиса и мелиорации засо-

ленных почв Почвенного института им. В.В. Докучаева на основе собственных данных, фондов Почвенного института им. В.В. Докучаева и литературных источников по засоленным почвам разных регионов России. База содержит экспериментальные данные о содержании CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ в водных вытяжках, различные расчетные показатели (общую сумму солей, сумму токсичных солей, содержание токсичных ионов и др.), оценки типа химизма и степени засоления в горизонте, а также pH и содержание гипса.

Выборка включала 3802 образца, в том числе 1384 незасоленных и от 532 до 675 образцов в каждой из четырех градаций степени засоления: слабой, средней, сильной и очень сильной. В выборке представлены все типы химизма по анионам и катионам. В 1814 образцах отмечается наличие гипса, в 1979 он отсутствует. В базе представлены разные почвы (солонцы, солончаки, каштановые засоленные, лугово-черноземные засоленные, аллювиальные засоленные и др.) из следующих регионов России: Астраханская, Волгоградская, Саратовская, Самарская, Воронежская, Ростовская, Иркутская, Читинская области, Ставропольский, Краснодарский, Красноярский, Приморский края, Республики Башкортостан, Бурятия, Дагестан, Калмыкия, Крым, Тува, Хакасия, Якутия. Наличие в выборке незасоленных горизонтов почв обусловлено использованием данных по всему профилю, включенных в базу данных почв.

Общее содержание гипса определяли химическим методом по Хитрову, содержание легкорастворимых солей в стандартной водной вытяжке с соотношением почва : вода 1 : 5 [16].

Количество гипса, дополнительно растворившегося из твердой фазы при производстве водной вытяжки 1 : 5, рассчитывали в виде гипотетического сульфата кальция в водной вытяжке без учета молекул воды, входящих в состав кристалла гипса. Далее по тексту будем условно называть его “расчетный растворившийся гипс” и обозначать CSG (calculated soluble gypsum), выражая в процентах от массы почвы. Использовали следующий алгоритм:

1) если $(\text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-) \leq 0$, то $\text{CSG} = 0$,

2) если $(\text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-) > 0$ и $(\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-) \geq \text{Ca}^{2+}$, то

$$\text{CSG} (\%) = (\text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-) \times 0.068,$$

3) если $(\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-) < \text{Ca}^{2+}$, то $\text{CSG} (\%) = \text{SO}_4^{2-} \times 0.068$,

где Ca^{2+} , HCO_3^- и SO_4^{2-} — общее содержание указанных ионов в водной вытяжке (1 : 5), смоль(экв)/кг;

0.068 — коэффициент пересчета единиц из смоль(экв)/кг в % от массы почвы.

Первый пункт алгоритма реализуется в условиях отсутствия гипса в горизонте независимо от степени и химизма засоления. При наличии гипса в горизонте и хлорида кальция в водной вытяжке выполняется соотношение третьего пункта. В остальных случаях при любом нейтральном типе химизма засоления по анионам расчет гипотетического сульфата кальция в водной вытяжке выполняется по второму пункту.

Полученное расчетное значение сульфата кальция по данным водной вытяжки 1 : 5 является заниженной оценкой реально растворившегося в водной вытяжке гипса из твердой фазы по следующим причинам. При приготовлении водной вытяжки гипс из твердой фазы, растворяясь в добавленной дистиллированной воде, приводит к увеличению концентрации ионов Ca^{2+} и SO_4^{2-} на фоне уменьшающейся концентрации ионов Na^+ и Mg^{2+} по сравнению с их концентрацией в почвенном растворе. Это изменяет соотношение между катионами в растворе водной вытяжки в пользу ионов Ca^{2+} , которые вытесняют часть обменных Na^+ и Mg^{2+} в раствор. Равновесие реакции обмена катионов между почвенным поглощающим комплексом (ППК) и раствором при этом смещается в сторону дополнительного вытеснения обменных Na^+ и Mg^{2+} и поглощения в ППК Ca^{2+} за счет дополнительного растворения гипса из твердой фазы в связи с частичным удалением Ca^{2+} из раствора в ППК.

После установления равновесия в водной вытяжке 1 : 5 возникает следующее соотношение ионов. Концентрации ионов Na^+ и Mg^{2+} являются результатом сложения количества этих ионов в составе легкорастворимых солей почвенного раствора (при влажности меньше полной влагоемкости) и части обменных Na^+ и Mg^{2+} , вытесненных в раствор водной вытяжки за счет ионов Ca^{2+} растворившегося гипса из твердой фазы. Формально при расчете гипотетических солей по данным водной вытяжки часть вытесненных в раствор обменных Na^+ и Mg^{2+} связывается с сульфатами растворившегося гипса, но при анализе данных водной вытяжки рассматриваются как легкорастворимые (“токсичные”) соли. В результате полученное расчетное значение растворившегося сульфата кальция по данным водной вытяжки 1 : 5 занижено на величину, эквивалентную поглотившемуся Ca^{2+} в реакциях катионного обмена. А содержание Na^+ и Mg^{2+} завышено на эту же величину.

Для статистического анализа горизонты почв, представленные в аналитической базе данных состава водной вытяжки, были разделены по двум критериям: (1) по величине расчетного содержания сульфата кальция в водной вытяжке

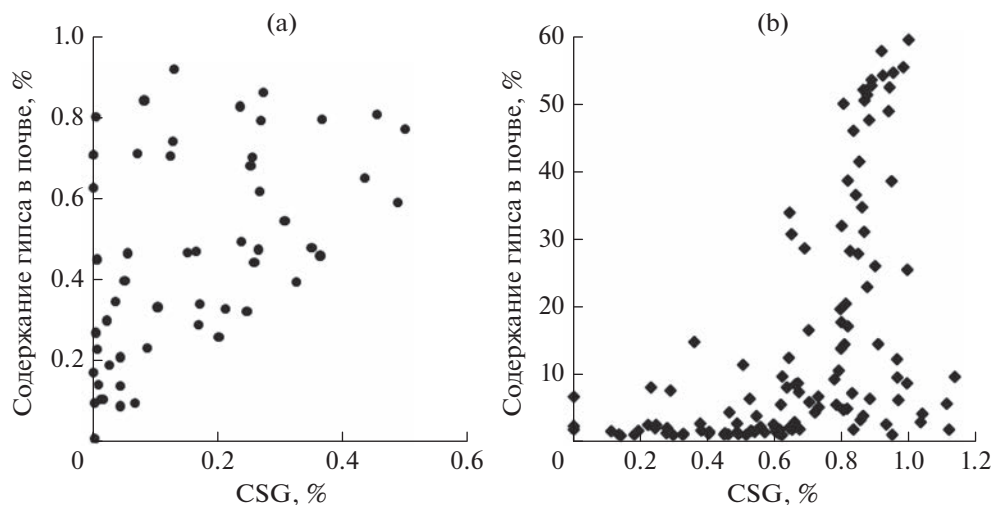


Рис. 1. Соотношение между расчетным содержанием гипотетического CaSO_4 по результатам водной вытяжки 1 : 5 (CSG) и общего содержания гипса в почве; образцы с общим содержанием гипса: а – <1%, б – >1%.

(1 : 5) на безгипсовые ($\text{CSG} = 0$), малогипсовые ($\text{CSG} 0.001\text{--}0.3\%$) и гипсодержащие ($\text{CSG} > 0.3\%$) и (2) по степени засоления – незасоленные, слабо-, средне-, сильно- и очень сильно засоленные. В каждой из групп были рассчитаны непараметрические статистические показатели, а также построены гистограммы, показывающие наиболее часто встречающиеся варианты горизонтов с разной долей магния или натрия от их суммы в водной вытяжке.

Тип химизма засоления по анионам и катионам определяли по [2, 5, 19]. В базе данных оценка степени и химизма засоления генерируются автоматически в Excel по алгоритмам, реализующим указанные выше правила.

Группировка по величине CSG сделана в связи с ограниченным количеством данных об общем содержании гипса в базе данных. Связь величины CSG, характеризующей растворившуюся часть гипса в водной вытяжке, и общего содержания гипса представлена на рис. 1. В 53 образцах почв из Бурятии, Красноярского края, Тувы и Хакасии с общим содержанием гипса в горизонте менее 1% величина CSG не превышает 0.5% (рис. 1а). При этом доля растворившегося гипса от его содержания в горизонте варьирует от 0 до 83% с медианой 31%, нижним и верхним квартилями 10 и 56%. В другой выборке из 119 образцов из тех же регионов общее содержание гипса в горизонте изменяется от 1 до 59.5% (рис. 1б) с медианой 6.2%, нижним и верхним квартилями 1.9 и 21%. Величина CSG варьирует от 0 до 1.14%. При этом степень насыщенности водных вытяжек по гипсу составляла от 60 до 90%, что находится в хорошем согласии с оценками, имеющимися в литературе [15]. Степень насыщенности по гипсу рассчитывали по авторской компьютерной программе Ас-

тивн, реализующей модель ионных пар в растворе, аналогичную программе Libra [11]. Значения CSG менее 0.3–0.5% в образцах, содержащих более 1% гипса в твердой фазе, могут быть результатом частичной блокировки зерен гипса пленками карбоната кальция.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Непараметрические показатели статистических распределений долей магния и натрия от суммы токсичных катионов в водной вытяжке в горизонтах разной степени засоления и с разным содержанием гипса представлены в табл. 1. В незасоленных, слабо- и средnezасоленных горизонтах с $\text{CSG} > 0.3\%$ доля магния превышает долю натрия и составляет по медиане 76, 59 и 63% соответственно. Доля магния выше доли натрия при такой степени засоления гипсодержащих горизонтов также по другим статистическим показателям: среднеарифметическому, минимуму, максимуму, нижнему и верхнему квартилю значений. Но надо отметить, что при слабой и средней степени засоления встречаются гипсодержащие горизонты, в которых доля натрия больше доли магния, но их значительно меньше. Возрастание засоления до сильной и очень сильной степени в горизонтах с $\text{CSG} > 0.3\%$ изменяет картину, натрий начинает преобладать над магнием, хотя доля последнего остается достаточно высокой – 43% при сильной и 31% при очень сильной степени засоления с гипсом. Тогда как при отсутствии гипса, доля магния среди токсичных катионов (по медиане) значительно ниже при любой степени засоления: 16.9, 9.0, 7.4 и 4.6% при слабой, средней, сильной и очень сильной степени засоления соответственно (табл. 1). В горизонтах с не-

Таблица 1. Статистический анализ доли магния и натрия от их суммы в водной вытяжке в горизонтах разной степени засоления и содержания гипса

Условное название группы образцов	Статистический показатель	CaSO ₄ *	Степень засоления							
			незасоленный		слабая		средняя		сильная	
			Mg	Na	Mg	Na	Mg	Na	Mg	Na
Безгипсовые	n	1970	817	817	398	398	317	317	199	199
	Минимум	0	0	0	0	0	0	3.7	0	12.8
	Нижний квартиль	0	18.7	34	7.63	67.8	4.5	81.6	3.25	87.6
	Медиана	0	37.5	61.4	16.9	83.1	9.0	91.0	7.4	92.6
	Верхний квартиль	0	62.5	80.4	32.3	92.4	18.3	95.5	12.4	96.8
	Максимум	0	100	100	100	100	96.3	100	87.2	100
	Среднее	0	41.8	56.6	24.0	76.0	15.6	84.3	12.0	88.6
Малогипсовые	Стандартное отклонение	0	28.9	29.	23.1	23.0	18.8	18.9	14.2	14.5
	n	1297	552	552	157	157	186	186	264	264
	Минимум	0.001	0	0	0	0	1.1	0	0	1.6
	Нижний квартиль	0.01	27.8	28.8	21.4	47.9	15.8	55.4	13.0	63.7
	Медиана	0.03	46.1	50.0	33.0	65.3	27.6	71.9	21.5	77.0
	Верхний квартиль	0.1	66.7	70.7	47.4	77.2	42.5	83.9	33.5	86.5
	Максимум	0.299	100	100	100	100	100	98.9	96.1	100
Гипсодержащие	Среднее	0.07	47.5	49.1	35.3	61.9	30.6	67.7	24.9	73.2
	Стандартное отклонение	0.08	26.5	26.8	20.5	22.5	20.2	22.2	17.8	19.4
	n	504	35	35	36	36	79	79	216	216
	Минимум	0.30	12.1	1.0	33.0	11.9	9.5	4.0	2.8	8.2
	Нижний квартиль	0.46	59.4	15.4	49.6	30.5	47.1	22.2	28.7	45.4
	Медиана	0.75	76.1	23.9	59.3	40.5	63.2	36.8	43.1	56.9
	Верхний квартиль	0.81	83.2	39.7	69.6	48.8	77.9	53.0	54.1	71.1
Гипсодержащие	Максимум	1.14	99	87.9	88.1	59.4	96	90.5	91.8	97.2
	Среднее	0.66	69.9	28.9	59.9	38.9	62.2	37.8	41.8	57.7
	Стандартное отклонение	0.24	20.2	20.9	14.4	12.9	19.2	19.2	17.4	17.6
	Гипотетическое расчетное содержание растворенного CaSO ₄ по данным водной вытяжки 1 : 5.									

* Гипотетическое расчетное содержание растворенного CaSO₄ по данным водной вытяжки 1 : 5.

значительным содержанием растворенного гипса картина промежуточная — доля магния среди катионов по медиане составляет 33, 28, 22 и 17.4 при слабой, средней, сильной и очень сильной степени засоления соответственно, т.е. она в 2–3 раза выше, чем в безгипсовых горизонтах.

Более наглядно эти выводы демонстрируют гистограммы (рис. 2–5).

На рис. 2–4 приведены гистограммы распределения горизонтов почв с разной долей участия магния и натрия при разной степени засоления и с разным содержанием гипса.

При нулевом значении расчетного растворенного гипса горизонты засоленных почв с преобладанием натрия (50–100% от суммы катионов) наиболее часто встречаются при любой степени засоления, составляя от 88 до 97.5% всей выборки, даже в незасоленных горизонтах 62% образцов с преобладанием натрия и лишь 35% с преобладанием магния. Распределение магния имеет выраженную тенденцию. Чем сильнее засоление в безгипсовых горизонтах почв, тем чаще наблюдается более низкая доля магния от суммы натрия и магния. При росте степени засоления наблюдается сдвиг максимума дифференциального распределения доли магния влево гистограммы в сторону меньших значений. Следует обратить внимание, что при любой степени засоления встречаются образцы с долей магния более 50% от суммы токсичных катионов. Преобладающими типами химизма засоления почв, не содержащих гипс, являются щелочные: содово-сульфатный (26.3% от выборки), хлоридно-содовый, сульфатно-содовый, сульфатный с токсичной щелочностью, содовый (9.5–13% каждого типа химизма). Меньше всего (0.3–0.5% от выборки) приходится на хлоридный, хлоридно-сульфатный, сульфатно-хлоридный и гидрокарбонатный типы химизма засоления.

Совсем другую картину демонстрирует рис. 3, на котором показано распределение доли магния и натрия в составе катионов в водной вытяжке из гипсодержащих горизонтов с содержанием гипса более 1%. В незасоленных, слабо- и средnezасоленных гипсодержащих горизонтах магний среди катионов чаще доминирует над натрием, составляя 71–83% от выборки, хотя иногда встречаются случаи, когда доля натрия больше доли магния. Рост степени засоления до сильной и очень сильной несколько изменяет распределение, начинает доминировать натрий (64–81%), хотя доля магния остается высокой (17–30%). Это закономерно, так как засоление чаще всего связано с катионами натрия, поэтому, чем выше степень засоления, тем чаще доминируют натриевые соли. Видно, что в целом при любой степени засоления наблюдается сдвиг максимума дифференциального распределения доли магния вправо

в сторону больших значений, в отличие от засоленных горизонтов без гипса. Химизм засоления этих горизонтов в основном сульфатный с гипсом (56.6% от выборки), в два раза реже встречается хлоридно-сульфатный химизм засоления с гипсом (23.4%), еще реже сульфатно-хлоридный с гипсом (12.2%) и хлоридный с гипсом (7.7%).

Промежуточная картина распределения наблюдается при появлении небольшого количества расчетного растворенного гипса (рис. 4). Появление в водной вытяжке некоторого (0.001–0.3%) количества сульфата кальция, который является лишь при наличии гипса в твердой фазе почвы, изменяет картину распределения доли магния и натрия в водной вытяжке 1 : 5 из почвы, но незначительно по сравнению с горизонтами без гипса. При доминировании натрия в незасоленных и засоленных горизонтах (более 50% от суммы Na^+ и Mg^{2+}), доля магния выше, от 5–8% в сильно и очень сильно засоленных горизонтах до 16–43% в слабо-, средне- и незасоленных горизонтах, что в целом выше чем в почвах, в которых расчетный гипс не фиксируется — 2.5–35% от выборки (рис. 2, 4). Следовательно, если в безгипсовых горизонтах сдвиг максимума дифференциального распределения доли магния был влево, в сторону меньших значений, то при появлении даже незначительного количества гипса, максимум распределения расположен в центре гистограммы или сдвигается в сторону больших значений. При слабой и средней степени засоления чаще встречаются горизонты с содержанием магния 30–50%, а не 5–20% как в безгипсовых почвах. Для малогипсоносных горизонтов преобладающими типом засоления является хлоридно-сульфатный (33.4%) и сульфатный (31.1%), меньше образцов сульфатно-хлоридного засоления (19.5%) и хлоридного (15.9%).

Наиболее наглядно связь содержания магния со степенью засоления почв и наличием гипса демонстрирует рис. 5. На нем приведены только горизонты с преобладающей долей (более 50%) магния или натрия.

Сначала рассмотрим тенденции в зависимости от степени засоления в пределах одной группы по содержанию гипса. В безгипсовых почвах и горизонтах с незначительным содержанием гипса при любой степени засоления встречаемость образцов с преобладанием натрия больше, чем встречаемость образцов с преобладанием магния. В незасоленных горизонтах частоты высоких долей натрия и магния относительно близки. С ростом степени засоления встречаемость случаев с преобладающей долей натрия увеличивается, а магния уменьшается.

Иная картина в горизонтах почв с высоким содержанием гипса ($\text{CSG} > 0.3\%$). Встречаемость образцов с преобладанием магния над натрием

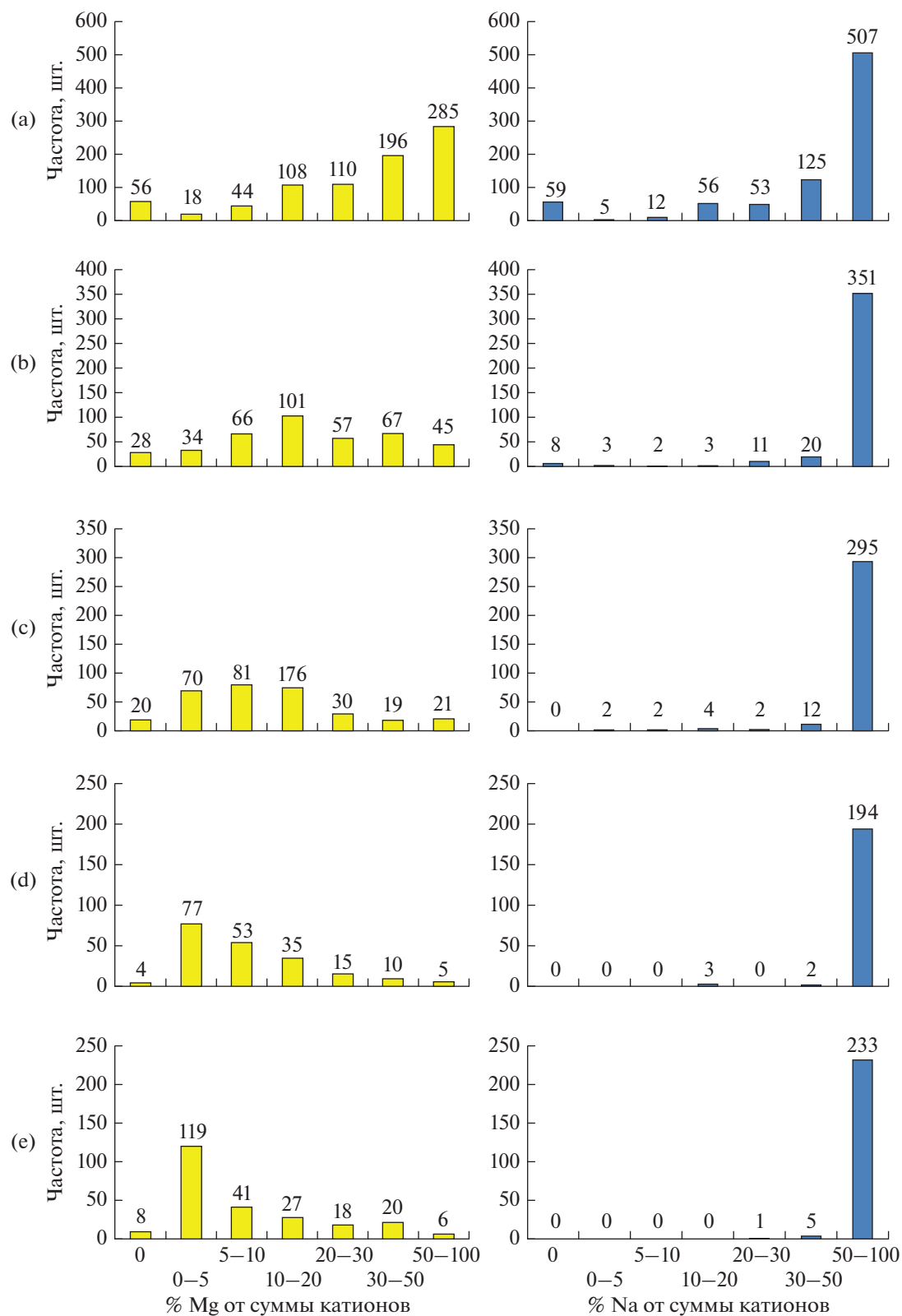


Рис. 2. Частота встречаемости доли магния и натрия от суммы токсичных катионов и степени засоления в водных вытяжках безгипсовых горизонтов засоленных почв. Степень засоления: а – нет засоления; б – слабая; с – средняя; д – сильная; е – очень сильная.

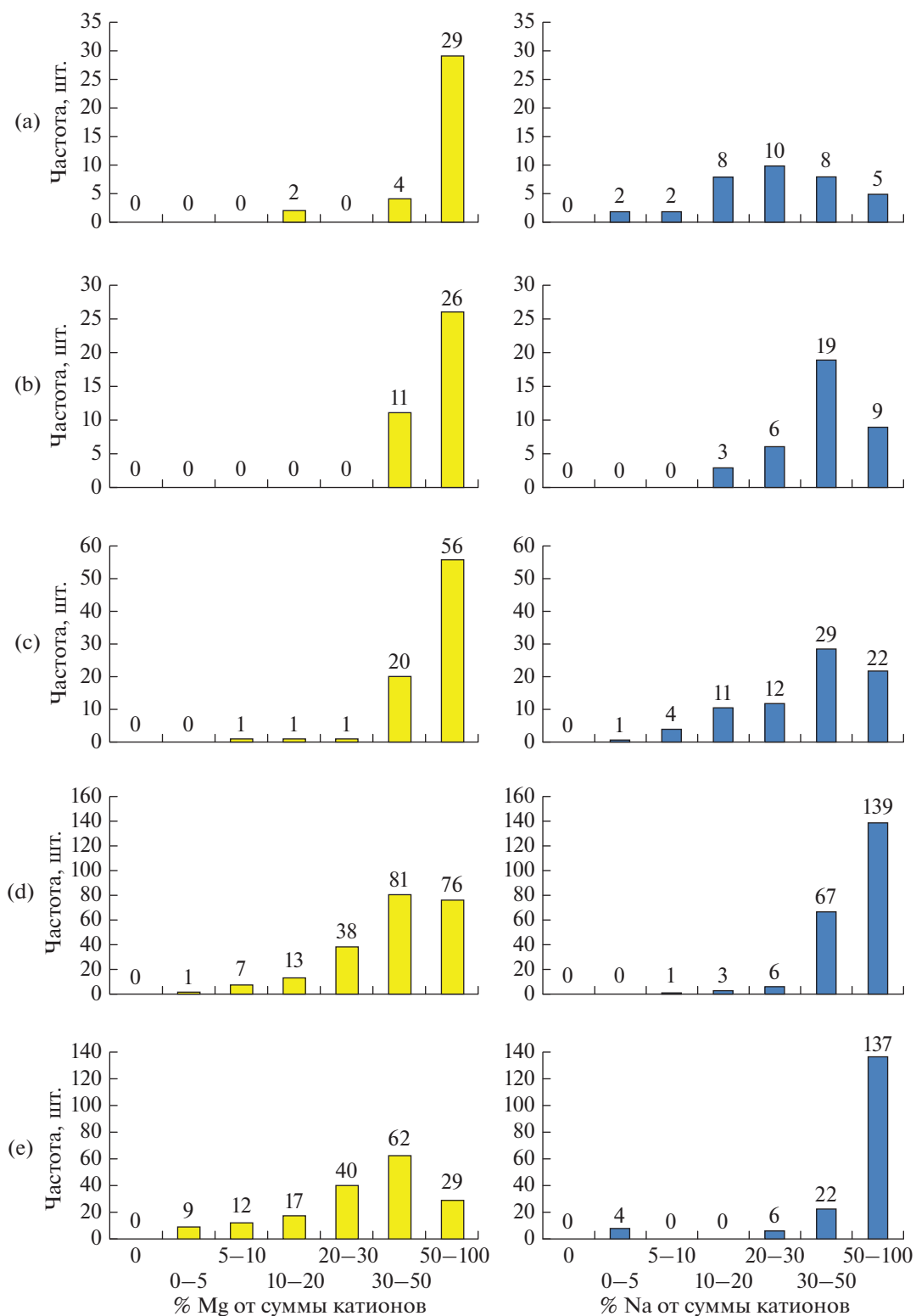


Рис. 3. Частота встречаемости доли натрия и магния от суммы токсичных катионов и степени засоления в водных вытяжках горизонтов с гипсом >1%. Степень засоления: а – нет засоления; б – слабая; с – средняя; д – сильная; е – очень сильная.

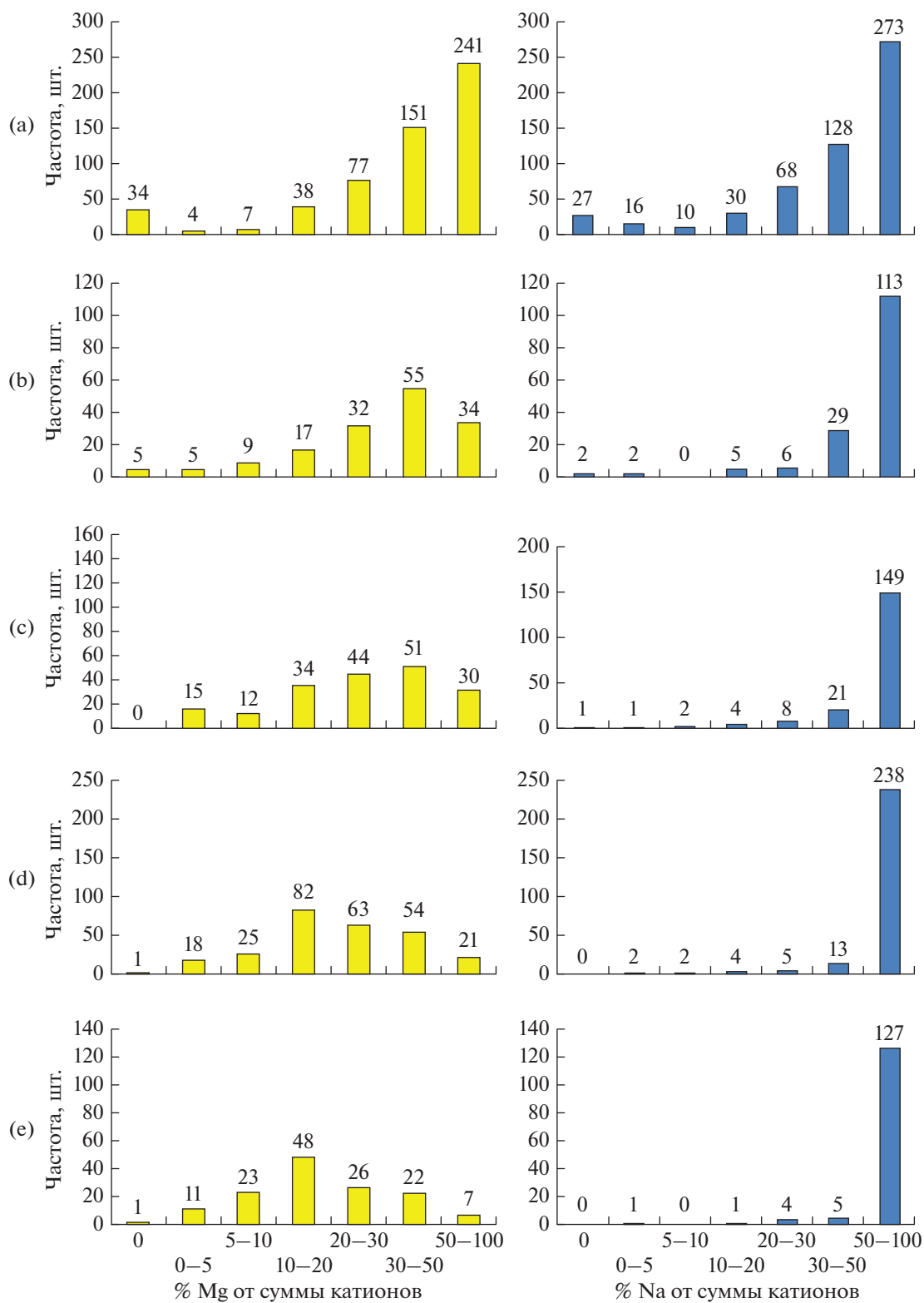


Рис. 4. Частота встречаемости доли натрия и магния от суммы токсичных катионов и степени засоления в водных вытяжках горизонтов засоленных почв, содержащих незначительное количество гипса, согласно расчетам по данным водных вытяжек. Степень засоления: а – нет засоления; б – слабая; с – средняя; d – сильная; e – очень сильная.

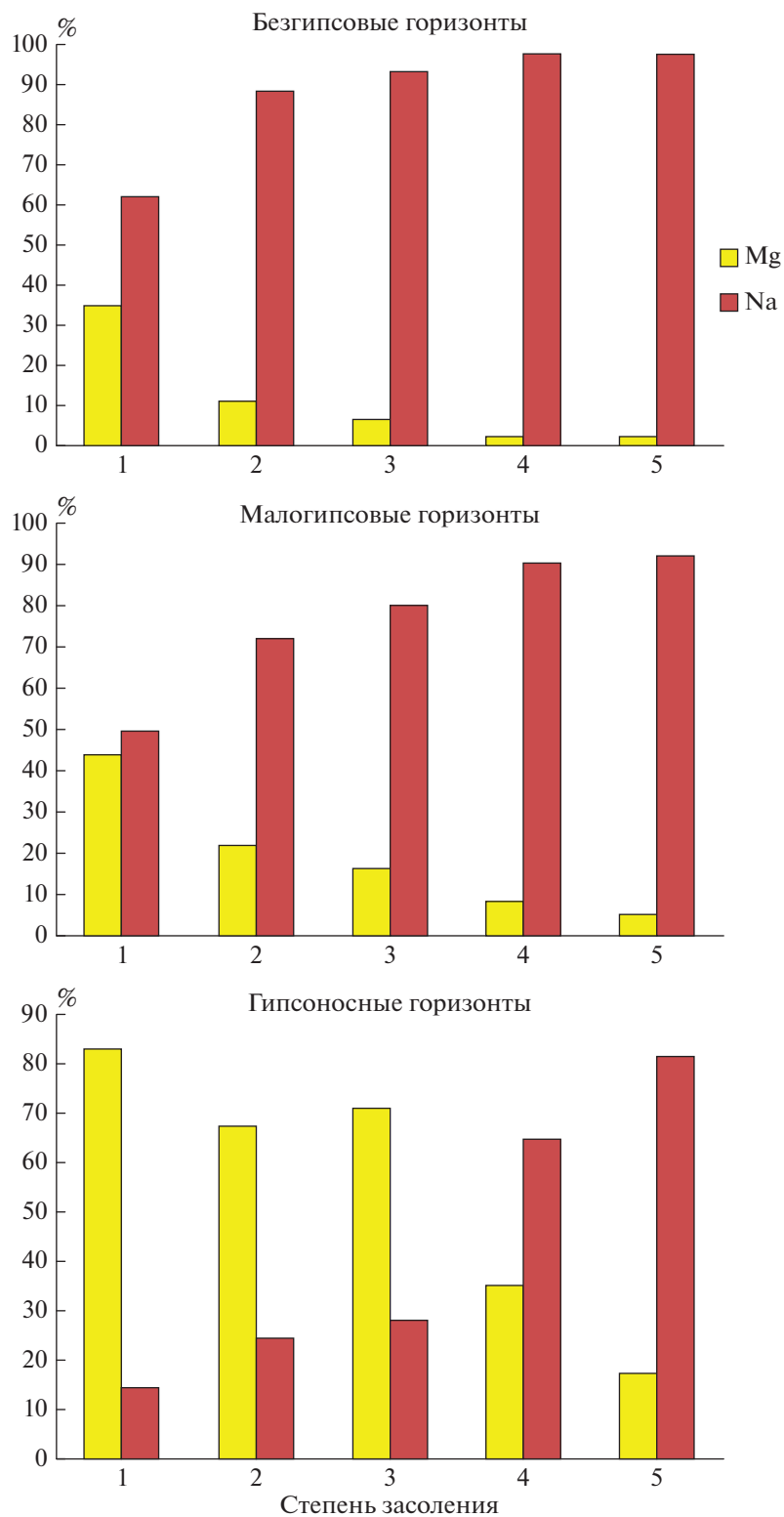


Рис. 5. Встречаемость образцов почв с разным содержанием гипса и степенью засоления, в которых среди токсичных катионов преобладает >50% магний или натрия. Степень засоления: 1 – нет засоления, 2 – слабая, 3 – средняя, 4 – сильная, 5 – очень сильная.

Таблица 2. Частота встречаемости разных типов химизма по катионам в горизонтах в зависимости от степени засоления и содержания гипса в водной вытяжке

Группа	Степень засоления	Частота встречаемости (шт./% от суммы) для типов химизма по катионам					
		Na	Mg–Na	Na–Mg	Mg	другие типы по катионам	сумма
CSG = 0	Незасоленный	207/26	299/37	79/10	210/26	3/0.4	798/100
	Слабая	227/53	124/29	10/2	67/16	0/0	428/100
	Средняя	246/78	49/15	5/2	16/5	1/0.3	317/100
	Сильная	168/84	25/13	1/1	4/2	1/0.5	199/100
	Очень сильная	195/82	36/15	3/1	3/1	0/0	237/100
0 < CSG < 0.3%	Незасоленный	69/13	202/37	64/12	179/32	37/6.7	551/100
	Слабая	33/21	80/51	21/13	16/10	7/4.5	157/100
	Средняя	60/32	92/49	15/8	14/8	5/2.7	186/100
	Сильная	122/46	112/43	7/3	13/5	9/3.4	263/100
	Очень сильная	81/58	47/34	2/1	5/4	4/2.9	139/100
CSG > 0.3%	Незасоленный	2/6	3/9	4/11	25/71	1/2.9	35/100
	Слабая	0/0	9/24	10/27	17/46	1/2.7	37/100
	Средняя	2/3	20/26	12/16	43/56	0/0	77/100
	Сильная	17/8	119/56	45/21	31/15	1/0.5	213/100
	Очень сильная	36/23	93/60	10/6	14/9	3/1.9	156/100

Примечание. Типы химизма по катионам: Na – натриевый, Mg–Na – магниевое-натриевый, Na–Mg – натриево-магниевый, Mg – магниевый, другие типы – кальциевый и разные смешанные с близкой долей трех катионов (Ca, Mg, Na). Критерии выделения по [19, с. 431].

больше в незасоленных, слабо- и средnezасоленных горизонтах. В сильно- и очень сильно засоленных горизонтах наблюдается картина, схожая с безгипсовыми и малогипсовыми горизонтами: частота случаев с высокой долей натрия больше, чем частота случаев с высокой долей магния.

Теперь анализ информации рис. 5 проведем в другом направлении: влияние содержания гипса при условии одинаковой степени засоления. Появление небольшого количества гипса приводит к увеличению в 1.3–2.7 раза частоты образцов с высокой долей магния во всех группах разной степени засоления. В горизонтах с высоким содержанием гипса по сравнению с малогипсовыми прослеживается тенденция более сильного увеличения в 2–4.4 раза. Если сравнивать горизонты с высоким содержанием гипса с безгипсовыми, то общее увеличение составляет от 2.4 в незасоленных до 5–12 раз в засоленных образцах.

При использовании качественных категорий в исследованной выборке наиболее часто встреча-

ется натриевый (1465 образцов или 38.6% от объема выборки) и магниевое-натриевый (1310 образцов или 34.5%) типы химизма засоления по катионам. Магниевый (657 образцов или 17.3%) и натриево-магниевый (288 образцов или 7.6%) типы встречаются реже в 2–4 раза. Другие типы химизма по катионам составляют вместе менее 2% выборки, они были исключены из анализа. Частота встречаемости разных типов химизма по катионам в горизонтах в зависимости от степени засоления и содержания гипса в водной вытяжке представлены в табл. 2. Можно отметить следующие тенденции. Во-первых, если относительную частоту выразить в процентах от числа образцов в группе по степени засоления и величине CSG, то наблюдается увеличение встречаемости магниевое типа химизма при слабой и средней степени засоления в группе CSG > 0.3%. Даже при сильной степени засоления чисто натриевого типа засоления в гипсодержащих горизонтах меньше, чем магниевое или натриево-магниевое, преобладает

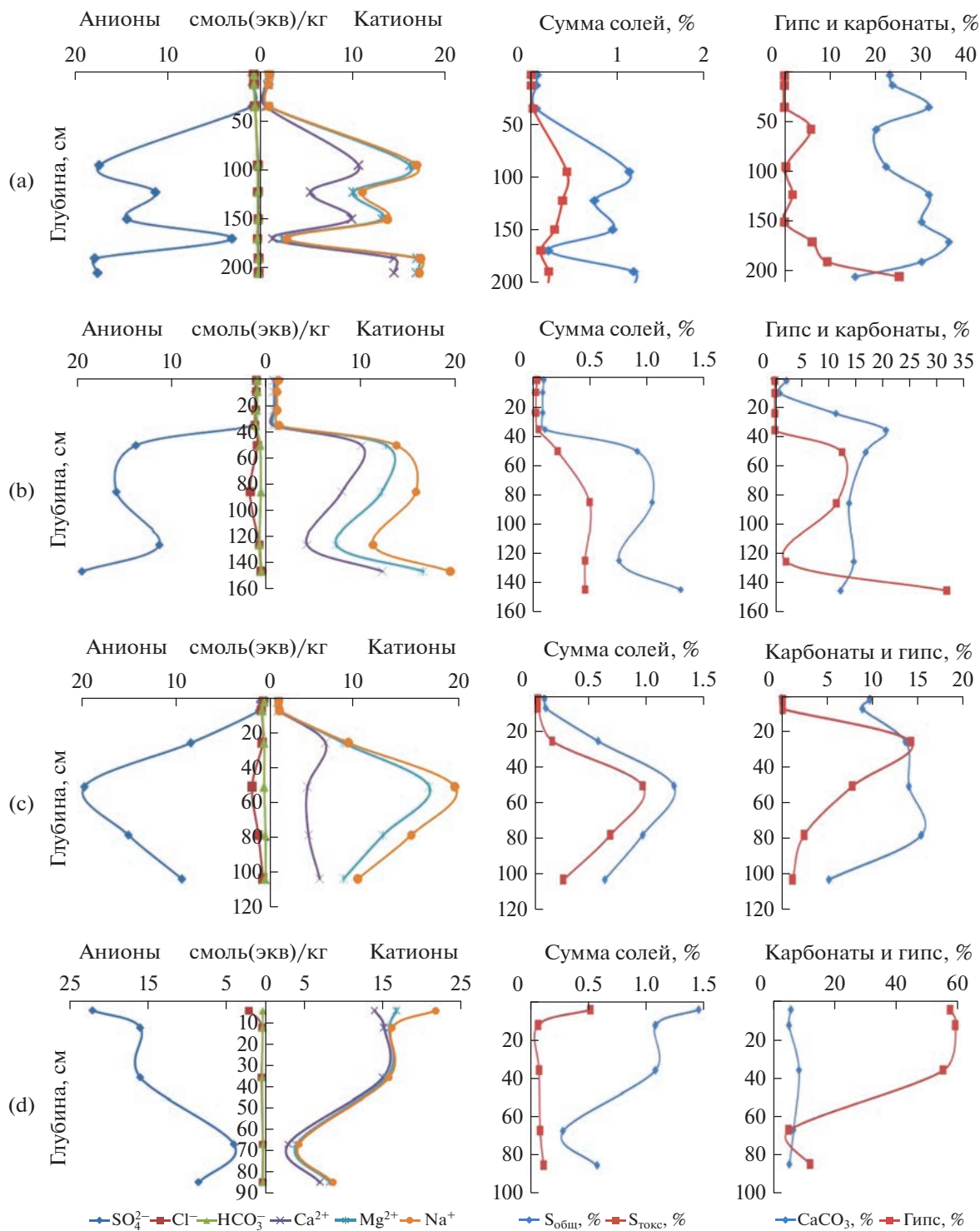


Рис. 6. Солевые профили, общая сумма солей (%), сумма токсичных солей (%), содержание карбонатов и гипса (%) в гипсодержащих засоленных почвах разного гидроморфизма. Разрезы: а – 40Х-12 Чюсч сульфатный с гипсом средней степени засоления на элювии плотных гипсов. Хакасия N 53.522 E 90.9327, 324 м над ур. м.; б – 1Т-17 Чюсч сульфатно-магнийевый. Тува, Турано-Уюкская котловина N 52.07287 E 93.3726, 833 м над ур. м.; с – 6Т-17 Буряя лугово-пустынно-степная солончаковатая. Тува, Убсунурская котловина, N 50.6732, E 93.2118, 783 м над ур. м.; d – 4Т-05 Луговая солончаковатая. Тува, Убсунурская котловина, N 50.70235, E 93.24580.

магниево-натриевый тип. Во-вторых, присутствие растворенного гипса в водной вытяжке отмечается при всех четырех типах химизма по катионам и при всех сочетаниях степени засоления и содержания CSG, исключая лишь группу слабого засоления с $CSG > 0.3\%$ при натриевом типе, что, скорее всего, является недостатком анализируемой выборки.

Продemonстрируем несколько конкретных примеров засоленных гипссодержащих почв разного гидроморфизма. На рис. 6 представлены гипссодержащие почвы с максимальным содержанием гипса в профиле до 15–60%. Показаны автоморфные (чернозем южный солончаковатый, Calcic Gypsic Chernozem (Loamic, Katosalic) разрез 40X-12, Хакасия и разрез 1T-17, Тува), полугидроморфные (бурая лугово-пустынно-степная солончаковатая, Calcic Gypsisol (Loamic, Aphisalic, Stagnic), разрез 6T-17, Тува) и гидроморфные (луговая солончаковая, Haplic Gypsisol (Loamic, Hypergypsic, Ochric, Epiprotosalic, Stagnic), разрез 4T-05, Тува) гипссодержащие почвы с преобладанием среди токсичных катионов магния.

О том, что представленные почвы содержат в профиле гипс, свидетельствует высокое содержание сульфатов и кальция в водных вытяжках и данные химического анализа. Также о наличии нетоксичного гипса свидетельствует большая разница между содержанием общего количества солей в профиле и токсичных солей.

По данным водных вытяжек видно, что среди катионов, помимо кальция и натрия, велика доля магния. В разрезе 40X-12 чернозема южного солончаковатого сульфатного типа засоления, сформированного на элювии плотных гипсов девонского возраста рядом с открытым месторождением гипса, доля токсичного магния доминирует над натрием и составляет от 70 до 88% от суммы токсичных катионов (Ca^{2+} связывается с сульфатами и в расчете токсичных солей не участвует). Засоление в профиле сульфатно-магниевое слабое или среднее, некоторые горизонты не засолены.

Доля магния в засоленных горизонтах южного чернозема солончаковатого разрез 1T-17 составляет 54–71%. Максимальная доля магния от суммы токсичных катионов – 71% наблюдается при слабой степени засоления на глубине 40–60 см профиля, при средней – 54–60% на 60–150 см. Ранее считалось [12], что гипс в автоморфных почвах Тувы не встречается.

Доминирование токсичного магния (62–83% в засоленных горизонтах) среди катионов наблюдается и в бурой лугово-пустынно-степной солончаковой почве (разрез 6T-17, Тува, Убсунурская котловина). В разрезе 6T-17 доминирование магния наблюдается не только при слабой степени засоления на глубине 10–40 см, но и при сильной

степени сульфатно-магниевого засоления на 40–110 см.

Максимальное содержание гипса (до 60%) наблюдалось в гидроморфной луговой почве, которая засолена лишь в верхних 7 см (разрез 4T-05, недалеко от оз. Амдагайдын-Холь, Убсунурская котловина, Тува). Гипс содержится по всему профилю. Если в сильнозасоленном верхнем горизонте доля магния составляет 36%, то ниже при отсутствии засоления по токсичным солям и при наличии гипса, доля магния возрастает до 60–78%.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В засоленных почвах среди катионов чаще, хотя не всегда, преобладает натрий. Однако, если в почве появляется гипс, то независимо от гидроморфизма в водной вытяжке среди катионов обычно возрастает доля магния. Наблюдается тенденция роста частоты встречаемости горизонтов с повышенной долей магния при появлении гипса.

Статистический анализ аналитической базы данных засоленных почв России показал следующее. Химизм засоления гипссодержащих почв преимущественно сульфатный с гипсом (56.6%), реже хлоридно-сульфатный с гипсом (23.4%), в почвах, не содержащих гипс, преобладает щелочной химизм засоления (98.4%).

Среди засоленных безгипсовых горизонтов доля токсичного магния по медиане значений не превышает 5–17% для почв разной степени засоления.

В гипссодержащих горизонтах при слабой и средней степени засоления доля токсичного магния по медиане в водной вытяжке превышает долю натрия и составляет более 50% от их суммы. Даже при сильной и очень сильной степени засоления гипссодержащих горизонтов доля магния в них составляет по медиане 43 и 31% соответственно, превышая долю магния в безгипсовых горизонтах в 6–11 раз. Частота встречаемости магниевых типов засоления среди гипссодержащих горизонтов в незасоленных, слабо- и средnezасоленных образцах 46–71%, натриево-магниевых – 11–27%, что значительно больше, чем частота встречаемости натриевого и магниево-натриевого типов засоления (0–26%). Тем не менее, необходимо отметить, что при любой степени засоления даже в гипссодержащих горизонтах встречаются образцы, в которых доля натрия выше доли магния, хотя их статистически меньше.

Вероятно, связь наличия гипса в почвах и повышенного содержания магния определяется совместным формированием гипсовых отложений в лагунно-континентальных и лагунно-морских условиях при засушливом климате с другими хемогенными осадками (каменной солью, доломитами и известняками). Так, на европейской

части России (Астраханская, Волгоградская, Воронежская, Саратовская, Самарская области, а также Республика Татарстан) формирование засоленных почв, содержащих гипс, происходит на пермских морских отложениях. Также на морских отложениях пермского периода формируются гипсодержащие почвы в Оренбургской области и Башкортостане. Формирование гипсодержащих почв Хакасии, Красноярского края и Тувы происходит на породах девона, а в Иркутской области на кембрийских засоленных морских отложениях. Нередко гипс формируется вместе с магнезитом, например, в Актальском месторождении Тувы.

Тем не менее, нельзя исключать методическую составляющую. При получении водной вытяжки из гипсодержащих почв растворенный Ca^{2+} может вступать в обменные реакции с Mg^{2+} и Na^+ ППК, вытесняя их и увеличивая долю этих катионов в водной вытяжке.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андреев Б.В. Теоретические основы повышения плодородия солонцов и солонцеватых почв. Автореф. дис. ... д. с.-х. н. Омск, 1956. 18 с.
2. Базилевич Н.И., Панкова Е.И. Опыт классификации почв по засолению // Почвоведение. 1968. № 11. С. 3–16.
3. Гончарова Н.А. Особенности генезиса малонатриевых солонцов и каштановых солонцеватых почв Поволжья. Автореф. дис. ... к. с.-х. н. М., 1969. 20 с.
4. Градобоев Н.Д. Природные условия и почвенный покров левобережной части Минусинской впадины // Тр. Южно-Минус. экп. Почвы Минусинской впадины. М.: Изд-во АН СССР, 1954. С. 7–184.
5. Засоленные почвы России. М.: ИКЦ “Академкнига”, 2006. 854 с.
6. Красная книга почв Республики Татарстан. Казань: Фолиант, 2012. 191 с.
7. Магницкий К.П. Магниево-удобрения. М.: Сельхозгиз, 1952. 110 с.
8. Мартынов В.П. Почвы горного Прибайкалья. Улан-Удэ: Бурят. книж. изд-во, 1965. 165 с.
9. Минашина Н.Г., Гаврилова Г.К. Влияние сульфатно-магниевого засоления на урожай хлопчатника на мелиорированных гипсоносных почвах Ферганской опытной станции // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2007. Вып. 60. С. 11–19.
10. Минашина Н.Г., Шишов Л.Л., Гаврилова Г.Л. Гажевые солончаки юго-западной части Голодной степи, их почвенные растворы и генезис // Почвоведение. 2004. № 5. С. 527–536.
11. Мироненко Е.В., Пачепский Я.А., Понизовский А.А. Моделирование массообмена фаз почв на основе термодинамических уравнений физико-химических равновесий. Пушкино, 1981. 52 с.
12. Носин В.А. Почвы Тувы. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 142 с.
13. Панкова Е.И., Голованов Д.Л., Соловьев Д.А., Ямнова И.А. История формирования и особенности почвенно-литолого-геоморфологического строения Джизакской степи как основа ее природного районирования // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2021. Вып. 107. С. 33–60. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2021-107-33-60>
14. Панкова Е.И., Ямнова И.А. Формы солевых аккумуляций в гидроморфных хлоридных и сульфатных солончаках Монголии // Почвоведение. 1980. № 2. С. 99–108.
15. Понизовский А.А., Пинский Д.Л., Воробьева Л.А. Химические процессы и равновесия в почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 102 с.
16. Руководство по лабораторным методам исследования ионно-солевого состава нейтральных и щелочных минеральных почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1990. 236 с.
17. Турдалиев Ж.М., Мансуров Ш.С., Ахмедов А.У., Абдурахмонов Н.Ю. Засоленность почвогрунтов и грунтовых вод Ферганской долины // Научное обозрение. Биол. науки. 2019. № 2. С. 10–15. <https://science-biology.ru/ru/article/view?id=1139> (дата обращения: 09.01.2023).
18. Убугунов В.Л. Солонцы севера Баргузинской котловины (Бурятия, Россия) // Вестник Кыргызского нац. аграрного ун-та им. К.И. Скрябина. 2017. № 2. С. 56–60.
19. Хитров Н.Б., Панкова Е.И., Новикова А.Ф., Черноусенко Г.И., Ямнова И.А. Теоретические и методические основы предотвращения вторичного засоления почв // Научные основы предотвращения деградации почв (земель) сельскохозяйственных угодий России и формирования систем воспроизводства их плодородия в адаптивно-ландшафтном земледелии. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2013. Т. 1. С. 383–464.
20. Черноусенко Г.И. Засоленные почвы котловин юга Восточной Сибири. М.: МАКС Пресс, 2022. 480 с.
21. Черноусенко Г.И., Курбатская С.С. Засоленность почв разных природных зон котловинных ландшафтов Тувы // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1296–1311. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17110041>
22. Черноусенко Г.И., Лопатовская О.Г., Ямнова И.А. Распространение, химизм и генезис засоленных почв Предбайкалья // География и природные ресурсы. 2005. № 2. С. 84–92.
23. Шеуджен А.Х., Бондарева Т.Н., Онищенко Л.М., Бочко Т.Ф., Лебедевский И.А., Осипов М.А., Есипенко С.В. Содержание и формы соединений магния в черноземе выщелоченном Западного Предкавказья в условиях агрогенеза // Научный журн. Куб.

- ГАУ. 2015. № 112.
<http://ej.kubagro.ru/2015/08/pdf/124.pdf>.
24. Ямнова И.А. Микроморфологическая и минералогическая диагностика засоления почв. Автореф. дис. ... канд. биол. н. М., 1990. 24 с.
 25. Ямнова И.А., Черноусенко Г.И. Гипсоносные гажевые почвы суббореального пояса Евразии // Почвоведение. 2023. № 1. С. 3–19.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22600603>
 26. Ямнова И.А., Черноусенко Г.И., Сотнева Н.И. Засоление почв дельты р. Волги и района Западных ильменей // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2005. Вып. 57. С. 31–43.
 27. Acosta J.A., Faz A., Jansen B., Kalbitz K., Martínez–Martínez S. Assessment of salinity status in intensively cultivated soils under semiarid climate, Murcia, SE Spain // J. Arid Environ. 2011. V. 75. P. 1056–1066.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.05.006>
 28. Al-Dulaijan S.U. Sulfate resistance of plain and blended cements exposed to magnesium sulfate solutions // Construction and Building Materials. 2007. V. 21. P. 1792–1802.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2006.05.017>
 29. Chernousenko G.I., Yamnova I.A. Gazha Soils of Russia // 19th International Multidisciplinary Scientific Geo-Conference SGEM 2019: conference proceedings. Albena, Bulgaria, 30 June–6 July, 2019. Sofia, 2019. V. 19. P. 231–238.
<https://doi.org/10.5593/sgem2019/3.2/S13.031>
 30. Fu Z., Wang P., Sun J., Lu Z., Yang H., Liu J., Xia J., Li T. Composition, seasonal variation, and salinization characteristics of soil salinity in the Chenier Island of the Yellow River Delta // Global Ecology and Conservation. 2020. V. 24. P. e01318.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01318>
 31. Gebremeskel G., Gebremicael T.G., Kifle M., Meresa E., Gebremedhin T., Girmay A. Salinization pattern and its spatial distribution in the irrigated agriculture of Northern Ethiopia: An integrated approach of quantitative and spatial analysis // Agricultural Water Management. 2018. V. 206. P. 147–157.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.05.007>
 32. Langmuir D. Thermodynamic properties of phases in the system CaO–MgO–CO₂–H₂O // Geol. Soc. Am. Spec. Pap. 1964. V. 82. P. 120.
 33. Ngabire M., Wang T., Xue X., Liao J., Sahbeni G., Huang C., Duan H., Song X. Soil salinization mapping across different sandy land-cover types in the Shiyang River Basin: A remote sensing and multiple linear regression approach // Remote Sensing Applications: Society and Environment. 2022. V. 28. P. 100847.
<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100847>
 34. Pessoa L.G.M., Freire M.B.G. dos S., Green C.H.M., Miranda M.F.A., Filho J.C. de A., Pessoa W.R.L.S. Assessment of soil salinity status under different land-use conditions in the semiarid region of Northeastern Brazil // Ecological Indicators. 2022. V. 141. P. 109139.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109139>
 35. Pfitzner K.S., Harford A.J., Whiteside T.G., Bartolo R.E. Mapping magnesium sulfate salts from saline mine discharge with airborne hyperspectral data // Sci. Total Environ. 2018. V. 640–641. P. 1259–1271.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.396>
 36. Rusati P.K., Song K.-I. Magnesium chloride and sulfate attacks on gravel-sand-cement-inorganic binder mixture // Construction and Building Materials. 2018. V. 187. P. 565–571.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.07.149>
 37. Wang X., Zhang H., Zhang Z., Zhang C., Zhang K., Pang H., Bell S.M., Li Y., Chen J. Reinforced soil salinization with distance along the river: A case study of the Yellow River Basin // Agricultural Water Management. 2023. V. 279. P. 108184.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108184>
 38. Winland H.D. Stability of calcium carbonate polymorphs in warm, shallow seawater // J. Sedimentary Res. 1969. V. 39. № 4. P. 1579–1587.
 39. Yu P., Liu S., Yang H., Fan G., Zhou D. Short-term land use conversions influence the profile distribution of soil salinity and sodicity in northeastern China // Ecological Indicators. 2018. V. 88. P. 79–87.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.017>
 40. Zhao G., Li J., Han F., Shi M., an H. Sulfate-induced degradation of cast-in-situ concrete influenced by magnesium // Construction and Building Materials. 2019. V. 199. P. 194–206.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.12.022>

Magnesium in Saline Gypsum-Containing Soils of Russia

G. I. Chernousenko^{1, *}, N. B. Khitrov^{1, **}, and E. I. Pankova¹

¹Dokuchaev Soil Science Institute, 7, Moscow, 119017 Russia

*e-mail: chergi@mail.ru

**e-mail: khitrovn@gmail.com

Statistical analysis of 3802 samples of saline soils from different regions of Russia made possible to substantiate observations of a higher proportion of magnesium in soils containing gypsum compared to saline soils without gypsum. Gypsum is not a toxic salt and its presence does not lead to an increase in salinity. The increase of the salinity degree is mainly associated with sodium and magnesium salts, with the proportion of sodium more often than the proportion of magnesium. The article statistically substantiates that

in the studied saline soils that do not contain gypsum, among the cations in the water extract (1 : 5), sodium most often dominates at any degree of salinity. The appearance of gypsum in the soil profile is accompanied by a significant increase in the proportion of magnesium. With a low and medium degree of salinity in horizons containing more than 1% gypsum, according to the median, as well as the arithmetic mean, upper quartile and maximum, the proportion of magnesium from the sum of sodium and magnesium in the water extract (1 : 5) is often more than 50%. Even at a strong and very strong degree of salinity, the proportion of magnesium in gypsum-containing horizons is significant and amounts to 43 and 31%, respectively, on the median, which is 5.8–6.7 times higher than the proportion of magnesium in gypsum-free horizons of the same degree of salinity.

Keywords: gypsum, salinity chemistry, degree of salinity, cations, anions, magnesium, sodium, water extract, Calcic Gypsic Chernozem, Calcic Gypsisol, Haplic Gypsisol

УДК 550.4:631.4:502.1(470.343)

ОСОБЕННОСТИ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВ СРЕДНЕГО ТЕЧЕНИЯ р. БОЛЬШАЯ КОКШАГА

© 2023 г. А. В. Исаев^{а, *} (ORCID: 0000-0002-3166-7962), Ю. П. Демаков^{а, б,} Р. Н. Шарафутдинов^с

^аГосударственный природный заповедник “Большая Кокшага”,
ул. Воинов-Интернационалистов, 26, Йошкар-Ола, 424038 Россия

^бПоволжский государственный технологический университет,
пл. Ленина, 3, Йошкар-Ола, 424000 Россия

^сНабережночелнинский институт Казанского (Приволжского) федерального университета,
пр-т Мира, 68/19, Набережные Челны, 423810 Россия

*e-mail: avsacha@yandex.ru

Поступила в редакцию 07.12.2022 г.

После доработки 13.03.2023 г.

Принята к публикации 13.03.2023 г.

Оценено содержание химических элементов в аллювиальных почвах среднего течения р. Большая Кокшага, наследующих состав от литологической основы двух минерало-геохимических провинций Центрально-Русской и Приуральской, что позволило установить пределы содержания валовых форм элементов и их фоновые концентрации, заложить основу для ведения мониторинга по контролю за состоянием окружающей среды на территории заповедника “Большая Кокшага”. В аллювиальных почвах и песках береговых отмелей установлено содержание 34 химических элементов, из которых наиболее распространенными являются Si, Al, Fe, Ca, K, Mg, Na, Ti, Mn, P, S с содержанием >1 г/кг. Концентрации многих элементов достоверно различаются по типам почв, наибольшее сходство выявлено между луговыми и перегнойно-глеевыми. По сравнению с аллювиальными почвами пески береговых отмелей характеризуются максимальным содержанием Si и минимальным всех остальных элементов. Дерновые почвы отличаются наименьшим содержанием элементов, за исключением Si, луговые и перегнойно-глеевые накапливают больше Al, Fe, K, Na, Mg, Ti, Mn, Ba, Cr, Zn, Ni, V и As, иловато-торфяные, представляющие собой высокоминерализованные торфяные залежи, накапливают больше Ca, S, P, Sr, Cl и Rb. Установлено, что аллювиальным почвам свойственен высокий естественный уровень содержания As, Cu, V, P, Zr, Ni и Zn, превышающий кларки ($K_k = 1.5-2$), и низкий – Al, K, Mg, Ti, Sr, Rb, Na, Cl и Ca ($K_k < 1$), содержание остальных элементов сопоставимо с кларковыми значениями.

Ключевые слова: пойменные экотопы, Fluvisols, химические элементы, кларки концентрации, фоновые концентрации

DOI: 10.31857/S0032180X22601505, **EDN:** VONZKH

ВВЕДЕНИЕ

Одной из важнейших задач современной геоэкологии является выявление закономерностей изменения ландшафтов под действием комплекса абиотических, биотических и антропогенных факторов, решить которую невозможно без изучения процессов развития почв, являющихся естественным монитором происходящих процессов, отражающим и сохраняющим в наборе всех своих признаков историю географической среды [14, 16, 31, 34, 37]. Получить полное представление о генезисе почвенного покрова, являющегося важнейшим объектом геоэкологических исследований, определить источники поступления и скорость миграции элементов в геосистемах, оценить мощность природной или техногенной ано-

малий, а также емкость геохимических барьеров, позволяет химический состав почв [16, 31, 38, 45].

В современный период развития цивилизации остро стоит проблема выявления техногенного загрязнения окружающей среды, при котором почва выступает в качестве мощного природного геохимического буфера и аккумулятора многих вредных для биоты химических элементов [5, 8, 9, 27, 29, 35, 40]. Для того чтобы объективно оценить степень и масштабы загрязнения, необходимо установить их фоновые концентрации, которые являются предметом изучения многих исследователей [3, 11, 18, 29, 37]. Для этого наилучшим образом подходят особо охраняемые природные территории, являющиеся наилучшими индикаторами глобальных изменений среды, поскольку

воздействие здесь локальной антропогенной деятельности минимально [24, 37, 45].

В настоящее время накоплен обширный материал по геохимии почв [2–5, 11, 13, 15, 18, 27, 30, 34–37, 41–45], в котором приведены фоновые концентрации элементов для различных регионов нашей страны, что позволило оценить степень загрязнения антропогенно-измененных территорий и разработать эффективные приемы борьбы с ним. Подобных исследований на территории Республики Марий Эл пока еще очень мало, а имеющиеся работы затрагивают в основном ее восточную возвышенную часть [13, 33]. Результаты оценки валового химического состава почв речных пойм Марийского Заволжья отражены в работе Добровольского [15]. Приведенные в них данные фрагментарны и не позволяют определить фоновые концентрации элементов с необходимой точностью.

Все вышесказанное свидетельствует об актуальности изучения региональных геохимических особенностей почв, поскольку объем накопленных знаний по этому вопросу остается еще недостаточно полным и требует дальнейших работ по оценке их элементного состава.

Цель работы — оценка эколого-геохимического состояния аллювиальных почв среднего течения р. Большая Кокшага в пределах одноименного заповедника. Для ее достижения были решены следующие задачи: 1) определено содержание валовых форм элементов и установлены их фоновые концентрации; 2) установлена геохимическая специфика; 3) обоснована необходимость установления фоновых концентраций химических элементов на локальном и региональном уровнях для адекватной оценки возможной степени загрязненности почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования явились аллювиальные почвы, а также пески береговых отмелей, сформировавшиеся в пойме среднего течения р. Большая Кокшага в пределах территории одноименного заповедника, который расположен в умеренном климатическом поясе атлантико-континентальной области центрального агроклиматического района Республики Марий Эл [1]. В тектоническом отношении он находится на восточной окраине Русской платформы в пределах Волго-Уральской антеклизы и Чебоксарского прогиба [6]. На территории заповедника, лесистость которой составляет 96%, преобладают аккумулятивные формы рельефа, представленные речными долинами и зандровыми равнинами.

Протяженность р. Большая Кокшага, которая является левым притоком р. Волга и берет начало в Кировской области, составляет 294 км. Литоло-

гическая основа ее бассейна представлена покровными валунными и лёссовидными суглинками, глинами и лёссами [27, 35]. В пределах Республики Марий Эл протяженность реки составляет 156 км, а литологическая основа представлена мощной толщей древнеаллювиальных и современных аллювиальных песков и супесей [33]. Долина реки имеет хорошо выраженную двухстороннюю почти симметричную пойму шириной до 4 км и надпойменные террасы. Поверхность поймы неровная, грядово-западинная, заболоченная, прорезанная старицами. Основными типами русловых процессов является побочневый и свободное меандрирование.

В пойменных лесах доминируют дубово-липовые фитоценозы с примесью вяза гладкого (*Ulmus laevis* Pall.), осины (*Populus tremula* L.), березы пушистой (*Betula alba* L.) и ольхи черной (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) [19]. Почвенный покров пойм представлен аллювиальными (Fluvisols) дерновыми, луговыми поверхностно-оглеенными, перегнойно-глеевыми и иловато-торфяными почвами.

Изучение элементного состава почв, названия которых даются в соответствии с [25], проведено на 32 временных пробных площадях размером 50 × 50 м, заложенных в 2004–2005 гг. на двух трансектах, пересекающих пойму реки от русла до первой надпойменной террасы, на участках, различающихся по типам русловых процессов и элементам рельефа [19]. В 2016–2019 гг. на них проводили отбор образцов почвы методом конверта в пятикратной повторности почвенным буром Maulwürf с глубины 0–10, 10–20, 20–40, 40–60 и 60–80 см; на большей глубине они подстилаются, как правило, рыхлопесчаным аллювием русловой фации [19]. Наносы песков береговых отмелей (7 участков) отбирали с поверхности до глубины 10 см почвенным буром в трехкратной повторности. Образцы лесной подстилки не отбирали, поскольку на многих участках она была смыта половодьем. Для каждого слоя почв в пределах временных пробных площадей сформировали смешанный образец. В общей сложности проанализировали 125 образцов почв и 7 образцов песков береговых отмелей.

Аллювиальные дерновые слоистые почвы представлены пятью временными пробными площадями, дерновые оподзоленные — одной, луговые поверхностно-оглеенные — одиннадцатью, перегнойно-глеевые — шестью и иловато-торфяные почвы — двумя. Более подробно объекты исследования рассмотрены ранее [19, 20, 22, 23]. Здесь приводим краткое описание.

Дерновые почвы, формирующиеся преимущественно в прирусловой части поймы, имеют маломощный профиль, гумусовый горизонт составляет от 10 до 30 см. Ниже залегает гумусово-иллю-

виальный горизонт, подстилаемый песчаными отложениями, почти не обнаруживающими признаков развития почвенных процессов. Они имеют легкий гранулометрический состав, признаки ожелезнения профиля отсутствуют. Уровень грунтовых вод находится глубже 200 см, а продолжительность затопления составляет от 23 до 35 дней. На них формируются дубово-липово-вязовые древостои II–III классов бонитета. На гривах с низкой продолжительностью затопления (до 20 дней) формируются более зрелые дерновые оподзоленные почвы, у которых под маломощным (15 см) гумусовым горизонтом обнаруживается гумусово-элювиальный, подстилаемый с глубины 80–90 см песчано-глинистыми отложениями. Уровень грунтовых вод находится на глубине 260 см. Произрастают дубово-липово-еловые древостои I–II класса бонитета.

Луговые поверхностно-оглеенные почвы, имеющие тяжелый гранулометрический состав, занимают центральную область поймы. Гумусовый горизонт мощностью 10–15 см хорошо оструктурен, ореховато-зернистый, рыхлый, насыщен мелкими корнями растений. Под ним залегает более уплотненный переходный гумусово-иллювиальный горизонт, часто с признаками оглеения и/или ожелезнения в виде охристых или сизых примазок, реже дробовин различного размера (от 0.25 до 9 мм). Ниже находится сильноуплотненный иллювиальный горизонт, оглеенный с пятнами ожелезнения. Мощность профиля не превышает, как правило, 80–90 см; подстилаются они рыхлыми оглеенными песчаными отложениями, затапливаются на 30–35 дней. На этих почвах формируются дубово-липовые древостои с примесью вяза гладкого и осины, преимущественно III класса бонитета.

Болотные почвы формируются в центральной и притеррасной частях поймы при близком залегании уровня грунтовых вод, часто достигающих дневной поверхности. Срок их затопления превышает 40 дней. Перегнойно-глеевые почвы имеют двучленное строение профиля: минеральные горизонты чередуются с высокоминерализованными торфяными. Они бесструктурные, вязкие, сильнооглеенные с ржавыми примазками. Иловато-торфяные почвы представлены торфяным материалом разной степени разложения. На болотных почвах формируются черноольховые древостои с незначительной примесью березы пушистой и ивы пепельной (*Salix cinerea* L.).

Методика. Содержание валовых форм элементов и потерь при прокаливании (ППП) определяли в научно-исследовательском центре “ГеоЛаб” института геологии и нефтегазовых технологий Казанского (Приволжского) федерального университета с помощью рентгенофлуоресцентного волнодисперсионного спектрометра S8 Tiger

(Bruker, Германия) по стандартизированной методике Geoquant® фирмы Bruker. Полученные минимальные значения содержания элементов не выходили за пределы чувствительности использованной аппаратуры.

Для каждого типа аллювиальных почв в пределах исследуемой глубины профиля вычисляли величину среднеарифметического содержания каждого из элементов, а также пределы его изменчивости, что позволило оценить их синлитогенный генезис. Расчет фоновых концентраций проведен на основе полученных результатов для верхнего слоя 0–10 см с использованием статистического метода [29]. Кларк концентрации (K_k) рассчитывали согласно [24]. Для выявления геохимической специализации ландшафтов использовали значения кларков элементов верхней части континентальной земной коры, предложенные в работе [24]: Al, Fe, Ti, Mn, P, Sr, Cr, Zn, Ni и As по [14]; K, Ca, Na, Mg и Ba по [43]; Cu и V по [41]; Zr и Rb по [7]; и S по [44].

Статистическую обработку данных проводили с использованием пакета прикладных программ Excel и Statistika 6.0. Для обнаружения влияния различных факторов (тип почвы и слой) на содержание элементов использовали двухфакторный дисперсионный анализ с фиксированными эффектами (модель I) [39], в котором повторностями являлись слои почвы. Результаты дисперсионного анализа фильтровали с помощью критерия Левена, применяемого для подтверждения равенства дисперсий. В случае неподтверждения различий проводили логарифмирование данных и повторный расчет.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Элементный состав песчаных отложений береговых отмелей. Песчаные отложения формируются на вершинах излучин русла реки и имеют незначительное распространение на территории района исследования. Они характеризуются доминированием Si, содержание которого составляет в среднем 454 г/кг и изменяется крайне слабо; концентрация других элементов очень мала и изменчива (табл. 1). Величина ППП составляет в среднем 0.63%. Ранговый ряд химических элементов по усредненному их содержанию имеет следующий вид: Si > Al > Fe > K > Na > Mg > Ca > Ti > Cr > Mn > P > S > Zr. В единичных пробах песков обнаружены Cu, Ni, Sr, Zn, Pd, Ru, Ag, Cl и Mo. Данные по элементному составу песков можно использовать в качестве эталона, считая его отправной точкой в развитии дерновых почв, для которых они выступают в качестве материнской породы.

Элементный состав аллювиальных почв. В аллювиальных почвах установлено содержание

Таблица 1. Содержание наиболее распространенных химических элементов и величина потери при прокаливании в песках береговых отмелей, $n = 7$

Показатель	ППП, %	Содержание элемента, г/кг*						
		Si	Al	Fe	K	Na	Mg	Ca
M_x	0.63	454.1	5.5	3.8	1.4	0.88	0.80	0.64
max	0.79	455.5	7.7	8.9	1.9	1.27	1.24	0.93
min	0.41	451.5	3.9	2.7	1.0	0.63	0.39	0.41
Размах	0.38	4.0	3.8	6.1	0.9	0.64	0.85	0.52
CV, %	21	0,3	23	58	21	26	35	27

* Здесь и далее ППП – потеря при прокаливании, M_x – среднее значение, max и min – максимальное и минимальное значение, CV – коэффициент вариации.

34 химических элементов, но наиболее распространенными являются только 22, которые по усредненной концентрации формируют следующий ранговый ряд: Si > Al > Fe > Ca > K > Mg > Na > Ti > Mn > P > S > Ba > Zr > V > Cl > Cr > Sr > Zn > Ni > Cu > Rb > As (табл. 2). Остальные элементы встречаются в малых количествах в единичных образцах. Среднее содержание Si в почвах составляет 277 г/кг; Al – 53; Fe – 46; K и Ca – около 10; Mg – 8; Na – 4.2; Ti – 3.1; Mn – 2.7; P и S – чуть более 1 г/кг, остальных элементов – менее 1 г/кг. Наиболее стабильно содержание Si, Al, K, Ti, Cr, Ni и Cu, наименее стабильно – Mn, P и S, а также величина ППП.

Все типы аллювиальных почв, как показали исследования, различаются между собой по содержанию химических элементов. Так, дерновые почвы, которые являются самыми молодыми и характеризуются наиболее легким гранулометрическим составом (преимущественно супеси и легкие суглинки) [23], характеризуются самыми низкими значениями ППП, наименьшей концентрацией всех элементов, но наиболее высоким содержанием Si (табл. 3). По содержанию Na они занимают второе место после луговых, а по K и Cr – третье. Для дерновых почв характерен высокий разброс между максимальными и минимальными значениями содержания по многим элементам, что связано с более высокой их концентрацией в гумусовых горизонтах и низкой – в подстилаемых песчаных слоях (60–80 см), почти полностью лишенных визуальных признаков почвообразования [19]. Так, максимальное содержание Si в глубоких слоях лишь немногим уступает таковому в песках береговых отмелей, а минимальное отмечается в гумусовых горизонтах на участках, удаленных от русла реки на расстоянии 500 м. Последние в настоящее время испытывают поемный режим, более свойственный для центральной части поймы.

Луговые поверхностно-оглеенные почвы являются самыми “богатыми” по содержанию большинства элементов. В них почти во всех го-

ризонтах содержатся V и As, тогда как в других они встречаются sporadически; чаще в них, преимущественно в верхних слоях, встречается и Cl. Содержание Si в них ниже, чем в дерновых: минимальные его значения свойственны самым верхним, а максимальные – нижним слоям почвы. Средние величины содержания Al и Fe весьма близки между собой, хотя разброс значений у Fe более значителен. Для этого типа почв характерно очень большое содержание Fe и Mn, что связано с высокой степенью ожелезнения, выраженного в наличии охристых стяжений по всей толщине отдельных горизонтов (преимущественно слой 10–20 см). В некоторых горизонтах обнаружены Fe–Mn-ортштейны, но содержание Fe не превышает 70–75 г/кг, а Mn – 2–2.5 г/кг. Минимальные значения этих элементов (17.3 г/кг и 157.8 мг/кг) выявлены в глинисто-песчаных прослойках на глубине 60–80 см, которые являются подстилающими и представлены отложениями аллювия русловой фации. Перегнойно-глеевые почвы по содержанию многих элементов схожи с луговыми, а по содержанию Cu, Rb и Cl – с иловато-торфяными.

Несмотря на равенство средних значений, пределы варьирования содержания некоторых элементов существенно различны. Так, в луговых почвах максимум содержания Sr составляет 172, а в перегнойно-глеевых – 410 мг/кг. В последних высоки пределы варьирования содержания P и S, максимальные значения которых могут достигать 12.6 и 11.3 г/кг соответственно, а минимальные – 245 и 188 мг/кг. Иловато-торфяные почвы отличаются наибольшим содержанием биофильных элементов (Ca, S, P и Sr), а также Rb и Cl. Содержание литофильных элементов в них значительно ниже, например, у Si оно может опускаться до 80.5 г/кг, а у Al – до 21.7 г/кг.

Особого внимания заслуживают особенности изменения содержания в почвах Zr, являющегося инертным малоподвижным элементом в любой геохимической обстановке [38]. В дерновых, луговых и перегнойно-глеевых почвах среднее его

Таблица 2. Статистические показатели величины потери при прокаливании и содержания химических элементов в аллювиальных почвах

Элемент, размерность	Статистический показатель						
	<i>n</i>	M_x	max	min	CV	A	E
ППП, %	125	17.8	68.0	0.8	82.7	1.358	1.914
Si, г/кг	125	276.9	442.7	80.5	31.8	0.200	−0.443
Al, г/кг	125	53.3	80.2	9.5	36.4	−0.770	−0.640
Fe, г/кг	125	46.5	147.4	7.8	58.2	1.098	1.854
Ca, г/кг	125	9.6	33.9	0.8	58.6	1.375	3.749
K, г/кг	125	9.3	15.3	2.4	34.3	−0.250	−0.767
Mg, г/кг	125	8.0	13.2	0.8	43.6	−0.519	−0.983
Na, г/кг	125	4.2	10.4	0.6	53.2	0.499	−0.355
Ti, г/кг	125	3.1	4.9	0.3	39.9	−0.778	−0.529
Mn, г/кг	125	2.7	39.6	0.1	205.1	4.421	22.867
P, г/кг	123	1.3	12.7	0.06	110.1	4.455	29.934
S, г/кг	123	1.1	11.3	0.07	174.1	3.309	12.673
Ba, г/кг	114	0.8	3.5	0.16	69.2	2.900	11.237
Zr, мг/кг	125	250.6	942.0	31.5	73.1	1.656	2.983
V, мг/кг	59	152.0	263.8	37.0	25.8	−0.168	1.066
Cl, мг/кг	44	148.6	311.0	68.0	35.5	1.114	1.020
Cr, мг/кг	120	123.3	194.3	29.4	31.8	−0.286	−0.665
Sr, мг/кг	125	123.1	482.8	18.2	61.7	2.514	8.195
Zn, мг/кг	122	90.4	216.9	16.0	48.5	0.180	−0.366
Ni, мг/кг	122	75.1	147.8	23.0	38.0	0.087	−0.451
Cu, мг/кг	123	68.9	135.0	29.1	38.2	0.818	−0.019
Rb, мг/кг	120	47.5	134.4	11.0	48.1	0.409	0.692
As, мг/кг	67	22.9	77.2	10.0	59.6	1.962	4.775

Примечание. *n* — объем выборки, A — коэффициент асимметрии, E — коэффициент эксцесса.

содержание примерно одинаково, а в иловато-торфяных — почти в 2.5 раза ниже. Для содержания Zr также отмечается значительный разброс (в 8–30 раз) между максимальными и минимальными значениями, что может быть связано с составом аллювиальных отложений [21].

На основе полученных данных были вычислены фоновые концентрации элементов для каждого типа аллювиальных почв и песков береговых отмелей (табл. 4), которые послужат отправной точкой для организации фонового мониторинга почвенного покрова на территории заповедника.

Дисперсионный анализ показал, что типы аллювиальных почв достоверно различаются между собой по концентрации большинства химических элементов, слои почв отличаются лишь по величине ППП, а также по концентрации Si, Al, P, Zn и Rb. Изменчивость величины ППП и содержания Si, Al, K, Mg, Ti, Ni, Zn, Cu и Rb в большей степени связана с типом почвы (доля влияния этого фактора составляет более 50%) нежели

со слоем, а Na, P, Zr и Cr — с шумами (ошибками), которые обусловлены действием различных неучтенных факторов. Содержание Fe, Ca, Mn, Ba, S и Sr в выборках каждого типа почв имеет, как установлено с помощью критерия Левена, очень большую изменчивость, что не позволяет оценивать достоверность различий с помощью дисперсионного анализа.

Установлено, что все типы аллювиальных почв достоверно различаются между собой по величине ППП (табл. 5), которая может являться надежным диагностическим признаком, объективно отражающим характер почвообразовательного процесса в поймах рек. Дерновые почвы не отличаются от луговых по содержанию Na и Zr, от иловато-торфяных — K, Mg, Mn и Cr, а от перегнойно-глеевых — только Zr, хотя условия образования всех этих почв различны. Луговые почвы весьма схожи по содержанию большинства химических элементов с перегнойно-глеевыми и только по P, Ba, Zn, Ni, Rb — с иловато-торфяными.

Таблица 3. Содержание элементов в различных типах аллювиальных почв

Элемент, размерность	Среднее значение и пределы изменения концентрации элементов*			
	дерновые	луговые	перегнойно-глеевые	иловато-торфяные
ППП, %	$\frac{4.0}{0.8-18.1}$	$\frac{15.5}{2.4-34.8}$	$\frac{24.3}{10.7-53.3}$	$\frac{52.4}{32.4-68.0}$
Si, г/кг	$\frac{398.5}{286.1-442.7}$	$\frac{258.37}{143.9-384.4}$	$\frac{236.31}{128.8-277.6}$	$\frac{135.74}{80.5-220.2}$
Al, г/кг	$\frac{27.0}{9.5-58.4}$	$\frac{65.2}{39.7-75.4}$	$\frac{62.6}{35.8-80.2}$	$\frac{38.2}{21.7-55.1}$
Fe, г/кг	$\frac{17.5}{7.8-42.2}$	$\frac{64.9}{17.5-147.4}$	$\frac{45.8}{25.5-90.3}$	$\frac{33.6}{28.0-38.3}$
K, г/кг	$\frac{6.3}{2.43-14.2}$	$\frac{10.9}{6.6-15.3}$	$\frac{10.5}{7.2-14.9}$	$\frac{5.8}{4.2-7.8}$
Ca, г/кг	$\frac{3.8}{0.81-12.4}$	$\frac{9.2}{3.8-15.3}$	$\frac{12.6}{8.4-24.9}$	$\frac{20.4}{10.6-33.9}$
Na, г/кг	$\frac{4.6}{1.7-7.9}$	$\frac{5.3}{1.9-10.4}$	$\frac{3.1}{1.1-6.0}$	$\frac{1.1}{0.6-2.0}$
Mg, г/кг	$\frac{3.5}{0.8-9.4}$	$\frac{10.6}{3.7-13.2}$	$\frac{9.1}{5.6-11.8}$	$\frac{4.8}{2.3-7.5}$
Ti, г/кг	$\frac{1.4}{0.3-3.7}$	$\frac{3.9}{1.7-4.9}$	$\frac{3.8}{2.4-4.9}$	$\frac{2.4}{1.6-3.0}$
Mn, мг/кг	$\frac{443.4}{125.0-1887.2}$	$\frac{5495.0}{157.8-39638.5}$	$\frac{757.6}{285.0-1500.0}$	$\frac{604.6}{388.8-822.5}$
P, мг/кг	$\frac{481.1}{55.0-1591.7}$	$\frac{1572.1}{119.3-5974.6}$	$\frac{1603.1}{245.3-12661.0}$	$\frac{1638.7}{724.5-2975.1}$
S, мг/кг	$\frac{293.0}{67.0-968.4}$	$\frac{360.5}{70.8-1079.0}$	$\frac{2140.5}{188.6-11337.0}$	$\frac{3909.2}{1669.1-6229.9}$
Ba, мг/кг	$\frac{300.5}{161.0-668.8}$	$\frac{958.4}{335.3-3460.8}$	$\frac{745.2}{455.0-1325.6}$	$\frac{690.5}{515.9-827.6}$
Zr, мг/кг	$\frac{246.5}{31.5-942.0}$	$\frac{256.2}{82.7-917.2}$	$\frac{291.9}{85.9-717.3}$	$\frac{107.9}{60.7-210.2}$
Cr, мг/кг	$\frac{94.7}{45.0-192.3}$	$\frac{139.5}{79.2-188.9}$	$\frac{131.8}{29.4-194.3}$	$\frac{84.2}{41.1-132.7}$
Sr, мг/кг	$\frac{73.5}{18.2-276.5}$	$\frac{122.5}{65.6-172.0}$	$\frac{123.5}{75.3-410.1}$	$\frac{274.1}{77.8-482.8}$
Zn, мг/кг	$\frac{37.5}{16.0-107.4}$	$\frac{105.8}{28.5-216.9}$	$\frac{107.3}{66.7-204.9}$	$\frac{97.4}{68.3-140.6}$
Ni, мг/кг	$\frac{38.6}{23.0-74.2}$	$\frac{88.9}{31.0-147.8}$	$\frac{83.5}{51.1-116.3}$	$\frac{73.2}{60.5-81.7}$
Cu, мг/кг	$\frac{41.4}{29.1-60.0}$	$\frac{62.2}{38.5-89.2}$	$\frac{97.4}{55.1-135.0}$	$\frac{97.3}{71.1-119.8}$
Rb, мг/кг	$\frac{19.3}{8.0-54.5}$	$\frac{52.5}{18.3-84.1}$	$\frac{57.4}{28.4-134.4}$	$\frac{61.1}{32.0-94.2}$

Таблица 3. Окончание

Элемент, размерность	Среднее значение и пределы изменения концентрации элементов*			
	дерновые	луговые	перегнойно-глеевые	иловато-торфяные
V, мг/кг	Не обнаружен	$\frac{155.7}{72.7-214.0}$	$\frac{155.4}{79.5-263.8}$	$\frac{140.5^{**}}{95.8-194.4}$
As, мг/кг	$\frac{10.3^{**}}{4.8-18.0}$	$\frac{24.7}{9.1-77.2}$	$\frac{24.5}{18.2-34.8}$	$\frac{17.0^{**}}{16.7-17.4}$
Cl, мг/кг	$\frac{107.3^{**}}{68.0-140.8}$	$\frac{146.3}{93.2-311.0}$	$\frac{179.0}{131.0-247.0}$	$\frac{184.8^{**}}{100.0-229.0}$

* Над чертой — среднее значение содержания элемента, под чертой — пределы изменений.

** Элементы встречаются в этих типах почв менее чем в 40% случаев.

Таблица 4. Локальное фоновое содержание элементов в аллювиальных почвах и песках береговых отмелей

Элемент, размерность	Значение фоновой концентрации химического элемента*				
	пески отмелей**	дерновые	луговые	перегнойно- глеевые	иловато- торфяные
Si, г/кг	455	397 ± 21	258 ± 11	251 ± 17	118 ± 15
Al, г/кг	7.7	54 ± 6.2	63 ± 1.5	64 ± 4	30 ± 3.6
Fe, г/кг	8.9	38 ± 5.0	72 ± 4.0	52 ± 4	31 ± 1.4
K, г/кг	1.9	13 ± 1.4	13 ± 0.6	12 ± 0.9	6.0 ± 0.8
Ca, г/кг	0.9	11 ± 1.6	14 ± 0.7	20 ± 2.3	23 ± 2.5
Na, г/кг	1.3	7.0 ± 0.6	5.7 ± 0.5	3.3 ± 0.5	1.1 ± 0.2
Mg, г/кг	1.2	8.3 ± 1.2	10.6 ± 0.4	9.2 ± 0.6	4.8 ± 1.0
Ti, г/кг	0.3	3.5 ± 0.5	4.2 ± 0.1	3.7 ± 0.2	2.2 ± 0.3
Mn, г/кг	0.2	1.8 ± 0.3	7.1 ± 1.0	1.2 ± 0.1	0.8 ± 0.1
P, г/кг	0.2	1.5 ± 0.2	2.3 ± 0.2	3.5 ± 0.6	2.9 ± 0.5
S, г/кг	0.1	1.0 ± 0.1	0.1 ± 0.05	2.3 ± 0.3	5.9 ± 0.7
Ba, мг/кг	—	566 ± 71	950 ± 65	847 ± 87	709 ± 80
Zr, мг/кг	76	709 ± 128	268 ± 21	478 ± 98	62 ± 1
Cr, мг/кг	172	180 ± 20	150 ± 6	143 ± 12	48 ± 3
Sr, мг/кг	—	127 ± 14	145 ± 7	278 ± 52	312 ± 13
Zn, мг/кг	—	98 ± 15	152 ± 10	151 ± 11	142 ± 4
Ni, мг/кг	—	69 ± 7	106 ± 6	104 ± 7	77 ± 7
Cu, мг/кг	39	58 ± 4	70 ± 2	131 ± 12	102 ± 13
Rb, мг/кг	—	46 ± 6	82 ± 6	107 ± 14	98 ± 13
V, мг/кг	—	—	157 ± 4	173 ± 24	—
Cl, мг/кг	—	—	220 ± 20	196 ± 12	216 ± 5
As, мг/кг	—	—	31 ± 3	—	—

* Приведена величина фоновой концентрации и ошибка среднего.

** Фоновые концентрации элементов в песках береговых отмелей приведены по максимальному их содержанию; прочерк означает отсутствие элемента.



Рис. 1. Расположение заповедника “Большая Кокшага” на территории Республики Марий Эл (слева) с указанием мест отбора проб почвы (справа), выделенных квадратом.

Это сходство обусловлено, по нашему мнению, однотипным генезисом луговых и перегнойно-глеевых почв, которые формировались из сходного по валовому и гранулометрическому составу аллювия с той лишь разницей, что последние в настоящее время заболочены. Иловато-торфяные почвы достоверно не отличаются от перегнойно-глеевых по концентрации в них P, Zn, Ni, Cu и Rb.

Геохимическая специфика почв. Построенные геохимические спектры (рис. 2) свидетельствуют о том, что по сравнению с кларком литосферы все типы аллювиальных почв обеднены Al (K_k 0.36–0.86), K (K_k 0.25–0.47), Mg (K_k 0.23–0.71), Na (K_k 0.04–0.22), Ca (K_k 0.15–0.79), Ti (K_k 0.37–0.99) и Rb (K_k 0.13–0.41); превышение отмечается только по Cu (K_k 1.5–3.6) и As (K_k 2.1–4.9). Дерновые почвы характеризуются также пониженным содержанием большинства химических элементов; помимо Cu и As в них накапливается также Zr, содержание Cr близко к кларковому. В луговых и перегнойно-глеевых почвах отмечается накопление P, Ni, Cr, Fe, Zn, Ba, Zr и V, а в иловато-торфяных – S, P и Ni. Луговые почвы в значительной степени обогащены Mn (K_k 7.1). В песках берего-

вых отмелей накапливается только Cr (K_k 1.6), содержание Cu приближается к кларковому, а остальных элементов ниже его.

Какими причинами может быть обусловлено варьирование содержания химических элементов в аллювиальных почвах? Ответ на этот вопрос сложен, так как пойма реки представляет собой своеобразный природный резервуар, в котором через элементный состав находит отражение геологическая история всего ее бассейна. Несомненно одно, что валовой состав почв унаследован от элементного состава аллювиальных отложений, а также от внутрипочвенного (латерального) стока элементов, растворенных в грунтовых водах и закрепленных в условиях поймы. В свою очередь аллювиальные отложения образуются в процессе геохимической дифференциации рыхлых отложений и наследуют характерные черты микроэлементного состава исходных пород, что отражается в провинциальных особенностях их состава [15]. Рассматриваемая территория расположена в восточной части Центрально-Русской минералого-геохимической провинции Восточно-Европейской равнины на стыке с Приуральской [16]. Здесь сказывается влияние Уральской области

Таблица 5. Матрица сходства аллювиальных почв по содержанию элементов и органического вещества

Почвы	Элементы, по содержанию которых почвы не различаются		
	дерновые	луговые	перегнойно-глеевые
Дерновые	—	—	—
Луговые	Na, Zr	—	—
Переогнойно-глеевые	Zr	Si, Al, K, Ti, P, Zr, Cr, Zn, Ni, Rb	—
Иловато-торфяные	K, Mg, Cr	P, Zn, Ni, Rb	P, Zn, Ni, Cu, Rb

Примечание. Матрица построена на основе дисперсионного анализа и сравнения экотопов по критерию Шеффе, различия достоверно значимы на уровне $p < 0.05$.

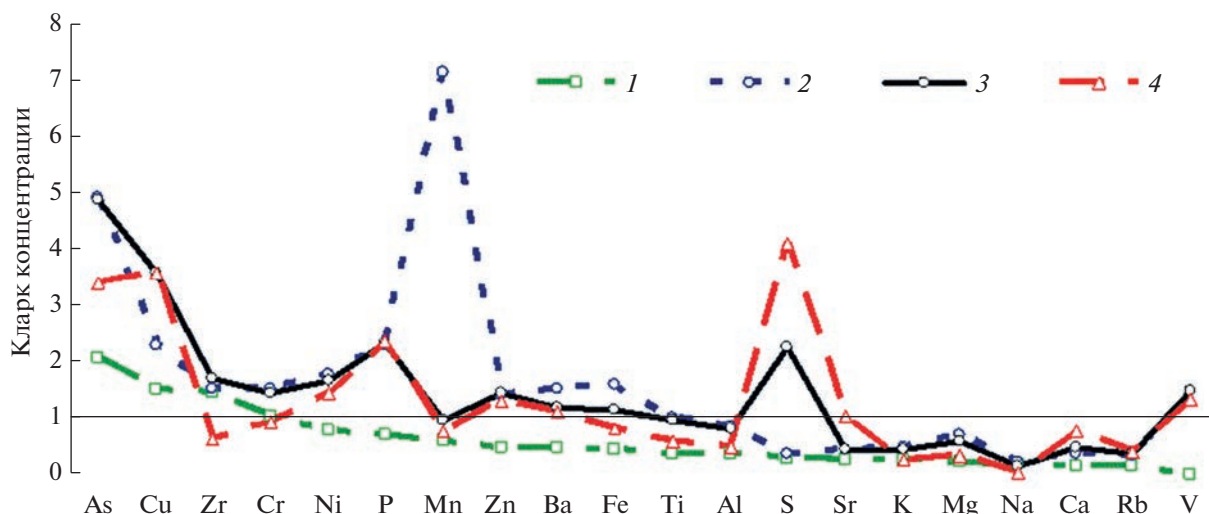


Рис. 2. Геохимический спектр содержания элементов в аллювиальных почвах (1 – дерновые; 2 – луговые; 3 – перегнойно-глеевые; 4 – иловато-торфяные).

сноса и кислых пород Балтийского щита. Таким образом, аллювиальные отложения наследуют состав элементов, характерный для двух провинций. Известно [5, 16], что четвертичные отложения Приуралья отличаются повышенным количеством Cu, V, Cr, Zn и Ni, которое характерно для основных пород Урала. В то же время они содержат несколько меньше Zr, характерного для кислых пород Балтийского щита. Например, содержание Zr в тяжелой фракции покровных суглинков Владимирского Ополя на 2–3 порядка больше, чем в Приуралье, а содержание Cr примерно во столько же раз меньше [16]. В таежной подзолистой зоне Cu обладает высокой подвижностью и в значительных количествах выносятся из почв в почвенно-грунтовые и речные воды. На пути миграции часть соединений Cu поглощается, задерживается почвами подчиненных ландшафтов [26]. В аллювиальных почвах находим превышение содержания всех этих элементов, хотя в различных типах почв это проявляется по-разному. Наибольшее накопление элементов свойственно луговым почвам.

Превышение содержания Mn, Fe, P, Ba и As (особенно в луговых почвах) над кларком земной коры может быть обусловлено их интенсивной миграцией с водораздельных пространств и накоплением в почвах, которые в дальнейшем подвергаются размыву. Например, в гумидных ландшафтах кислого класса Р мигрирует и накапливается, в частности в пойменных почвах [31]. Mn мобилизуется и отчасти выносятся в кислом гумидном климатическом типе, задерживается на окисдно-железистом геохимическом барьере путем сорбции с последующим окислением [40]. Привнос этих элементов связан также с аллювием, образовавшимся в результате размыва почво-

образующих пород, расположенных выше по течению реки (Кировская область) и представленных покровными, валунными и лёссовидными суглинками, глинами и лёссами [27], которые, как известно [26], богаты Mn. Накопление Fe может происходить в результате дополнительного бокового (латерального) притока железистых вод, капиллярного поднятия, последующей смены реакции среды по профилю почв [17]. Такое явление характерно для рек, долины которых проложены среди задровых низин с большим количеством болот и где почвенно-грунтовые воды бедны Ca, но обогащены органическим веществом и закисными соединениями Fe и Mn [15]. В целом, новейшие отложения пойм обычно значительно обогащены Mn, Cr, V, Ni, Sr и Cu [26].

Концентрация других элементов в пойменных почвах не превышает кларка, а Na и Rb в несколько раз ниже его. Известно [38], что Na легко выходит из биологического круговорота и в условиях влажного климата выносятся стоком в океан, поэтому гумидные ландшафты бедны им. Rb отличается высокой миграционной способностью, проявляющейся в большинстве эндогенных процессов [12], хорошо мигрирует в кислых водах окислительной и восстановительно-глеевой обстановок [38]. Sr, а также Mg и Na, накапливаются в аридных условиях при засолении почв [38]. Приведенные выше данные подтверждают многочисленные выводы о роли аллювиальных почв как геохимических барьеров на пути миграции химических элементов, в том числе тяжелых металлов, с водораздельных территорий [5, 15]. Выявленные геохимические аномалии являются природными (естественно обусловленными) особенностями территории среднего течения р. Большая Кокшага.

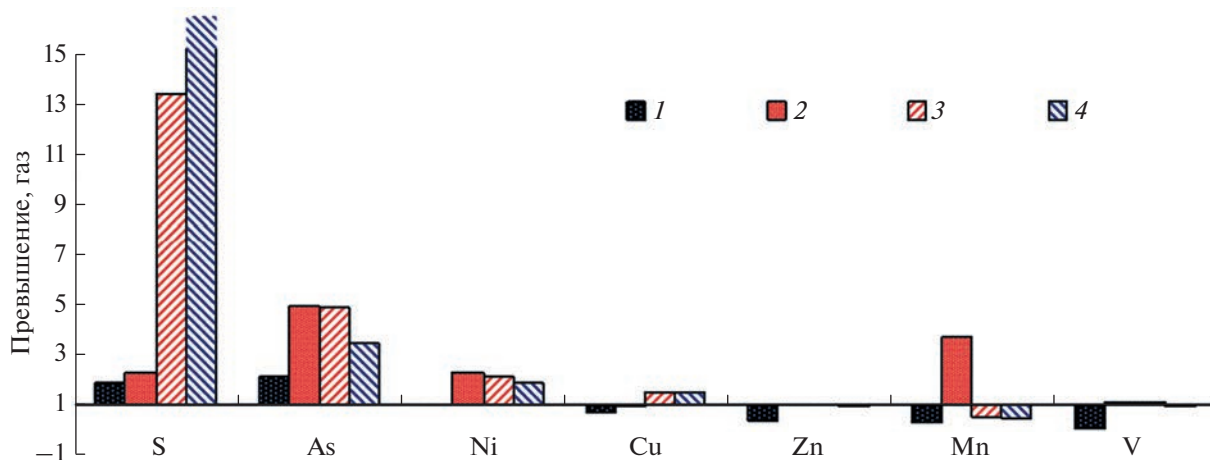


Рис. 3. Превышение концентрации элементов в аллювиальных почвах значений ПДК и ОДК (1 – дерновые; 2 – луговые; 3 – перегнойно-глеевые; 4 – иловато-торфяные). Превышение по S в иловато-торфяных почвах составляет 24 раза.

Оценим, как сочетаются полученные значения содержания элементов в аллювиальных почвах заповедника, удаленного на значительные расстояния от источников загрязнения, с существующими нормативами (ПДК и ОДК), используемыми при оценке загрязнения почв населенных мест и сельскохозяйственных угодий тяжелыми металлами и металлоидами, чтобы показать значение природной составляющей локального геохимического распределения элементов.

Сравнение средних концентраций элементов в аллювиальных почвах с ПДК и ОДК [32] показало, что превышение по S отмечено во всех типах почв, но особенно сильное в переувлажненных – в 13 и 24 раза соответственно (рис. 3). Превышение концентрации As ОДК обнаружено также во всех типах, но наибольшие значения свойственны луговым и иловато-глеевым почвам (почти в 2.5 раза). Превышение ОДК в 2.0 раза по Ni установлено в луговых, перегнойно-глеевых и иловато-торфяных почвах. По Mn отмечено превышение ПДК более, чем в 3.5 раза, только в луговых почвах.

Таким образом, если принимать во внимание полученные результаты, складывается преувеличенное представление о загрязненности фоновых почв, однако у нормативов ПДК/ОДК есть недостатки, которые состоят в том, что, как отмечают некоторые исследователи [3, 9, 28], для оценки загрязнения почв используются фиксированные значения концентраций тяжелых металлов и металлоидов, не разделяя их природные и техногенные доли. Не учитывают они также природно-климатические и геохимические особенности регионов; игнорируют взаимодействия поллютантов с почвенными компонентами, что приводит к ошибочной характеристике их токсичности. Нормативы отдельных элементов имеют значения ниже кларка, что ограничивает их применимость за

счет завышенной экологической опасности даже фоновых уровней поллютантов. Это ведет к завышению опасности загрязнения на территории положительной геохимической аномалии и к занижению – на площади отрицательной природной аномалии [10]. В результате на такие ПДК/ОДК невозможно ориентироваться, что еще раз подчеркивает необходимость установления фоновых концентраций химических элементов на локальном и региональном уровнях для адекватной оценки возможной степени загрязненности почв. Наличие высоких концентраций поллютантов не всегда говорит об их высокой фактической опасности, поскольку они могут находиться в недоступном для растений состоянии, а их попадание в грунтовые воды затруднено благодаря прочному закреплению определенными фазами-носителями, в роли которых выступают, как известно, гидроксиды Fe и оксиды Mn, а также гумус и слоистые силикаты [8, 10].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По элементному составу аллювиальные почвы среднего течения р. Большая Кокшага близки к двум минералого-геохимическим провинциям: Центрально-Русской и Приуральской. В них установлено содержание 34 химических элементов, а для 22 наиболее распространенных из них составлен ранжированный ряд и вычислен региональный геохимический фон по типам почв. Полученные данные отражают естественные региональные особенности территории.

Величина концентрации большинства элементов зависит от типа почв: наиболее низка она в дерновых, а наиболее высока – в луговых и перегнойно-глеевых. Содержание Si изменяется в них в обратном порядке. Наибольшее количество биофильных элементов накапливают иловато-

торфяные почвы, представляющие собой высокоминерализованные торфяные залежи.

Концентрация As, Cu, P, S, Zr, Ni, Ba и Zn в аллювиальных почвах выше кларковых значений, а K, Mg, Rb, Na и Ca – ниже. Содержание Fe, Mn, Ti, Al, Cr, Ba и V близко к величине кларка.

Установленное превышение ПДК/ОДК по ряду элементов на территории заповедника, удаленной от источников загрязнения, позволяет сделать вывод о необходимости учета региональных геохимических аномалий и установления фоновых концентраций химических элементов для адекватной оценки возможной степени загрязненности почв.

Результаты работы послужили основой для организации мониторинга за состоянием и загрязнением окружающей среды на территории заповедника “Большая Кокшага” в рамках ведения государственного экологического мониторинга.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроклиматические ресурсы Марийской АССР. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 107 с.
2. Ахметова Г.В. Географические особенности распределения микроэлементов в почвах среднетаежной подзоны Республики Карелия // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. Сер. Биологические науки. 2016. № 10. С. 572–576.
3. Безносиков В.А., Лодыгин Е.Д., Кондратенко Б.М. Оценка фоновое содержания тяжелых металлов в почвах европейского северо-востока России // Почвоведение. 2007. № 9. С. 1064–1070.
4. Богатырев Л.Г., Ладонин Д.В., Семенюк О.В. Микроэлементный состав некоторых почв и почвообразующих пород южной тайги Русской равнины // Почвоведение. 2003. № 5. С. 568–576.
5. Васильев А.А., Романова А.В. Железо и тяжелые металлы в аллювиальных почвах Среднего Предуралья. Пермь: ИПЦ “Прокрость”, 2014. 231 с.
6. Васильева Д.П. Ландшафтная география Марийской АССР. Йошкар-Ола: Марийское книжное издательство, 1979. 136 с.
7. Виноградов А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. Вып. 7. С. 555–571.
8. Водяницкий Ю.Н. Показатели закрепления тяжелых металлов и металлоидов в почвах Среднего Предуралья // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2009. Вып. 63. С. 63–73.
9. Водяницкий Ю.Н. Об опасных тяжелых металлах/металлоидах в почвах // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2011. Вып. 68. С. 56–82.
10. Водяницкий Ю.Н. Железо в гидроморфных почвах. М.: АПР, 2017. 160 с.
11. Волгин Д.А. Фоновый уровень и содержание тяжелых металлов в почвенном покрове Московской области // Вестник Моск. гос. областного ун-та. География. 2011. № 1. С. 26–33.
12. Гавриленко В.В., Сахоненко В.В. Основы геохимии редких литофильных металлов. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1986. 172 с.
13. Газизуллин А.Х. Почвенно-экологические условия формирования лесов Среднего Поволжья. Казань: РИЦ “Школа”, 2005. 496 с.
14. Григорьев Н.А. Распределение химических элементов в верхней части континентальной коры. Екатеринбург: УрО РАН, 2009. 382 с.
15. Добровольский Г.В. Почвы речных пойм центра Русской равнины. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 293 с.
16. Добровольский В.В. Гипергенез и коры выветривания. Избр. тр. М.: Научный мир, 2007. Т. I. 512 с.
17. Зонн С.В. Железо в почвах (генетические и географические аспекты). М.: Наука, 1982. 208 с.
18. Ильин В.Б., Сысо А.И., Байдина Н.Л., Конрабаева Г.А., Черевко А.С. Фоновое количество тяжелых металлов в почвах юга Западной Сибири // Почвоведение. 2003. № 5. С. 550–556.
19. Исаев А.В. Формирование почвенного и растительного покрова в поймах речных долин Марийского Полесья (на примере территории заповедника “Большая Кокшага”). Йошкар-Ола: Марийский гос. техн. ун-т, 2008. 240 с.
20. Исаев А.В., Митякова И.И. Экогеохимия почв прирусловой части поймы, развивающихся в условиях меандрирования // Научн. тр. гос. природного заповедника “Большая Кокшага”. 2017. Вып. 8. С. 76–114.
21. Исаев А.В., Шарафутдинов Р.Н., Гареев Б.И. Эколого-геохимическая характеристика аллювиальных отложений в средней части р. Большая Кокшага и их роль в формировании почвенного покрова // Научн. тр. гос. природного заповедника “Большая Кокшага”. 2020. Вып. 9. С. 8–29.
22. Исаев А.В., Демаков Ю.П., Шарафутдинов Р.Н., Митякова И.И. Экогеохимия аллювиальных луговых и дерново-луговых почв заповедника “Большая Кокшага” // Научн. тр. гос. природного заповедника “Большая Кокшага”. 2020. Вып. 9. С. 30–71.
23. Исаев А.В., Демаков Ю.П., Шарафутдинов Р.Н. Закономерности изменения гранулометрического состава аллювиальных почв в процессе развития пойм рек // Вестник Поволжского гос. техн. ун-та. Сер. Лес. Экология. Природопользование. 2022. № 2. С. 80–93. <https://doi.org/10.25686/2306-2827.2022.2.80>
24. Касимов Н.С., Власов Д.В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Моск. ун-та. 2015. Сер. 5, география. № 2. С. 7–17.
25. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
26. Ковда В.А., Зырин Н.Г. Микроэлементы в почвах Советского Союза. Вып. 1. Микроэлементы в почвах европейской части СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1973. 283 с.

27. Колеватых Е.А. К вопросу о генезисе и геохимии покровных суглинков Вятско-Камского Предуралья // Литосфера. 2010. № 6. С. 55–65.
28. Коновалов А.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Фурсова П.В. Обзор подходов к оценке экологического состояния и нормированию качества почв // Биосфера. 2017. Т. 9. № 9. С. 214–229.
<https://doi.org/10.24855/biosfera.v9i3.371>
29. Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Гаудеамус, 2007. 237 с.
30. Озол А.А. Геохимические исследования почв Татарстана // Проблемы экологической химии Республики Татарстан. Казань, 1998. Вып. 1. С. 5–27.
31. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрей-2000, 1999. 768 с.
32. СанПиН 1.2.3685-21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания”.
33. Смирнов В.Н. Почвы Марийской АССР, их генезис, эволюция и пути улучшения. Йошкар-Ола: Марийск. кн. изд-во, 1968. 532 с.
34. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. 277 с.
35. Тюлин В.В. Почвы Кировской области. Киров: Волго-Вятское кн. изд-во, Кировское отд., 1976. 288 с.
36. Федоров Ю.А., Минкина Т.М., Шипкова Г.В. Тяжелые металлы в ландшафтах верховых болот Псковской области // География и природные ресурсы. 2017. № 2. С. 46–55.
37. Хрусталева М.А. Экогеохимия моренных ландшафтов центра Русской Равнины. М.: Техполиграфцентр, 2002. 315 с.
38. Чертко Н.К., Чертко Э.Н. Геохимия и экология химических элементов: Справочное пособие. Минск: Изд. центр БГУ, 2008. 140 с.
39. Шеффе Г. Дисперсионный анализ / Пер. с англ. Севастьянова Б.А., Чистякова В.П. М.: Физматгиз, 1963. 625 с.
40. Юдович Я.Э., Кемпис М.П. Геохимия марганца в процессах гипергенеза: обзор // Биосфера. 2013. Т. 5. № 1. С. 21–36.
41. Hu Z., Gao S. Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update // Chem. Geol. 2008. V. 253. P. 205–221.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.05.010>
42. Kabata A. Trace Elements in soils and plants. London—N.Y.: CRC Press Taylor and Francis Group Boca Raton, 2011. 534 p.
<https://doi.org/10.1017/S0014479711000743>
43. Rudnick R.L., Gao S. Composition of the continental crust // Treatise on Geochemistry. 2003. V. 3. The Crust. Elsevier Sci. P. 1–64.
<https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/03016-4>
44. Wedepohl K.H. The composition of the continental crust // Geochim. Cosmochim. Acta. 1995. V. 59. P. 1217–1232.
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00038-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2)
45. Wilson M.A., Burt R., Indorante S.J., Jenkins A.B., Chiaretti J.V., Ulmer M.G., Scheyer J.M. Geochemistry in the modern soil survey program // Environ. Monit. Assess. 2008. V. 139. P. 151–171.
<https://doi.org/10.1007/s10661-007-9822-z>

Features of the Elemental Composition of Alluvial Soils of the Middle Course of the Bolshaya Kokshaga River

A. V. Isaev^{1, *}, Yu. P. Demakov^{1, 2}, and R. N. Sharafutdinov³

¹State Nature Reserve “Bolshaya Kokshaga”, Yoshkar-Ola, 424038 Russia

²Volga State University of Technology, Yoshkar-Ola, 424000 Russia

³Naberezhnye Chelny Institute, Kazan (Volga Region) Federal University, Naberezhnye Chelny, 423812 Russia

*e-mail: avsacha@yandex.ru

The content of chemical elements in the alluvial soils (Fluvisols) of the middle reaches of the Bolshaya Kokshaga River, inheriting the composition from the lithological basis of two mineralogical-geochemical provinces of Central Russian and Priuralskaya, was estimated, which made it possible to establish the limits of the content of gross forms of elements and their background concentrations, to lay the foundation for monitoring the state of the environment on the territory of the Bolshaya Kokshaga Reserve. The content of 34 chemical elements was found in alluvial soils and sands of coastal shoals, of which the most common are Si, Al, Fe, Ca, K, Mg, Na, Ti, Mn, P, S with a content of >1 g/kg. The concentrations of many elements significantly differ by soil types, the greatest similarity was revealed between meadow and humus-gley. In comparison with alluvial soils, the sands of coastal shoals are characterized by a maximum content of Si and a minimum of all other elements. Turf soils are characterized by the lowest content of elements, with the exception of Si, meadow and humus-gley accumulate more Al, Fe, K, Na, Mg, Ti, Mn, Ba, Cr, Zn, Ni, V and As, silt-peat, which are highly mineralized peat deposits, accumulate more Ca, S, P, Sr, Cl and Rb. It was found that alluvial soils are characterized by a high natural level of content of As, Cu, V, P, Zr, Ni and Zn, exceeding the clarks ($K_k = 1.5-2$), and low—Al, K, Mg, Ti, Sr, Rb, Na, Cl and Ca ($K_k < 1$), the content of the remaining elements are comparable to Clark values.

Keywords: floodplain ecotopes, Fluvisols, chemical elements, clarks of concentration, background concentrations

УДК 631.421

СРАВНЕНИЕ ПЛОЩАДНЫХ И ПРОФИЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МАГНИТНОЙ ВОСПРИИМЧИВОСТИ СТЕПНЫХ ПОЧВ ВОСТОЧНО-ЕВРОПЕЙСКОЙ РАВНИНЫ

© 2023 г. В. В. Малышев^а, *, А. О. Алексеев^а^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2а, Пущино, Московская область, 142290 Россия

*e-mail: vladmalysheff@yandex.ru

Поступила в редакцию 14.12.2022 г.

После доработки 06.03.2023 г.

Принята к публикации 07.03.2023 г.

С целью развития методов поверхностного зондирования почв выполнен сравнительный анализ площадных и профильных измерений магнитной восприимчивости на участках 100 м². Проведено исследование 3 площадок с черноземами обыкновенными (Haplic Chernozems), черноземами южными (Haplic Chernozems) и светло-каштановыми почвами (Haplic Kastanozems (Endosalic, Cambic)). Дополнительно на территории Ергенинской возвышенности изучена катена, включавшая элювиальную, трансэлювиальную и трансэлювиально-аккумулятивную позиции ландшафта. Результаты площадных измерений магнитной восприимчивости (χ_s) с использованием прибора КТ-20 с датчиком 3F-32 (Terraplug) коррелируют ($R^2 = 0.7$) с профильными измерениями в полевых и лабораторных условиях. Показано, что площадной тип съемки χ_s корректно фиксирует объемную магнитную восприимчивость до глубины 30 см. Вариация χ_s на площадках с различными типами почв в основном отражает почвенно-климатическую зональность и пространственную неоднородность, выраженную в различном гранулометрическом и минералогическом составах слоя 0–30 см на площади 10 × 10 м. Площадная магнитная восприимчивость почв может являться важным дополнительным показателем, способным отразить особенности почвообразующих и ландшафтно-геохимических процессов, происходящих в верхнем слое почвы. Варьирование χ_s на площадках в различных позициях ландшафта происходит под влиянием плоскостного смыва и изменения направленности процессов оксидогенеза железа в зависимости от положения почвенного профиля в рельефе. Комплекс измерений площадной и профильной магнитной восприимчивости может применяться для изучения возможных нарушений поверхностного слоя почв и мониторинговых задач.

Ключевые слова: черноземы, каштановые почвы, соединения железа, магнетизм почв, пространственная неоднородность

DOI: 10.31857/S0032180X22601591, **EDN:** VPDTAR

ВВЕДЕНИЕ

Последние годы в практику почвенных исследований широко внедряются методы дистанционного зондирования, которые потенциально могут упростить региональное картографирование почв. Однако они неэффективны там, где почвы лежат под маскирующим покровом растительности или других объектов. Методы дистанционного зондирования страдают от ошибок, вызванных спектральной неоднозначностью (например, различные материалы, излучающие схожие спектры), а также в связи с атмосферным рассеянием. В начале 1990-х годов развитие получило новое направление — проксимальное почвенное зондирование, в основе которого лежат

непрерывные измерения пространственных изменений почвенных показателей в режиме реального времени с использованием приповерхностных геофизических методов (радарные съемки, измерение электрического сопротивления или проводимости, магнитной восприимчивости, рентгеновская флуоресценция, электромагнитная индукция и др.) для анализа закономерностей геопро пространственного распределения почв, но обычно в небольших масштабах (≤ 1 га) [24]. Полезность методов проксимального зондирования для сельскохозяйственных, геотехнических, археологических исследований хорошо известна [23, 30, 32, 34]. Несмотря на это, необходима дальнейшая оценка таких методов для регионального картографирования почв, в том числе в ур-

банизированной местности. Одним из таких методов может быть измерение магнитной восприимчивости, так как известно о ее широком использовании для составления карт загрязнения городских почв [10, 27–29]. Оборудование для магнитных методов измерения относительно дешево по сравнению с другими геофизическими методами, надежно и портативно используется в полевых условиях, с простым сбором данных и небольшой обработкой, необходимой для точного определения аномальных зон, при условии, что были проведены значительные фоновые измерения. Подобное оборудование универсально для успешного обнаружения различных захороненных объектов криминалистической экспертизы, нарушенного грунта и поверхностных выгоревших участков в различных типах почв и отложений [32].

Магнитная восприимчивость является стандартным физическим показателем, применяемым для характеристики почвообразовательных процессов. Он широко используется в генетическом почвоведении [7, 8, 32, 33], экологии [10], палеопочвоведении [2, 11, 19]. Востребованность показателя магнитной восприимчивости обусловлена простотой определения и доказанной связью с физическими, химическими и минералогическими характеристиками почв [21, 36].

При изучении магнитной восприимчивости почв стандартно производятся два типа измерений. Первый тип – это площадные измерения. Выполняются в полевых условиях на поверхности почвы, часто с использованием специальных датчиков типа петли Bartington MS2D [22] или каппаметров КТ-5 [14]. Значения площадной магнитной восприимчивости используют для построения карт. С их помощью моделируют эрозионные процессы [25], определяют единицы картографирования [37], составляют картограммы почв [9] и т.д. Преимущество данного типа измерения определяется его не деструктивностью, что позволяет получать картину, соответствующей природной.

Второй тип представляет собой профильное измерение магнитной восприимчивости, включая почвообразующую породу. Выполняется как в полевых, так и в лабораторных условиях. Характеристика профильного распределения магнитной восприимчивости является дополнительным признаком, применяемым для определения типа почв [13, 21], а также для диагностики некоторых элементарных почвенных процессов, таких как оглеение, иллювирующее, осолонцевание [7]. Наиболее эффективная интерпретация магнитометрических данных в почвоведении требует интеграции двух рассмотренных типов измерений.

Величина магнитной восприимчивости в степных почвах определяется, в первую очередь

содержанием в ней сильно- и слабомагнитных соединений железа. Первые представлены ферромагнитными минералами: магнетитом, маггемитом. Образование магнетита связывают с диссимильной жизнедеятельностью бактерий железоредукторов [2]. Новообразованный мелкодисперсный магнетит может самопроизвольно окислиться до маггемита. Вторая группа представлена антиферромагнитными минералами: гематитом, гетитом. Считается, что образование этих минералов происходит в конкурентных условиях. Гетит образуется из любого источника железа через раствор [35]. Гематит формируется путем превращения (включая дегидратацию) ферригидрита, даже в присутствии избытка воды [18]. Количество данных минералов в почве, их размер и дисперсность определяет величину магнитной восприимчивости.

Исследования магнетизма почв последних 20 лет [2, 7, 12, 20, 27, 37] показали, что магнитные характеристики закономерно изменяются по профилю почв, но неоднородны в площадном выражении. Варьирование по площади определяется неоднородностью почвенного покрова и различной интенсивностью элементарных почвенных процессов [20]. Данные закономерности вызывают повышенный интерес к использованию методов профильного и площадного исследования магнитной восприимчивости для изучения пространственной неоднородности почв.

Целью настоящего исследования является использование сравнительного анализа площадных и профильных измерений магнитной восприимчивости для изучения варьирования процессов оксидогенеза железа и выявления неоднородностей в поверхностном слое степных почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в Ростовской области (площадка 1), Ставропольском крае (площадка 2) и Республике Калмыкия (площадка 3). Площадку 1 заложили на пашне в окрестностях х. Чумбур-Коса (46°57'49" N, 38°56'53" E) на пологом склоне водораздела. Изучали черноземы обыкновенные (Haplic Chernozems по WRB). Площадку 2 заложили в окрестностях с. Отказное (44°17'23" N, 43°51'22" E) в верхней части пологой балки на целинном участке. Здесь изучали черноземы южные (Haplic Chernozems по WRB). Площадка 3 расположена в окрестностях п. Зунда-Толга (45°36'39" N, 44°19'39" E) на водораздельном пространстве. Здесь изучали светло-каштановые солонцеватые почвы (Haplic Kastanozems (Endosalic, Cambic) по WRB). Почвообразующими породами для всех изученных почв являлись лёссовидные суглинки.

С целью оценки влияния рельефа на показатель магнитной восприимчивости дополнитель-

но на территории Ергенинской возвышенности изучали катену, включающая три площадки на элювиальной, трансэлювиальной и трансэлювиально-аккумулятивной позициях. Площадки заложили вблизи с. Ремонтное Ростовской области (46°32'59" N, 43°41'33" E). Здесь исследовали светло-каштановые солонцеватые почвы (Haplic Kastanozems (Endosalic, Cambic) по WRB) на лёссовидных суглинках [14].

Полевые измерения объемной магнитной восприимчивости (κ_s) на площадках выполняли с использованием прибора КТ-20 с датчиком 3F-32 (Terraplus, Канада) на частоте 1 кГц. КТ-20 – это портативный полевой измерительный прибор, предназначенный для измерения магнитной восприимчивости и удельной проводимости образца. С появлением датчика большого диаметра 3F-32 стало возможно использовать систему КТ-20 для проведения малоглубинных исследований, поскольку появилась возможность измерять параметры почв на глубину примерно до 30 см.

Датчик 3F-32 имеет диаметр 32 см и отличается наличием трех рабочих частот, подобранных таким образом, чтобы обеспечивать определенные преимущества при измерении магнитной восприимчивости и удельной проводимости. Прибор позволяет выполнять единичные измерения в определенном месте или осуществлять непрерывный сбор данных для картографирования целого участка. Встроенный приемник GPS снабжает данные координатами места. Кроме того, в приборе имеется встроенная цифровая камера для визуального документирования представляющих интерес образцов. Данный прибор позволяет получать значения κ_s , которые являются безразмерными и выражаются в единицах 10^{-3} ед. СИ. Измерения выполняли с шагом 1 м на заранее размеченной площадке размером 10×10 м. После измерений в пределах площадки с помощью почвенного бура отбирали средний образец почвы из трех скважин до почвообразующей породы через 10 см. Также по углам площадок отобрали среднюю пробу почв из слоя 0–30 см. В полученных образцах в лабораторных условиях измеряли удельную магнитную восприимчивость χ (10^{-8} м³/кг) с помощью прибора Kappabridge KLY-2 и параллельно прибором КТ-20 со стандартным датчиком с двумя рабочими частотами 1 и 10 кГц (аналогично распространенному прибору КТ-5). Корреляцию между показателями κ_s и χ определяли методом регрессионного анализа с коэффициентом значимости $p < 0.05$.

Для определения пространственной вариативности объемной магнитной восприимчивости использовали метод вариографии. Строили вариограммы – экспериментальные графики зависимости полудисперсии κ_s от расстояния между точками апробирования. Выбор наиболее под-

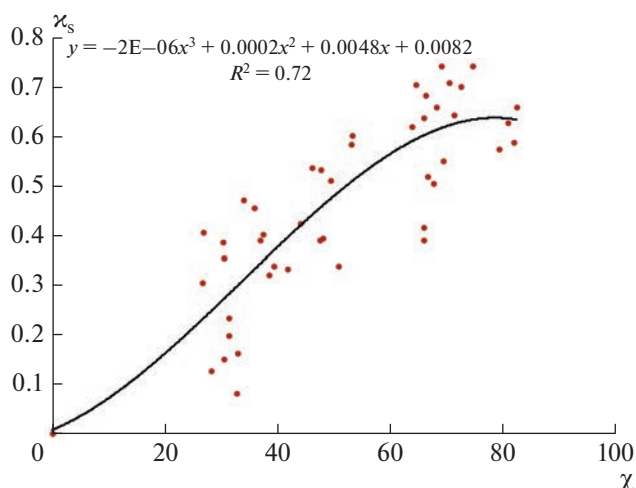


Рис. 1. Сравнение профильной магнитной восприимчивости (χ) почв в верхних 30 см с площадной магнитной восприимчивостью (κ_s).

ходящей модели осуществляли с использованием показателей качества. Полудисперсию рассчитывали по формуле:

$$\gamma(h) = 1/(2N(h)) \sum [z(x_i) - z(x_i + h)]^2,$$

где $z(x_i)$ и $z(x_i + h)$ – результаты измерений κ_s в точках x_i и $x_i + h$, а $2N(h)$ – количество пар точек, удаленных друг от друга на расстояние h [14, 29].

Полученные модели использовали для построения картограмм, которое выполняли с помощью метода кригинга. Его принцип основан на определении веса значений переменной в окрестных точках для оценки значения переменной в искомой точке или области. Вариографию и построение картограмм магнитной восприимчивости почв выполняли в программе ArcMap 10.8.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты площадных измерений магнитной восприимчивости κ_s прибором КТ-20 с датчиком 3F-32 и профильных измерений χ до глубины 30 см на приборе Kappabridge KLY-2 показали корреляцию. Она показывает, что площадной тип съемки прибором КТ-20 может корректно фиксировать магнитную восприимчивость до глубины 30 см (рис. 1). Значения κ_s или χ магнитной восприимчивости равны 0 при измерениях воздуха, без контакта с образцом.

Статистический анализ данных показал, что средние и медианные значения площадной магнитной восприимчивости (κ_s) почв на исследуемых площадках значимо не различаются (табл. 1). По показателям варьирования (вариация, коэффициент вариации, стандартное отклонение) наи-

Таблица 1. Статистические характеристики площадной магнитной восприимчивости

Параметр	Почва		
	светло-каштановая	чернозем южный	чернозем обыкновенный
Объем выборки	121	121	121
Нижний квартиль	0.58	0.48	0.54
Медиана	0.63	0.57	0.63
Верхний квартиль	0.72	0.65	0.70
Минимум	0.45	0.21	0.24
Максимум	0.94	1.06	0.85
Среднее	0.65	0.57	0.62
Вариация	0.01	0.02	0.01
Коэффициент вариации, %	15.76	32.26	21.83
Стандартное отклонение	0.09	0.18	0.11
Межквартильный размах	0.14	0.17	0.16
Стандартная ошибка	0.0009	0.0015	0.0011

большей вариабельностью значений κ_s характеризуется чернозем южный, наименьшей – светло-каштановая почва.

Для изучения распределения κ_s в пространстве использовали геостатистический метод. Данный метод ранее применяли для исследования пространственной вариабельности отдельных почвенных свойств сухостепной и степной зон [16]. Для площадной магнитной восприимчивости, измеренной на заложенных площадках, были построены вариограммы (рис. 2). Полученные вариограммы были аппроксимированы гауссовой, экспоненциальной и сферической моделью. Далее выбирали модель с наименьшим значением средней стандартной ошибки [31].

Во всех почвах на исследуемых площадках имеется пространственная вариация, но проявляется она на различном расстоянии. Для чернозема обыкновенного это расстояние составляет 1–2.5 м. Из всех исследованных почв, только для чернозема обыкновенного вариограмма площадной магнитной восприимчивости имела квазипериодическую форму. Такая форма и небольшое расстояние вариации κ_s , по-видимому, может характеризовать сельскохозяйственную обработку и изменения микрорельефа. При этом на поверхность может выноситься слабомагнитный материал, который будет снижать значения магнитной восприимчивости. Эта вариация носит циклический характер и проявляется на небольшом расстоянии, в результате значения восприимчивости пахотного горизонта последовательно растут и снижаются [9].

Вариограммы, построенные для объемной магнитной восприимчивости, измеренной на площадках с черноземом южным и светло-каштановой почвой, имеют схожую форму. Для черно-

зема южного варьирование значений κ_s происходит на расстояниях 1–4 м, что близко к чернозему обыкновенному. Форма вариограммы имеет некоторую периодичность. Для светло-каштановой почвы варьирование κ_s происходит на расстояниях 1–6 м. По форме вариограмма имеет слабовыраженную периодичность.

Поскольку измерения проводили в сходных по размеру площадках и в одинаковом направлении, обнаруженные с использованием вариографии в пространственно-распределенных данных скрытые закономерности могут быть связаны с наличием неоднородных структур, проявляющихся в верхнем 0–30 см слое почвы. Для более детального изучения пространственного распределения κ_s аппроксимированные модели вариограммы использовали для построения картограмм методом кригинга. На построенных картограммах хорошо видны особенности пространственной изменчивости κ_s в слое 0–30 см исследуемых почв (рис. 3).

Для характеристики процессов пространственного изменения магнитной восприимчивости площадные измерения проводили в комплексе с профильными. Профильные распределения удельной магнитной восприимчивости (χ) степных почв представляют собой кривые аккумулятивного характера, с закономерным уменьшением χ вниз по профилю, где наибольшие значения приурочены к верхним горизонтам чернозема южного ($85 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$), а наименьшие – к материнской породе ($18 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$). Такое распределение χ является типичным для степных почв Русской равнины [2].

Во всех исследованных почвах магнитная восприимчивость в верхних горизонтах почв была

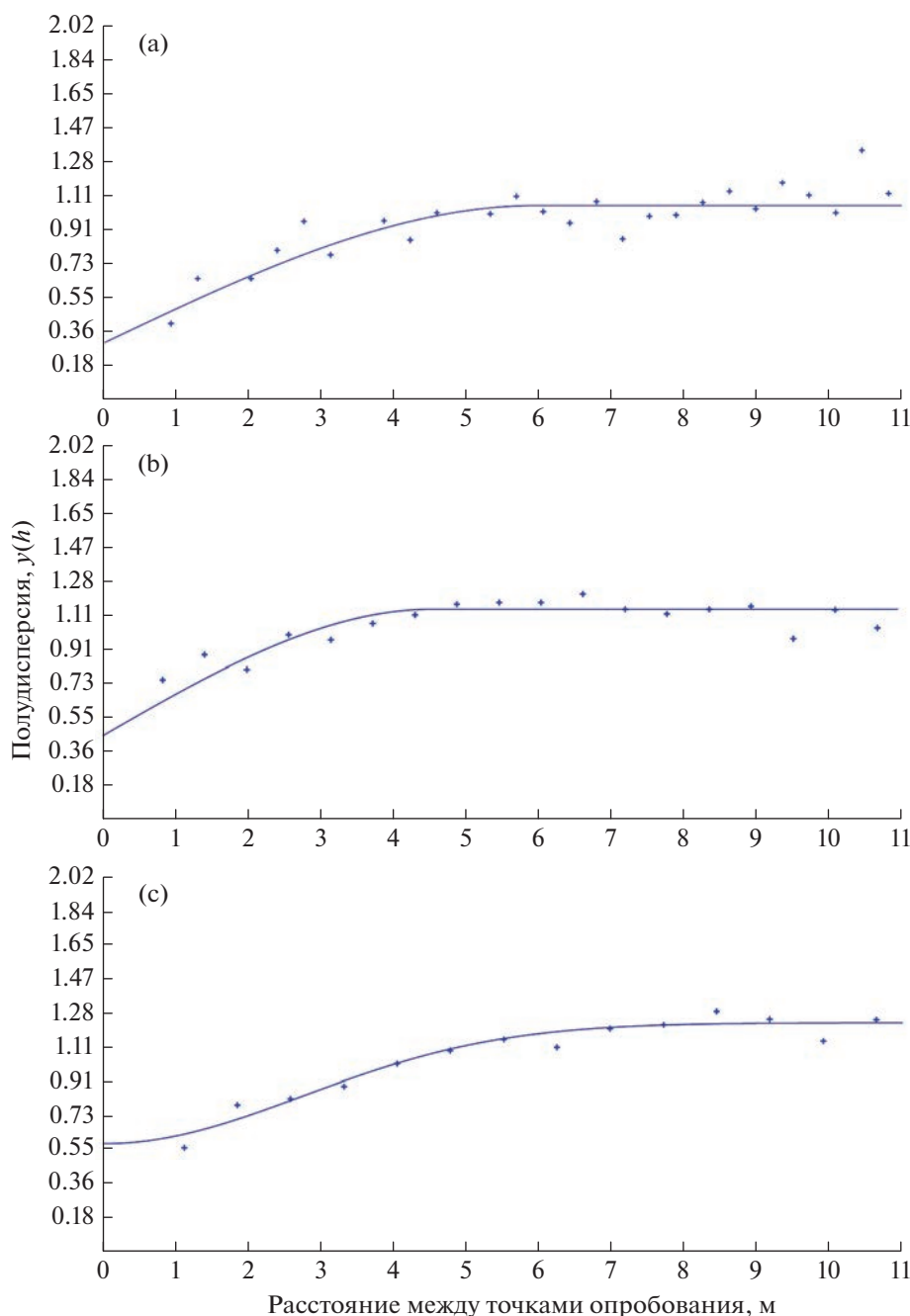


Рис. 2. Вариограммы распределения κ_s в черноземе обыкновенном (а), черноземе южном (б) и светло-каштановой (с) почве. Точки — экспериментальные усредненные значения, сплошная линия — результат аппроксимации моделью.

больше, чем в почвообразующих породах. Как показано ранее [3], в верхних горизонтах в ходе почвообразования происходит образование сильномагнитных минералов преимущественно в илистой фракции.

Варьирование объемной магнитной восприимчивости на изученных площадках с исследуемыми почвами существенно различается. Пространственные карты распределения κ_s для чер-

нозема обыкновенного хорошо демонстрируют варьирование в результате распашки. Величина κ_s в пределах изученного участка изменяется от 0.3 до 0.8×10^{-3} ед. СИ. Имеются области размером 1–2 м со значениями κ_s $0.4\text{--}0.5 \times 10^{-3}$ ед. СИ. Значения κ_s в диапазоне $0.6\text{--}0.7 \times 10^{-3}$ ед. СИ занимают 32% от общей площади, а в $0.5\text{--}0.6$ и $0.7\text{--}0.8 \times 10^{-3}$ ед. СИ по 20% соответственно. Удельная магнитная восприимчивость снижается в

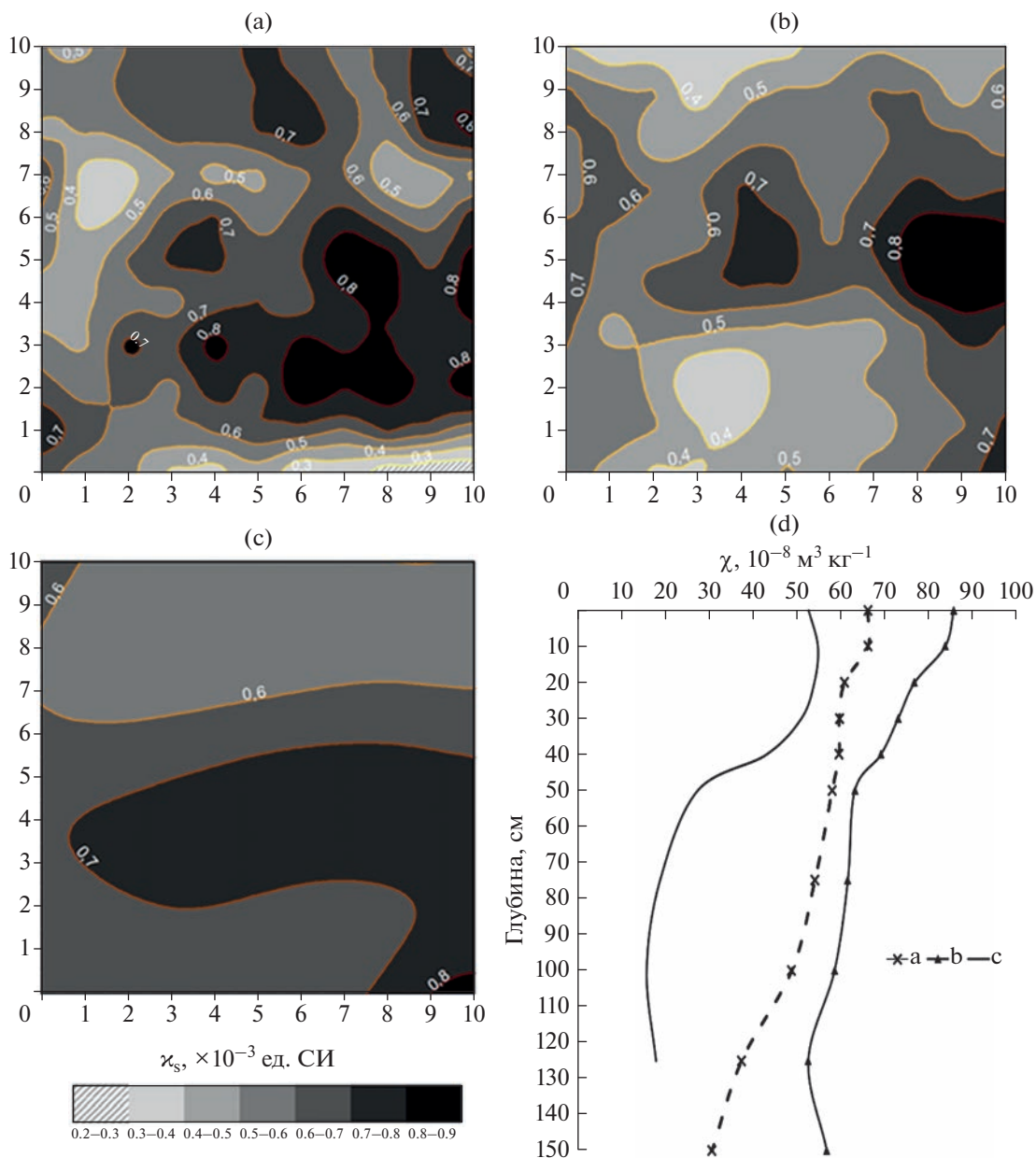


Рис. 3. Пространственные карты χ_s на площадках 10×10 м и профильное распределение χ в черноземе обыкновенном (а), черноземе южном (б) и светло-каштановой почве (с).

слое 0–30 см от 66 до $60 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$. Полученные данные говорят, что, помимо перемешивания материала, в ходе распашки происходит изменение гидрологических, окислительно-восстановительных, кислотно-щелочных и биохимических условий среды. В результате меняется направленность процесса образования, накопления и превращения в почве оксидов железа [2, 35]. На исследуемой площадке с черноземом обыкновенным вариации χ_s определяются агрогенным воздействием, которое изменяет направленность и скорость оксидогенеза железа.

Профильное распределение магнитной восприимчивости показало, что для верхних слоев чернозема южного характерны наибольшие значения χ (с 85 до $76 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$), которые снижаются к почвообразующей породе. На исследуемой площадке значения χ_s имеют наибольшую вариацию и находятся в диапазонах 0.3–0.4, 0.6–0.7, 0.7–0.8, 0.8–0.9 $\times 10^{-3}$ ед. СИ. Эти диапазоны составляют по 14% от всей площади. Значения χ_s в диапазонах 0.4–0.5 и 0.5–0.6 составляют 18 и 23% соответственно. Исследуемая площадка рас-

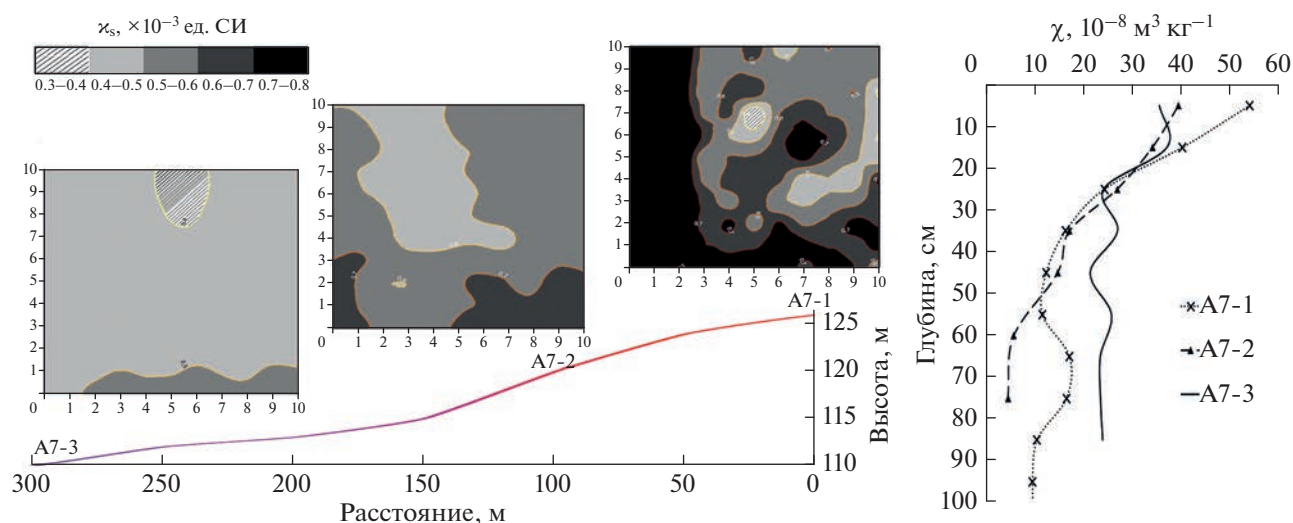


Рис. 4. Пространственные карты χ_s на площадках 10×10 м и профильные распределение χ для почв в них. Площадки расположены в пределах катены на различных типах ландшафта: А7-1 — элювиальный, А7-2 — трансэлювиальный, А7-3 — трансэлювиально-аккумулятивный.

полагалась на целинном участке с проективным покрытием около 90% с преобладанием лугово-злаковых ассоциаций. Подобное пространственное распределение магнитной восприимчивости на данной площадке, скорее всего, зависит от микрорельефа, который определяет биогеохимические особенности и видовую структуру растительности, что может приводить к различному содержанию железа в верхних горизонтах почв [26].

При анализе площадки со светло-каштановой почвой обнаружено, что χ_s в основном представлена диапазонами 0.5–0.6, 0.6–0.7, 0.7–0.8 $\times 10^{-3}$ ед. СИ, которые составляют соответственно 39, 29, 20% от всей площади распределения. Профиль удельной магнитной восприимчивости светло-каштановой почвы носит аккумулятивный характер и имеет область увеличения χ в слое 10–20 см до 54×10^{-8} м³/кг, что может быть обусловлено элювиально-иллювиальным распределения илстой фракции в связи с солонцовым процессом [5]. Слабое варьирование χ_s на площадке со светло-каштановой почвой, может свидетельствовать о зависимости между минералогией оксидов железа с условиями почвообразования, в первую очередь с климатическими условиями, определяющими интенсивность процесса оксидогенеза железа, а также со степенью выраженности солонцового процесса.

Таким образом, изменения объемной магнитной восприимчивости по площади, в первую очередь связаны с условиями распределения, накопления, количеством и формами минералов железа, характерными для исследуемых типов почв. Площадная магнитная восприимчивость может выявить пространственную почвенную неоднородность, которая на исследованных площадках вызвана биогеохимическими, геоморфологическими и антропогенными факторами.

В ряде работ магнитная восприимчивость использовалась как показатель, отражающий особенности оксидогенеза железа, латеральной миграции вещества и геохимических процессов в пределах ландшафтной катены [2, 14, 22]. С целью дополнения полученных результатов провели исследование по изучению распределения объемной магнитной восприимчивости на трех площадках, расположенных на элювиальной, трансэлювиальной и трансэлювиально-аккумулятивной позиции склона.

Изменения χ_s на площадках и χ в профиле почвы на различных типах ландшафта представлены на рис. 4. По полученным данным можно сказать, что значения χ_s и χ верхнего слоя светло-каштановых почв снижаются от элювиальной к трансэлювиально-аккумулятивной позиции склона. Максимальные значения χ_s характерны для площадки А7-1, расположенной в верхней части склона, для нее характерен максимальный коэффициент вариации и преобладание значений в диапазоне 0.7–0.8 $\times 10^{-3}$ ед. СИ в размере 43% от общей площади. В этом же диапазоне значения на площадках А7-2 и А7-3 составляют 17 и 2% соответственно. Показатель χ в слое 0–30 уменьшается от 39 до 31 $\times 10^{-8}$ м³/кг⁻¹ от элювиальной к трансэлювиально-аккумулятивной позиции склона.

Высокие значения χ_s и χ в почвах на элювиальной части склона могут свидетельствовать, что на данном типе ландшафта нет латерального сноса, соответственно в верхней части профиля накапливаются сильномагнитные минералы железа.

Для данной площадки характерна сильная вариация κ_s , что может быть связано с пестротой и неоднородностью почвенного покрова, определяемого микрорельефом [17]. В пределах 100 м² наблюдался комплекс из светло-каштановых, солонцов и лугово-каштановых почв. На трансэлювиальной и трансэлювиально-аккумулятивной позициях становится значимым влияние плоскостного смыва, который определяет латеральную миграцию вещества. В трансэлювиальной позиции начинается вынос пылеватой и илистой фракций из верхних слоев почв, что приводит к уменьшению восприимчивости. При этом в трансэлювиально-аккумулятивной зоне происходит накопление крупнопылеватых частиц, что определяет слабую вариацию и низкие значения магнитной восприимчивости. Таким образом, показатель магнитной восприимчивости отчетливо фиксирует неоднородность гранулометрического состава степных почв. Немаловажным фактором, влияющим на снижение магнитной восприимчивости от элювиальной к трансэлювиально-аккумулятивной позиции склона, является возрастание рН в сторону щелочных условий, увеличение количества карбонатов, снижение величины окислительно-восстановительного потенциала и изменение содержания органического вещества, что приводит к ослаблению процессов оксидогенеза железа в зависимости от положения почвенного профиля в рельефе. Ранее показано [1, 4, 5], что в зависимости от положения почвы в сопряженном геохимическом ландшафте складываются различные условия преобразования минерального вещества при почвообразовании, детально рассмотрены закономерности формирования состояния соединений железа в почвах, обусловленные этими факторами. Так, почвы элювиальных ландшафтов характеризуются повышенной степенью окисленности по сравнению с почвами подчиненных ландшафтов даже при большей степени увлажненности и биогенности. Это обусловлено значительным поступлением кислорода с атмосферными осадками и большей степенью дренированности элювиального ландшафта. Пойменные почвы занимают особую область в координатах Eh–рН. По сравнению с почвами автоморфного ряда для них характерно большее разнообразие окислительно-восстановительной обстановки, но значительно более узкий интервал рН [1, 4, 6, 14, 15].

Полученные данные показывают, что применение комплекса профильных и площадных измерений магнитной восприимчивости является чувствительным инструментом, который позволяет определить неоднородность почвенного покрова, вызванную естественными и антропогенными факторами.

Широкое использование магнитной восприимчивости в изучении загрязненных почв тяжелыми металлами, при исследовании памятников археологии, мониторинговой оценке влияния климатических изменений на почвы [2, 10, 11, 27, 28] и полученные результаты показали, что площадные исследования позволяют существенно расширить информативность исследований магнитных свойств почв. Учитывая одновременно измеряемые параметры почв прибором КТ-20, возможно проведение комплексных исследований по изучению почвенного покрова, позволяющих получать дополнительно информацию о водном и солевом режиме по данным удельной электропроводимости почв. Эти измерения были получены на всех исследованных площадках, но в настоящей статье не обсуждались.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Построение карт пространственного распределения κ_s дает визуальное представление о неоднородности почвенных свойств степей в слое 0–30 см. В связи с этим рекомендуем опираться на карты площадного распределения магнитной восприимчивости при планировании точек для отбора проб при профильных магнитометрических исследованиях почв.

Площадная магнитная восприимчивость может выявить пространственную почвенную неоднородность, которая на исследованных площадках вызвана геоморфологическими, биогеохимическими и антропогенными факторами. Вариация κ_s на площадках с различными типами почв (чернозем обыкновенный, чернозем южный, светло-каштановая) в основном связана с неоднородностью распределения, накопления, количеством и формами минералов железа. Изменения κ_s на площадках в различных позициях склона происходят под влиянием плоскостного смыва и ослабления процессов оксидогенеза железа в зависимости от положения почвенного профиля в рельефе.

Комплекс измерений площадной и профильной магнитной восприимчивости может быть использован для исследования почвенных неоднородностей, вызванных антропогенными и естественными факторами.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Выражаем огромную благодарность участникам полевых работ П.И. Калинину, А.Ю. Овчинникову, М.В. Ельцову.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены при финансовой поддержке гранта РФФИ № 19-29-05178 МК.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеев А.О., Алексеева Т.В., Моргун Е.Г., Самойлова Е.М. Геохимические закономерности формирования состояния соединений железа в почвах сопряженных ландшафтов Центрального Предкавказья // Литология и полезные ископаемые. 1996. № 1. С. 12–22.
2. Алексеев А.О., Алексеева Т.В. Оксидогенез железа в почвах степной зоны. М.: ГЕОС, 2012. 204 с.
3. Алексеев А.О., Алексеева Т.В., Махер Б.А. Магнитные свойства и минералогия соединений железа в степных почвах // Почвоведение. 2003. № 1. С. 62–74.
4. Алексеев А.О., Ковалевская И.С., Моргун Е.Г., Самойлова Е.М. Магнитная восприимчивость почв сопряженных ландшафтов // Почвоведение. 1988. № 8. С. 27–35.
5. Алексеева Т.В., Алексеев А.О., Демкин В.А., Алексеева В.А., Соколова З., Хайнос М., Калинин П.И. Физико-химические и минералогические диагностические признаки солонцового процесса в почвах Нижнего Поволжья в позднем голоцене // Почвоведение. 2010. № 10. С. 1171–1189.
6. Алексеева Т.В., Алексеев А.О., Ковалевская И.С., Осина Г.Н., Моргун Е.Г. Минералогический состав илистой фракции почв сопряженных ландшафтов Ставропольской возвышенности // Почвоведение. 1988. № 9. С. 113–124.
7. Бабанин В.Ф., Трухин В.И., Карпачевский Л.О., Иванов А.В., Морозов В.В. Магнетизм почв. Ярославль—М.: Изд-во ЯГТУ, 1995. 219 с.
8. Вадюнина А.Ф., Смирнов Ю.А. Использование магнитной восприимчивости для изучения почв и их картирования // Почвоведение. 1978. № 7. С. 87–96.
9. Водяницкий Ю.Н. Опыт составления картограммы магнитной восприимчивости дерново-подзолистой почвы // Почвоведение. 1979. № 11. С. 83–87.
10. Водяницкий Ю.Н., Шоба С.А. Магнитная восприимчивость как индикатор загрязнения тяжелыми металлами городских почв (обзор литературы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2015. № 1. С. 13–20.
11. Демкин В.А., Рысков Я.Г., Алексеев А.О., Олейник С.А., Губин С.В., Лукашов А.В., Кригер В.А. Палеопедологическое изучение археологических памятников степной зоны // Известия АН СССР. Сер. географическая. 1989. № 6. С. 40–51.
12. Золотая Л.А., Коснырева М.В. Возможности магнитных измерений при решении задач почвенной геофизики // Геофизика. 2014. № 4. С. 63–68.
13. Иванов А.В. Магнитное и валентное состояние железа в твердой фазе почв. Автореф. дис. ... д. б. н. М., 2003. 41 с.
14. Калинин П.И., Кудреватых И.Ю., Ваганов И.М., Борисов А.В., Алексеев А.О. Биогеохимические процессы в степных ландшафтах Ергенинской возвышенности в голоцене // Почвоведение. 2018. № 5. С. 526–537.
15. Рысков Я.Г., Алексеева Т.В., Алексеев А.О., Ковалевская И.С., Олейник С.А., Моргун Е.Г., Самойлова Е.М. Геохимические обстановки в почвах сопряженных ландшафтов Центрального Предкавказья // Литология и полезные ископаемые. 1993. № 2. С. 55–65.
16. Сидорова В.А., Красильников П.В. Почвенно-географическая интерпретация пространственной вариативности химических и физических свойств поверхностных горизонтов почв степной зоны // Почвоведение. 2007. № 10. С. 1168–1178.
17. Хитров Н.Б. Связь почв солонцового комплекса Северного Прикаспия с микрорельефом // Почвоведение. 2005. № 3. С. 271–284.
18. Чухров Ф.В., Ермилова Л.П., Горшков А.И. Гипергенные окислы железа в геологических процессах. М.: Наука, 1975. 207 с.
19. Alekseeva T., Alekseev A., Maher B., 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>
20. Blundell A., Dearing J.A., Boyle J.F., Hannam J.A. Controlling factors for the spatial variability of soil magnetic susceptibility across England and Wales // Earth-Sci. Rev. 2009. V. 95. P. 158–188. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.05.001>
21. Cervi E.C., Maher B., Polisele P.C., de Souza Junior I.G., da Costa A.C.S. Magnetic susceptibility as a pedogenic proxy for grouping of geochemical transects in landscapes // J. Appl. Geophys. 2019. V. 169. P. 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2019.06.017>
22. De Jong E., Pennock D.J., Nestor P.A. Magnetic susceptibility of soils in different slope positions in Saskatchewan, Canada // Catena. 2000. V. 40. P. 291–305. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00080-1](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00080-1)
23. Hartemink A.E., Minasny B. Towards digital soil morphometrics // Geoderma. 2014. V. 230. P. 305–317. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.008>
24. Howard J.L., Orlicki K.M., LeTarte S.M. Evaluation of some proximal sensing methods for mapping soils in urbanized terrain, Detroit, Michigan, USA // Catena. 2016. V. 143. P. 145–158. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.011>
25. Kruglov O., Menshov O. Mapping of the soil magnetic susceptibility for the erosion processes modeling // Eur. Association Geoscientists Engineers. 2019. V. 1. P. 1–5. <https://doi.org/10.3997/2214-4609.201903250>
26. Kudrevatykh I., Kalinin P., Mitenko G., Alekseev A. (2021). The role of plant in the formation of the topsoil chemical composition in different climatic conditions of steppe landscape // Plant and Soil. 2021. V. 465(1–2). P. 453–472. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05019-3>
27. Magiera T., Strzyszczyk Z., Kapicka A., Petrovsky E. Discrimination of lithogenic and anthropogenic influences on topsoil magnetic susceptibility in Central Europe // Geoderma. 2006. V. 130. P. 299–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.02.002>
28. Magiera T., Strzyszczyk Z., Rachwał M. Mapping particulate pollution loads using soil magnetometry in urban forests in the Upper Silesia Industrial Region, Poland // For-

- est Ecology Management. 2007. V. 248. P. 36–42.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.034>
29. *Martin A.P., Ohneiser C., Turnbull R.E., Strong D.T., Demler S.* Soil magnetic susceptibility mapping as a pollution and provenance tool: an example from southern New Zealand // *Geophys. J. Int.* 2018. V. 212(2). P. 1225–1236.
<https://doi.org/10.1093/gji/ggx484>
 30. *Obade V. de P., Lal R.* Assessing land cover and soil quality by remote sensing and geographical information systems (GIS) // *Catena*. 2013. V. 104. P. 77–92.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.014>
 31. *Oliver M.A., Webster R.A.* Tutorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and kriging // *Catena*. 2014. V. 113. P. 56–69.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.09.006>
 32. *Pringle J.K., Giubertoni M., Cassidy N.J., Wisniewski K.D., Hansen J.D., Linford N.T., Daniels R.M.* The use of magnetic susceptibility as a forensic search tool // *Forensic Sci. Int.* 2015. V. 246. P. 31–42.
<https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2014.10.046>
 33. *Ramos P.V., Inda A.V., Barrón V., Teixeira D.D.B., Marques J., Jr.* Magnetic susceptibility in the prediction of soil attributes in southern Brazil // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2021. V. 85. P. 102–116.
<https://doi.org/10.1002/saj2.20164>
 34. *Reynolds J.M.* An Introduction to applied and environmental geophysics. N.Y.: Wiley, 2011. 711 p.
 35. *Schwertmann U., Taylor R. M.* Iron oxides. Minerals in soil environments. 1989. V. 1. P. 379–438.
<https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c8>
 36. *Siqueira D.S., Marques Jr.J., Matias S.S.R., Barrón V., Torrent J., Baffa O., Oliveira L.D.* Correlation of properties of Brazilian Haplustalfs with magnetic susceptibility measurements // *Soil Use and Management*. 2010. V. 26. P. 425–431.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00294.x>
 37. *Zawadzki J., Fabijańczyk P., Magiera T., Rachwał M.* Geostatistical microscale study of magnetic susceptibility in soil profile and magnetic indicators of potential soil pollution // *Water, Air, Soil Poll.* 2015. V. 226. P. 1–8.
<https://doi.org/10.1007/s11270-015-2395-5>

Comparison of Areal and Profile Distribution of Magnetic Susceptibility in Steppe Soils of the Russian Plain

V. V. Malyshev¹, * and A. O. Alekseev¹

¹*Institute of Physical, Chemical and Biological Problems of Soil Science of the Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

*e-mail: vladmalyseff@yandex.ru

A comparative analysis of areal and profile measurements of magnetic susceptibility was carried out in order to improve methods of surface sensing of the earth, as well as to take into account small-scale mapping of soils and the identification of anomalies associated with anthropogenic pollution or violation of the surface layer of soils. Two sites with Haplic Chernozems and one Haplic Kastanozems (Endosalic, Cambic) were studied. Additionally, a catena was studied on the territory of the Ergeninsky upland with the inclusion of sites in various positions of the landscape (eluvial, transeluvial, transeluvial-accumulative). The comparison of the areal and profile magnetic susceptibility measured to a depth of 30 cm showed a direct correlation ($R^2 = 0.7$). It was found that the areal type of survey correctly captures the volumetric magnetic susceptibility (χ_s) to a depth of 30 cm. The variation of χ_s at sites with different types of soils reflects soil-climatic zonality and spatial lithological heterogeneity, expressed in different granulometric and mineralogical composition of the 0–30 cm layer on an area of 10×10 m. The areal magnetic susceptibility of soils can be an important additional indicator capable of reflecting the features of soil-forming, lithological and landscape geochemical processes occurring in the upper soil layer. Variation of χ_s at sites in different positions of the landscape occurs under the influence of planar flushing and a change in the direction of iron oxidogenesis processes depending on the position of the soil profile in the relief. The complex of measurements of areal and profile magnetic susceptibility can be used to study soil inhomogeneities caused by anthropogenic, paleocryogenic, geomorphological and lithogenic factors. Such an approach can be widely applied to the study of polluted soils and monitoring of agricultural land.

Keywords: Chernozems, Kastanozems, iron compounds, soil magnetism, spatial heterogeneity

УДК 631.46

ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРЫ ПРОКАРИОТНОГО СООБЩЕСТВА НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННОГО ЧЕРНОЗЕМА ПРИ ВНЕСЕНИИ НИТРАТА И ХЛОРИДА КАЛИЯ

© 2023 г. А. П. Власова^а, *, К. В. Павлов^а, Е. В. Морачевская^а, Д. Н. Липатов^а,
Л. А. Поздняков^а, Н. А. Манучарова^а, **

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

*e-mail: anastasya.nast-vlasova@yandex.ru

**e-mail: manucharova@mail.ru

Поступила в редакцию 29.09.2022 г.

После доработки 12.03.2023 г.

Принята к публикации 12.03.2023 г.

В лабораторном эксперименте изучено влияние солей нитрата и хлорида калия на структуру метаболически активного прокариотного сообщества чернозема, загрязненного нефтью. Объектами исследования служили образцы чернозема, отобранные в Воронежской области. Рассматривали филогенетическое и функциональное разнообразие прокариотного комплекса чернозема, загрязненного нефтью, при внесении нитрата и хлорида калия в условиях слабощелочной реакции среды. Загрязнение чернозема нефтью в количестве 5% от массы почвы приводило к подщелачиванию среды от 7.1 до 7.9. Внесение нитрата и хлорида калия, как отдельно, так и совместно в суммарной дозе 2 ммоль/100 г почвы снимало этот негативный эффект. Совместное внесение нитрата и хлорида калия приводило к двукратному увеличению биомассы метаболически активных клеток прокариот и числа копий функциональных генов, отвечающих за синтез ферментов алканмонооксигеназ, участвующих в разложении нефти. В присутствии нефти выявлено формирование специфического комплекса бактерий, в котором преобладали представители *Actinobacteria* (*Rhodococcus erythropolis*) и *Alphaproteobacteria* (*Bradyrhizobium japonicum*). *Rhodococcus erythropolis* и *Bradyrhizobium japonicum*, являясь автохтонными организмами в незагрязненной почве, начали занимать доминирующие позиции в нефтезагрязненных образцах, а внесение нитратов усилило этот эффект.

Ключевые слова: ремедиация нефтезагрязненных почв, типичный чернозем, прокариоты, легкорасстворимые соли, функциональные гены, алканмонооксигеназы

DOI: 10.31857/S0032180X22601165, EDN: VOFTDS

ВВЕДЕНИЕ

Стимулирование биологических процессов деградации нефти в почве — это наиболее экологичный и простой прием ремедиации нефтезагрязненных почв, в рамках которого применяются минеральные удобрения [12].

Внесение удобрений с целью очистки почв от нефти и нефтепродуктов позволяет стимулировать работу местного микробного комплекса разных типов почв, не прибегая к использованию недешевых препаратов микробных деструкторов нефти. Повышенная концентрация легко растворимых солей, так же как щелочная реакция среды, являются наиболее распространенными сопутствующими факторами при нефтезагрязнении. Предполагается, что эффект от воздействия хлоридов и нитратов на микробное сообщество изменяется в зависимости от реакции среды. Изучение химических и агрохимических условий деятельности микроорганизмов в нарушенных аг-

роценозах и природных системах в дальнейшем позволит усилить биотехнологические свойства микробного сообщества почв.

В рамках работы оценивали разнообразие, численность и биомассу метаболически активного прокариотного сообщества исследуемого чернозема; наличие функциональных генов *alkB* и *alkM*, синтез которых индуцируется алканами, а также численность метаболически активных клеток прокариот, обладающих этими генами.

Цель работы — изучение структуры прокариотного комплекса чернозема, загрязненного нефтью, при внесении нитрата и хлорида калия в условиях слабощелочной реакции среды.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования служили образцы горизонта (А) чернозема типичного (табл. 1) среднесуглинистого на лёссовидных

Таблица 1. Агрохимическая характеристика образца гумусового горизонта чернозема типичного (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)), использованного в модельном эксперименте

Показатель	Значение
Место отбора образцов	Каменная степь
Глубина отбора проб, см	2–10
Гумус, %	8.1
pH H ₂ O	7.1
Фосфор подвижный по Чирикову, мг P ₂ O ₅ /100 г	9.7
Азот минеральный, мг N/100 г	0.5
Калий подвижный по Чирикову мг K ₂ O/100 г	26.8

Таблица 2. Концентрация внесенных солей по вариантам опыта

Вариант опыта	KNO ₃		KCl	
	мг/100 г	ммоль/100 г	мг/100 г	ммоль/100 г
Контроль	0	0	0	0
Н (нефть)	0	0	0	0
Н + NO ₃	202	2	0	0
Н + Cl	0	0	149	2
Н + NO ₃ + Cl	202	2	149	2

суглинках (51°1'41" N, 40°43'31" E) [2]. Модельный лабораторный эксперимент по внесению нефти и минеральных солей проводили в сосудах, вмещающих 100 г почвы (объем 500 мл³, 82, 108, 70 мм). Почвенные образцы увлажняли водой, доводя давление почвенной влаги до –3.4 кПа (оптимальные значения влажности для развития большинства микроорганизмов), и поддерживали ее в течение всего эксперимента. Нефть добавляли в количестве, превышающем показатели сильнозагрязненных почв (5% от массы почвы). KNO₃ и KCl вносили в почву равномерно в форме растворов, концентрации анионов выравнивали в мольном отношении 2 ммоль анионов NO₃[–] и Cl[–] на 100 г почвы (табл. 2).

Эксперимент проводили в течение 9 мес. В почву вносили нефть Азово-Кубанского нефтегазосного бассейна (месторождение “Кубанская площадь”, скважина С-1, глубина отбора 2800–2832 м, возраст N₁², плотность нефти 0.835 г/см³ при 15°C, цетановое число 51, иодное число 0.4, вязкость условная 1.5 и кинематическая 4.9 при 20°C, мм²/с).

Измерение массовой доли нефтепродуктов проводили методом ИК-спектроскопии. Из каждого варианта опыта отбирали почвенные пробы массой 5 г, высушивали при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния. Содержание нефтепродуктов в высушенных пробах исследовали методом ИК-спектроскопии в соответствии с ПНД Ф 16.1:2.2.22-98.

Количественный учет клеток прокариот проводили с помощью люминесцентной микроскопии. Люминесцентно-микроскопическим методом с использованием различных флуорохромов: акридина оранжевого, Су3, определяли общую численность и численность метаболически активных клеток в исследуемых образцах [13]. Общую численность прокариот определяли с помощью красителя акридина оранжевого, вступающего в реакцию с ДНК клеток. Численность метаболически активных клеток устанавливали при окрашивании рРНК клеток специфическими флуоресцентно-мечеными олигонуклеотидными зондами, что позволяет сделать выводы не только о жизнеспособности микроорганизмов, но и исследовать микробное разнообразие *in situ*. В основе FISH-метода лежит реакция гибридизации между искусственно созданным флуоресцентным РНК-зондом и комплементарной ему нуклеотидной последовательностью участка 16S рибосомальной РНК, что позволяет учесть количество только метаболически активных представителей различных филумов. Гибридизацию исследуемых образцов проводили с помощью зондов, специфичных для некоторых филумов представителей доменов Archaea и Bacteria. Гибридизацию препаратов с флуоресцентно-мечеными зондами проводили в соответствии с методикой [4] при температуре 46°C. Условия гибридизации, использованные для различных зондов, концентрация формамида в гибридизационном буфере и кон-

центрация NaCl в буфере для промывки приведены в табл. 3.

Аналогичный метод гибридизации *in situ* с рРНК-специфичными флуоресцентно-мечеными олигонуклеотидными зондами (FISH — fluorescent *in situ* hybridization) использовали для определения экспрессии функциональных генов алкан-монооксигеназ (*alkB* и *alkM*), отвечающих за деградацию *n*-алканов в исследуемых образцах [10, 23, 25]. Праймер разрабатывали в соответствии с последовательностью генов *alkB* *Pseudomonas* AJ233397. Целевая область усиления составляет 870 базовых пар нуклеотидов. Гибридизацию препаратов с флуоресцентно-мечеными зондами проводили при температуре 45°C и концентрацией формамида 50% [26]. Условия гибридизации, использованные для зондов *alkB* и *alkM*, концентрация формамида в гибридизационном буфере и концентрация NaCl в буфере для промывки приведены в табл. 4–6.

Для прямого учета микроорганизмов использовали микроскоп Axioskop 2 plus, ZEISS, Германия. Численность микробных клеток, содержащихся в 1 г образца, вычисляли по формуле:

$$N = S_1 a n / \nu S_2 c,$$

где N — число клеток в 1 г почвы; S_1 — площадь препарата, мкм²; a — количество клеток в одном поле зрения, усреднение производили по всем препаратам; n — показатель разведения почвенной суспензии, мл; ν — объем капли, наносимой на стекло, мл; S_2 — площадь полей зрения микроскопа, мкм²; c — навеска почвы, г. Удельную массу микроорганизмов принимали равной 1 г/см³, содержание воды в клетках — 80%. Биомассу микробных клеток вычисляли, учитывая показатели сухой биомассы для одной бактериальной клетки объемом 0.1 мкм³ — 2×10^{-14} г [13].

Метод ПЦР в реальном времени (real-time PCR, qPCR) применяли для анализа числа копий ДНК представителей бактерий и обнаружения наличия генов *alkB*, кодирующих синтез алкан-монооксигеназы. Метод основан на обнаружении в реальном времени меченых молекул ДНК, флуоресценция которых увеличивается по мере накопления продукта ПЦР в течение каждого цикла амплификации. Количественный анализ числа копий ДНК прокариот в исследуемых вариантах проводили путем ПЦР в реальном времени на определенные сутки сукцессии (6, 15, 21 сут) на детектирующем амплификаторе DTLite4 ДНК-Технология. Для проведения полимеразной цепной реакции в реальном времени предварительно выделяли тотальное ДНК из исследуемых образцов на разных этапах сукцессии. Для этого использовали набор Power Soil DNA Kit. Последовательности праймеров, используемых в работе для выявления представителей домена

Bacteria и обнаружения наличия генов, кодирующих алканмонооксигеназы, а также протоколы программ амплификации, представлены в табл. 5. Результаты измерений обрабатывали с использованием пакета программы Realtime PCR. Данный детектирующий амплификатор DTLite4 совмещает в себе функции программируемого термоджестера и оптической системы, позволяющей регистрировать флуоресценцию реакционной смеси в пробирках в ходе полимеразной цепной реакции. Калибровку прибора проводили по зависимости интенсивности флуоресценции от логарифма концентрации ДНК стандартных растворов.

Для анализа разнообразия прокариотного комплекса исследуемых образцов почв применяли метод высокопроизводительного секвенирования консервативного участка гена 16S рРНК. Для экстракции тотальной ДНК применяли стандартные методы Power Soil DNA Isolation Kit (MO BIO, США), руководствуясь инструкциями производителя. Амплификацию фрагментов гена 16S рРНК осуществляли с помощью вырожденных праймеров, комплементарных последовательностям как бактерий, так и архей: PRK341F (CCTACGG-GRBGCASCAG) и PRK806R (GGACTACYVGG-GTATCTAAT). Полученные ПЦР-фрагменты очищали на колонках QIAquick согласно протоколу производителя. Каждый ПЦР-фрагмент растворяли в 50 мкл ТЕ-буфера, полученного материала было достаточно для дальнейшего анализа. Нуклеотидные последовательности переменных фрагментов генов 16S рибосомальных РНК из образцов метагеномной ДНК определяли с помощью высокопроизводительного секвенирования. Секвенирование проводили на полигеномном секвенаторе Illumina Miseq, время прочтения 39 ч, количество pair-endreads (парных прочтений) 8 млн. После проведенных прочтений с обоих концов ДНК формировали файл с прямыми и обратными прочтениями, которые представляли собой текстовое описание первичной структуры линейных макромолекул в виде последовательности мономеров. Обработку данных секвенирования проводили с использованием автоматизированного алгоритма QIIME 1.9.1, включающего объединение прямых и обратных прочтений. Удаление технических последовательностей, фильтрацию последовательностей с низкими показателями достоверности прочтения отдельных нуклеотидов (качество <Q20), фильтрацию химерных последовательностей, выравнивание прочтений на референсную последовательность 16S рРНК, распределение последовательностей по таксономическим единицам проводили с использованием базы данных Silva версии 132. Применяли алгоритм классификации операционных таксономических единиц (OTE) с открытым референсом (Open-reference OTU), порог классификации 97% [13].

Таблица 3. Примененные рРНК-специфичные олигонуклеотидные зонды

Зонд	Целевая группа организмов	Целевой участок 16S рРНК	Нуклеотидная последовательность зонда (5'–3')	Формамид, %	NaCl, mM	Ссылка
EUB338	Bacteria (+ <i>Planctomycetales</i> и <i>Verrucomicrobia-les</i>)	338–355	GCT GCC TCC CGT AGG AGT GC(W) GCC (W)CC CGT AGG (W)GT ^a	20	225	[4, 5]
ARCH915	Archaea	915–934,	GTG CTC CCC CGC CAA TTC CT	30	112	[21]
ARC344		344–363	TCGCGCCTGCTGCIC CCC GT			
ALF1b ALF968	<i>Alphaproteobacteria</i>	19–35	CGTTCGYTCTGAGCCAG ^a	20	225	[6, 15]
BET42a	<i>Betaproteobacteria</i>	1027–1043 ^r	GCC TTC CCA CTT CGT TT	35	80	[15]
GAM42a	<i>Gammaproteobacteria</i>	1027–1043 ^r	GCC TTC CCA CAT CGT TT	35	80	[15]
SRB385Db	<i>Deltaproteobacteria</i>	385–402	CGG CGT TGC TGC GTC AGG	20	225	[19]
CF319a	<i>Cytophaga-Flavobacterium</i>	319–336	TGG TCC GTG TCT CAG TAC	35	80	[14]
CFB560	<i>Bacteroidetes</i>	560–575	WCC CTT TAA ACC CAR T ^a	30	112	[22]
HGC69a	<i>Actinobacteria</i>	1901–1918 ^b	TAT AGT TAC CAC CGC CGT ^b	25	159	[20]
LGC354A, LGC354B, LGC354C	<i>Firmicutes</i>	354–371	TGG GAA GAT TCCCTA CTG C, CGG GAA GAT TCCCTA CTG C, CCG GAA GAT TCCCTA CTG C	35	80	[16]
HoAc1402	<i>Acidobacteria</i>	1402–1420	CTT TCG TGA TGT GAC GGG ^r	10	450	[9]
PLA886	<i>Planctomycetes</i>	886–904	GCC TTG CGA CCA TAC TCC C	30	112	[18]
VERR139	<i>Verrucomicrobia</i>	138–155	CGA GCT ATT CCC CTC TTG	10	450	[7]

^a Y = C или T, W = A или T, R = A или G.
^b Целевая молекула – 23 SpРНК.
в Зонд используется в сочетании с немеченым олигонуклеотидом 5'-TATAGTTACGGCCGCCGT-3'.
г Зонд используется в сочетании с немеченым олигонуклеотидом 5'-CTTTCGTGACGTGACGGGG-3'.

Таблица 4. Примененные в настоящем исследовании рРНК-специфичные олигонуклеотидные зонды для определения экспрессии функционального гена алкан-монооксигеназы (*alkB* и *alkM*) (метод FISH)

Зонд	Нуклеотидная последовательность зонда (5'–3')	Формамид, %*	NaCl, mM**
<i>alkB(F)</i>	Cy3-tgg-ccg-gct-act-ccg-atg-atc-gga-atc-tgg	50	500
<i>alkB(R)</i>	Cy3-cgc-gtg-gtg-atc-cga-gtg-ccg-ctg-aag-gtg		
<i>alkM(F)</i>	Cy3-cc-tgt-ctc-att-tgg-cgc-tcg-ttc-cta-cag-g	50	500
<i>alkM(R)</i>	Cy3-gt-gat-gat-ctg-aat-gtc-gtt-gta-act-gg		

* Концентрация формамида в гибридизационном буфере.

** Концентрация NaCl в буфере для промывки.

Таблица 5. Праймеры, использованные в работе qPCR

Целевая группа организмов	Праймеры	Нуклеотидная последовательность зонда (5'–3')	Ссылка
Bacteria (BAC)	11F 11-21 1492R 1492-1513	AGAGTTTGATCMTGGCTCAG TACGGYTACCTTGTTACGACTT	[17]
<i>AlkB</i>	480F 480-502 954R 954-971	GGTACGGSCAYTTCTACRTCGA CGGRTTCGCGTGRTGRT	[3]
<i>AlkM</i>		CCTGTCTCATTTGGCGCTCGTTCCTACAGG GTGATGATCTGAATGTCGTTGTAAGTGG	[24]

Таблица 6. Протоколы программ амплификации, используемые при работе real-time PCR

Вас 16S	<i>AlkB</i>	<i>AlkM</i>
1. 95°C – 03:00	1. 95°C – 05:00	1. 95°C – 05:00
2. 95°C – 00:10	2. 94°C – 01:00	2. 94°C – 01:00
50°C – 00:10	60°C – 01:00	60°C – 01:00
72°C – 00:20	72°C – 01:00	72°C – 01:00
100 циклов	30 циклов	30 циклов
3. 90°C – 25:00	3. 72°C – 03:00	3. 72°C – 03:00

Статистическую обработку данных проводили с помощью программы Statistica 6.0. Все пробы почв анализировали в 5-кратной повторности (каждый вариант включал пять повторений).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Загрязнение почвенных образцов нефтью в концентрации, соответствующей 5% от массы почвы и относящейся к сильному загрязнению, способствует снижению как общей микробной биомассы, так и биомассы метаболически активных прокариот, в среднем в 2 раза по сравнению с незагрязненной почвой. Филогенетическая структура метаболически активных представителей домена Bacteria в черноземе значительно изменилась в присутствии нефти. Повысилась доля актинобактерий, минорные филумы сокращали численность или выпадали из метаболически активного комплекса. При этом протеобактерии сохраняли

свое место среди доминантов. Отмеченные закономерности наблюдались ранее [12, 13].

Наибольшая численность бактерий (по количеству копий гена 16S рРНК) в нефтезагрязненных образцах наблюдалась в вариантах с совместным внесением нитратов и хлоридов калия (рис. 1). Это может быть обусловлено тем, что нитраты восполняют недостаток азота, а хлориды являются физиологическим подкислителем, не давая проявляться подщелачиванию, которое возникает при попадании нефти со щелочными примесями. Оценка величины кислотности показала, что в почвенных образцах с внесенной нефтью значение pH повышалось по сравнению с контролем до 7.9, тогда как в образцах, подвергшихся ремедиации, приближалось к 7.1 и соответствовало значениям контрольных незагрязненных вариантов.

Отмеченная закономерность проявляется и при анализе численности копий функционального гена *alkB* – кодирующего синтез фермента ал-

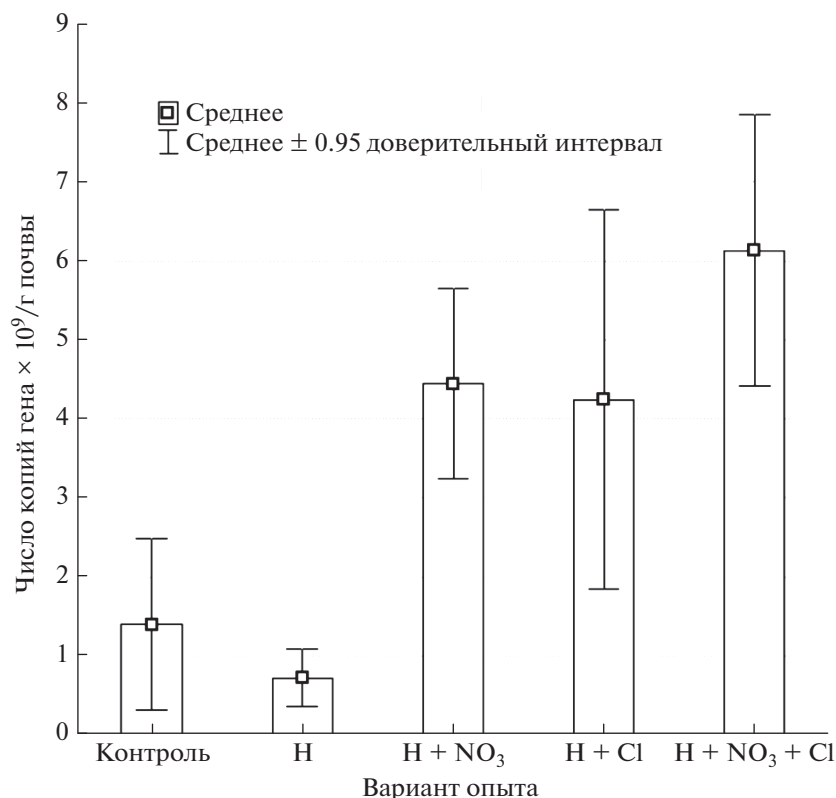


Рис. 1. Число копий гена 16S РНК в образцах опыта: контроль, Н – чернозем с внесением нефти, Н + NO₃ – чернозем с внесением нефти и KNO₃, Н + Cl – чернозем с внесением нефти и KCl, Н + NO₃ + Cl – чернозем с внесением нефти, KNO₃ и KCl, $n = 5$.

канмонооксигеназы. Наибольшее количество копий этого гена обнаружено в вариантах при совместном внесении хлоридов и нитратов калия (рис. 2), что указывает на повышенную скорость разложения углеводородов нефти среди исследуемых вариантов опыта.

Присутствие генов *alkB* и *alkM* свидетельствует об участии микробного сообщества в разложении алифатических углеводородов нефти (рис. 3). Что подтверждается определением остаточной концентрации нефти в почве. Так, содержание нефтепродуктов в первый месяц опыта в образцах чернозема было максимальным и достигало 11.7 г/кг. При добавлении хлорида калия и нитрата калия отмечалось снижение содержания нефтепродуктов в почве. Наименьшая концентрация нефти составляла 10.4 г/кг.

Таким образом, совместное внесение нитрата и хлорида калия в загрязненный нефтью чернозем в концентрации 2 ммоль/100 г приводит к увеличению в 2 раза биомассы метаболически активных клеток прокариот и числа копий функциональных генов, обеспечивающих разложение нефти.

Метагеномный анализ структуры микробных сообществ нефтезагрязненной почвы показал

(рис. 4), что в качестве доминирующих групп прокариотного бактериального сообщества во всех рассматриваемых вариантах (контрольных, загрязненных и подверженных агроремедиации) выделялись *Actinobacteria*, *Proteobacteria* и *Acidobacteria*. Различия в структуре прокариотных сообществ между вариантами выявлены только на уровне родов. В нефтезагрязненном варианте в присутствии нитрата калия среди филума *Actinobacteria* доминировали представители *Rhodococcus erythropolis* group, составляя 37% от актинобактерий и 18% от всех выявляемых бактерий (рис. 5). Согласно данным некоторых авторов [11], *Rhodococcus erythropolis* PR4 способен разлагать дизельное топливо, нормальные, изо- и циклопарафины, а также ароматические соединения.

Кроме того, в вариантах без внесения KNO₃ доля представителей *Gamma proteobacteria* составляла 5–10% от всех выявляемых протеобактерий, в то время как в вариантах с азотом их доля удваивается и достигает 19–22%. Среди протеобактерий доминирующими оказались представители *Bradyrhizobium japonicum* Group (Н + N 22%). По литературным данным, *Bradyrhizobium japonicum* – вид клубеньковых бактерий, способных разлагать катехин, который содержит фенольные кольца [1, 8].

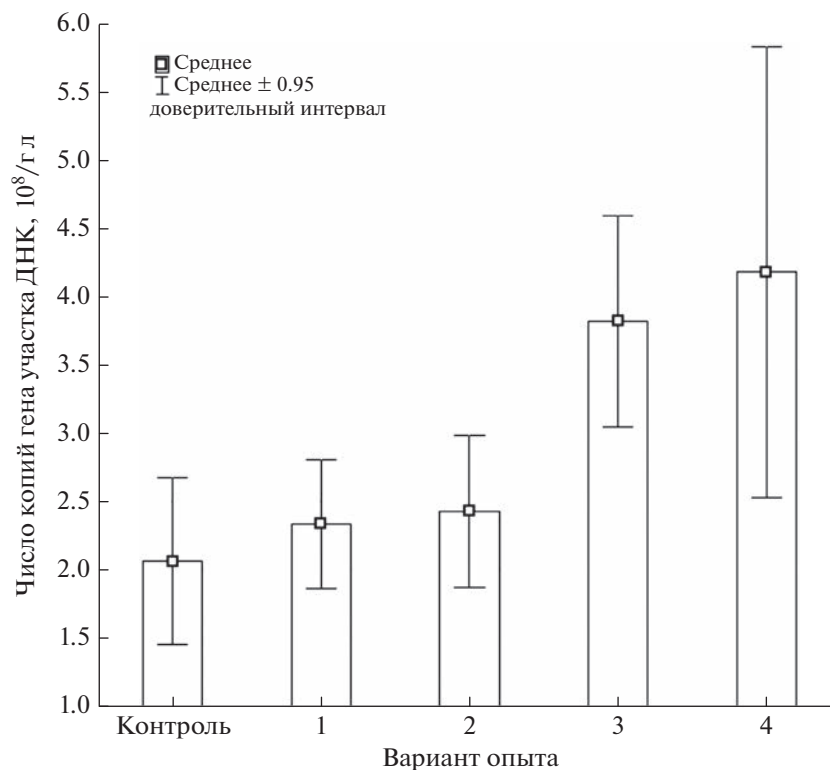


Рис. 2. Число копий участка функционального гена *alkB* в образцах опыта: контроль, 1 – чернозем с внесением нефти, 2 – чернозем с внесением нефти и KNO_3 , 3 – чернозем с внесением нефти и KCl , 4 – чернозем с внесением нефти, KNO_3 и KCl .

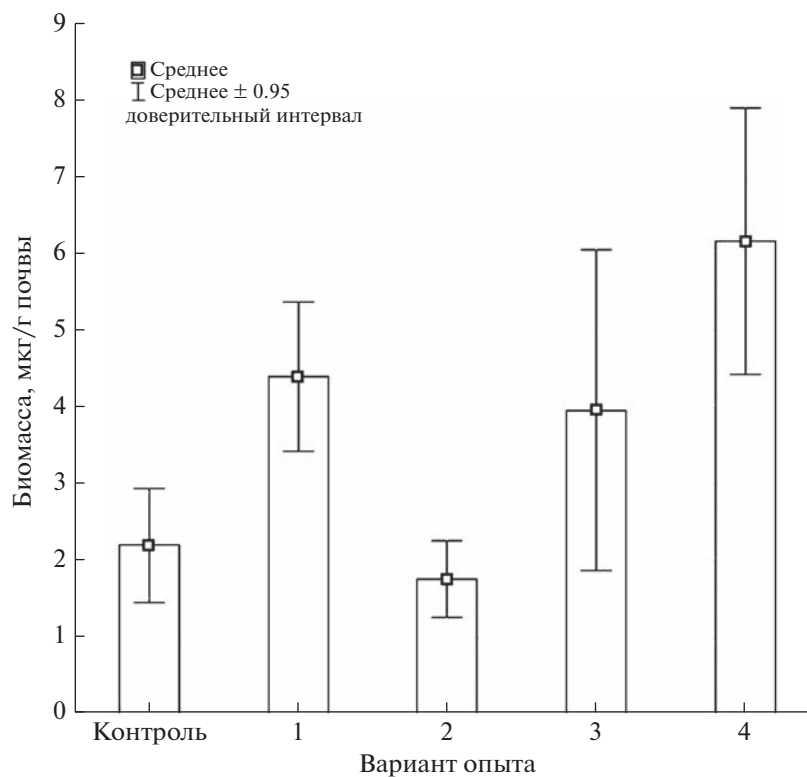


Рис. 3. Биомасса метаболически активных прокариот, имеющих ген *alkB* в исследуемых образцах чернозема: контроль, 1 – чернозем с внесением нефти, 2 – чернозем с внесением нефти и KNO_3 , 3 – чернозем с внесением нефти и KCl , 4 – чернозем с внесением нефти, KNO_3 и KCl , $n = 5$.

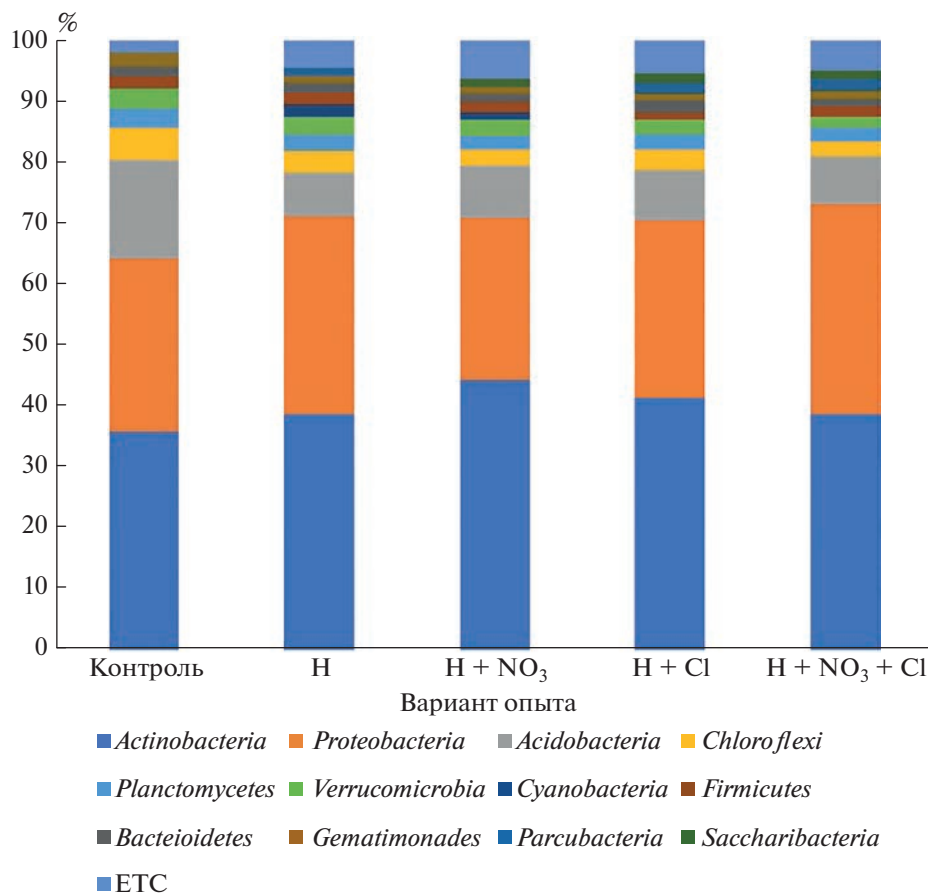


Рис. 4. Филогенетическая структура бактериального комплекса исследуемых образцов чернозема: контроль, Н – чернозем с внесением нефти, Н + NO₃ – чернозем с внесением нефти и KNO₃, Н + Cl – чернозем с внесением нефти и KCl, Н + NO₃ + Cl – чернозем с внесением нефти, KNO₃ и KCl.

Таким образом, результаты метагеномных исследований образцов чернозема показали, что *Rhodococcus erythropolis* и *Bradyrhizobium japonicum*, являясь минорным компонентом в контрольной почве, начинают занимать доминирующие позиции в структуре микробного комплекса в условиях загрязнения нефтью, а внесение нитрата калия усиливает этот эффект.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время существуют различные подходы к рекультивации нефтезагрязненных почв в зависимости от типа и степени загрязнения, учитывая биоклиматические, геоморфологические факторы, а также почвенно-растительные условия. Например, для биологической рекультивации земель могут применяться посевы однолетних трав – мелиорантов, обладающих развитой корневой системой и повышенной устойчивостью к загрязнению почвы нефтепродуктами, с последующим внесением удобрений. Данная технология направлена на активацию

имеющейся в почве (или привнесенной) биомассы нефтеокисляющих микроорганизмов.

Результаты исследований на примере чернозема показали, что сильное загрязнение (5% от массы почвы) приводило к подщелачиванию среды с 7.1 до 7.9. Внесение нитрата и хлорида калия в дозе 2 ммоль/100 г почвы снимало этот негативный эффект и поддерживало реакцию среды нефтезагрязненной почвы на постоянном уровне.

Совместное внесение в загрязненный нефтью чернозем нитрата и хлорида калия приводило к увеличению в 2 раза биомассы метаболически активных клеток прокариот и копий функциональных генов, отвечающих за синтез ферментов (алканмонооксигеназ), участвующих в разложении нефти.

В почвах, загрязненных нефтью, наблюдалось формирование специфического комплекса бактерий, в котором преобладали представители *Actinobacteria* (*Rhodococcus erythropolis*) и *Alphaproteobacteria* (*Bradyrhizobium japonicum*). Являясь автохтонными организмами в незагрязненном черноземе,

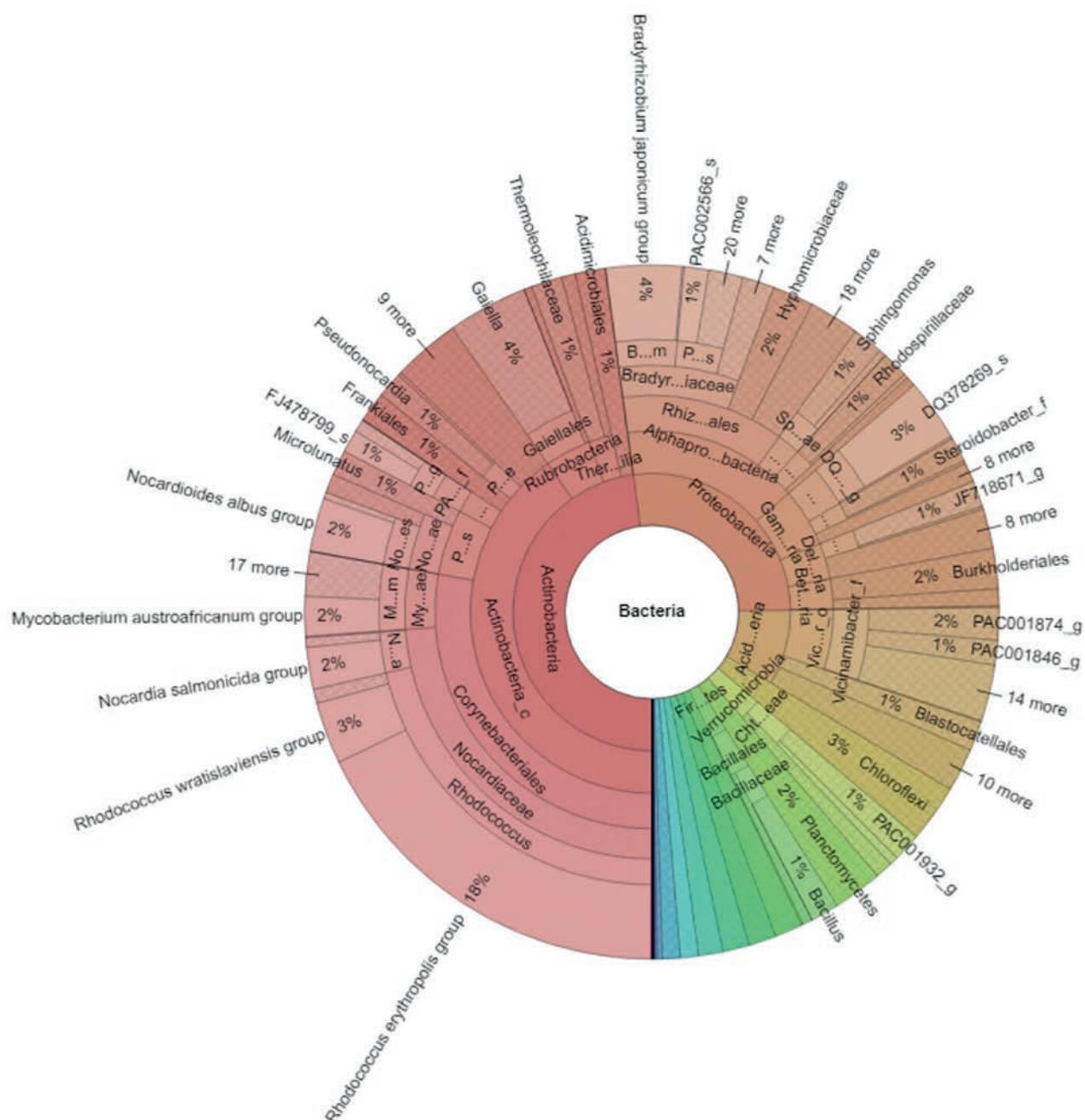


Рис. 5. Филогенетическая структура образца чернозема, загрязненного нефтью, с добавлением нитратов.

Rhodococcus erythropolis и *Bradyrhizobium japonicum* начинают доминировать в структуре микробного комплекса в условиях нефтяного загрязнения, а внесение агро-ремедианта (нитрата калия) лишь усиливает этот эффект.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Микробиологические исследования выполняли при финансовой поддержке Российского научного

фонда (грант № 21-14-00076). Агрохимические эксперименты и анализы водной вытяжки и электропроводности получали при поддержке в рамках темы НИР “Разработка и оценка комплекса инновационных агрохимических средств, мелиорантов и регуляторов роста в условиях агро-, техногенеза и городской среды” (ЦИТИС: 121041300098-7). Сбор образцов выполняли при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, проект № 075-15-2021-1396.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Добровольская Т.Г.* Структура бактериальных сообществ почв. М.: Академкнига, 2002. 281 с.
2. *Егоров В.В., Иванова Е.Н., Фридланд В.М.* Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
3. *Коришунова А.В.* Рибосомные и кодирующие белки гены (*gyrB*, *alkB* и *parE*) бактерий рода *Geobacillus* и использование их в таксономии и экологии. Дис. ... канд. биол. наук. М., 2014. 124 с.
4. *Amann R.I., Binder B.J., Olson R.J., Chisholm S.W., Devereux R., Stahl D.A.* Combination of 16S rRNA-Targeted Oligonucleotide Probes with Flow Cytometry for Analyzing Mixed Microbial Populations // *Appl. Environ. Microbiol.* 1990. V. 56. P. 1919–1925. <https://doi.org/10.1128/aem.56.6.1919-1925>
5. *Daims H., Bruhl A., Amann R., Schleifer K., Wagner M.* The domain-specific probe EUB338 is insufficient for the detection of all Bacteria: development and evaluation of a more comprehensive probe set // *Systematic Appl. Microbiol.* 1999. V. 22. № 3. P. 434–444. [https://doi.org/10.1016/S0723-2020\(99\)80053-8](https://doi.org/10.1016/S0723-2020(99)80053-8)
6. *Dedysh S.N., Panikov N.S., Tiedje J.M.* Acidophilic Methanotrophic Communities from Sphagnum Peat Bogs // *Appl. Environ. Microbiol.* 1998. V. 64. № 3. P. 922–929. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.3.922-929.1998>
7. *Dedysh S.N., Pankratov T.A., Belova S.E., Kulichevskaya I.S., Liesack W.* Phylogenetic Analysis and In Situ Identification of Bacteria Community Composition in an Acidic Sphagnum Peat Bog // *Appl. Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 3. P. 2110–2117. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.3.2110-2117.2006>
8. *Hopper W., Mahadevan A.* Degradation of catechin by *Bradyrhizobium japonicum* // *Biodegradation.* 1997. № 8. P. 159–165. <https://doi.org/10.1023/A:1008254812074>
9. *Juretschko S., Loy A., Lehner A., Wagner M.* The microbial community composition of a nitrifying-denitrifying activated sludge from an industrial sewage treatment plant analyzed by the full-cycle rRNA approach // *Systematic Appl. Microbiol.* 2002. V. 25. № 1. P. 84–99. <https://doi.org/10.1078/0723-2020-00093>
10. *Kok M., Oldenhuis R., vander Lindend M.P.G., Meulenbergh C.H.C., Kingma J., Witholt B.* The *Pseudomonas* oleovorans *alkBAC* operon encodes two structurally related rubredoxins and an aldehyde dehydrogenase // *J. Biol. Chem.* 1989. V. 264. № 10. P. 5442–5451. [https://doi.org/10.1016/S0021-9258\(18\)83565-7](https://doi.org/10.1016/S0021-9258(18)83565-7)
11. *Laczi K., Kis Á., Horváth B. et al.* Metabolic responses of *Rhodococcus erythropolis* PR4 grown on diesel oil and various hydrocarbons // *Appl. Microbiol Biotechnol.* 2015. V. 99. № 22. P. 9745–9759. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6936-z>
12. *Manucharova N.A., Ksenofontova N.A., Belov A.A., Kamenskiy N.N., Arzamazova A.V., Zenova G.M., Kinzhaev R.R., Trofimov S.Y., Stepanov A.L.* Prokaryotic component of oil-contaminated oligotrophic peat soil under different levels of mineral nutrition: biomass, diversity, and activity // *Eurasian Soil Science.* 2021. V. 54. № 1. P. 89–97. <https://doi.org/10.31857/s0032180x2101010x>
13. *Manucharova N.A., Ksenofontova N.A., Karimov T.D., Vlasova A.P., Zenova G.M., Stepanov A.L.* Changes in the phylogenetic structure of the metabolically active prokaryotic soil complex induced by oil pollution // *Microbiology.* 2020. V. 89. № 2. P. 219–230. <https://doi.org/10.31857/S0026365620020093>
14. *Manz W., Amann R., Ludwig W., Vancanneyt M., Schleifer K.H.* Application of a suite of 16S rRNA-specific oligonucleotide probes designed to investigate bacteria of the phylum cytophaga-flavobacter-bacteroides in the natural environment // *Microbiology.* 1996. V. 142. P. 1097–1106. <https://doi.org/10.1099/13500872-142-5-1097>
15. *Manz W., Amann R., Ludwig W., Wagner M., Schleifer K.H.* Phylogenetic Oligodeoxynucleotide Probes for the Major Subclasses of Proteobacteria: Problems and Solutions // *Systematic Appl. Microbiol.* 1992. V. 15. I. 4. P. 593–600. [https://doi.org/10.1016/S0723-2020\(11\)80121-9](https://doi.org/10.1016/S0723-2020(11)80121-9)
16. *Meier H., Amann R., Ludwig W., Schleifer K.H.* Specific Oligonucleotide Probes for in situ Detection of a Major Group of Gram-positive Bacteria with low DNA G + C Content // *Systematic Appl. Microbiol.* 1999. V. 22. I. 2. P. 186–196. [https://doi.org/10.1016/S0723-2020\(99\)80065-4](https://doi.org/10.1016/S0723-2020(99)80065-4)
17. *Monciardini P., Sosio M., Cavaletti L., Chiocchini C., Donadio S.* New PCR primers for the selective amplification of 16S rDNA from different groups of actinomycetes // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2002. V. 42. № 3. P. 419–429. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2002.tb01031.x>
18. *Neef A., Amann R., Schlesner H., Schleifer K.H.* Monitoring a widespread bacterial group: In situ detection of planctomycetes with 16S rRNA-targeted probes // *Microbiology.* 1998. V. 144. I. 12. P. 3257–3266. <https://doi.org/10.1099/00221287-144-12-3257>
19. *Rabus R., Wilkes H., Schramm A. et al.* Anaerobic utilization of alkylbenzenes and n-alkanes from crude oil in an enrichment culture of denitrifying bacteria affiliating with the beta-subclass of Proteobacteria // *Environ. Microbiol.* 1999. V. 1. № 2. P. 145–157. <https://doi.org/10.1046/j.1462-2920.1999.00014.x>
20. *Roller C., Wagner M., Amann R., Ludwig W., Schleifer K.H.* In situ probing of Gram-positive bacteria with high DNA G + C content using 23S rRNA-targeted oligonucleotides // *Microbiology.* 1994. V. 140. I. 10. P. 2849–2858. <https://doi.org/10.1099/00221287-140-10-2849>
21. *Stahl D.A., Amann R.* Development and application of nucleic acid probes. In *Nucleic acid techniques in bacterial systematics* / Eds. Stackebrandt E., Goodfellow M. Wiley, 1991. P. 205–248.

22. Weller R., Glöckner F.O., Amann R. 16S rRNA-Targeted Oligonucleotide Probes for the *in situ* Detection of Members of the Phylum Cytophaga-Flavobacterium-Bacteroides // Systematic Appl. Microbiol. 2000. V. 23. I. 1. P. 107–114.
[https://doi.org/10.1016/S0723-2020\(00\)80051-X](https://doi.org/10.1016/S0723-2020(00)80051-X)
23. Whyte L.G., Schultz A., Beilen J.B. et al. Assessment of the bio degradation potential of psychrotrophic micro-organisms // Can. J. Microbiol. 1996. V. 42. № 2. P. 99–106.
<https://doi.org/10.1139/m96-016>
24. Whyte L.G., Schultz A., Beilen J.B. et al. Prevalence of alkane monooxygenase genes in Arctic and Antarctic hydrocarbon-contaminated and pristine soils // FEMS Microbiol. Ecol. 2002. V. 41. № 2. P. 41–50.
<https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2002.tb00975.x>
25. Whyte L.G., Smits T.H., Labbé D., Witholt B., Greer C.W., van Beilen J.B. Gene cloning and characterization of multiple alkane hydroxylase systems in Rhodococcus strains Q15 and NRRL B-16531 // Appl. Environ. Microbiol. 2002. V. 68. № 12. P. 5933–5942.
<https://doi.org/10.1128/AEM.68.12.5933-5942.2002>
26. Zhili He, Liyou Wu, Matthew W. Fields, Jizhong Zhou. Use of Microarrays with Different Probe Sizes for Monitoring Gene Expression // Appl. Environ. Microbiol. 2005. V. 71. № 9. P. 5154–5162.
<https://doi.org/10.1128/AEM.71.9.5154-5162.2005>

The Prokaryotic Community Structure of Oil-Contaminated Chernozem during the Introduction of Nitrate and Potassium Chloride

A. P. Vlasova¹, *, K. V. Pavlov¹, E. V. Morachevskaya¹, D. N. Lipatov¹,
L. A. Pozdnyakov¹, and N. A. Manucharova¹, **

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

*e-mail: anastasya.nast-vlasova@yandex.ru

**e-mail: manucharova@mail.ru

The effect of nitrate and potassium chloride salts, on the structure of the metabolically active prokaryotic community of oil-contaminated chernozem has been studied. Molecular biological approaches and bioinformatic methods of analysis were used in the study. The objects of the study were samples of chernozem selected in the Voronezh region (N 51°1'41", E 40°43'31"). The phylogenetic and functional diversity of the prokaryotic complex of oil-contaminated chernozem was considered when introducing nitrate and potassium chloride under conditions of a slightly alkaline reaction of the medium. Contamination of chernozem with oil in an amount of 5% of the soil mass led to alkalinization of the medium from 7.1 to 7.9. The introduction of nitrate and potassium chloride, both separately and together in a total dose of 2 mmol/100 g of soil removed this negative effect. The combined addition of nitrate and potassium chloride led to a more than twofold increase in the biomass of metabolically active prokaryotic cells and the number of copies of functional genes responsible for the synthesis of alkanmonooxygenase enzymes involved in the decomposition of oil. In the presence of oil, the formation of a specific complex of bacteria was revealed, in which representatives of Actinobacteria (*Rhodococcus erythropolis*) and Alphaproteobacteria (*Bradyrhizobium japonicum*) prevailed. *Rhodococcus erythropolis* and *Bradyrhizobium japonicum*, being autochthonous organisms in uncontaminated soil, began to occupy dominant positions in oil-contaminated samples, and the introduction of nitrates enhanced this effect.

Keywords: remediation of oil-contaminated soils, typical chernozem, prokaryotes, hydrocarbons, easily soluble salts (nitrates and chlorides), functional genes, alkanmonooxygenases, soil

АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 546.798+631.427.3

НАКОПЛЕНИЕ ПЛУТОНИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬЮ НА РАЗНЫХ ПОЧВАХ

© 2023 г. М. А. Эдомская^{a, *}, С. Н. Лукашенко^a, А. А. Шупик^a, С. Г. Шаповалов^a^aВсероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии,
Киевское шоссе, 109 км, Обнинск, 249032 Россия

*e-mail: maisher@mail.ru

Поступила в редакцию 18.11.2022 г.

После доработки 30.01.2023 г.

Принята к публикации 01.02.2023 г.

Высокая вариабельность коэффициентов накопления плутония, представленных в литературных источниках, делает актуальным исследование по определению механизмов, влияющих на миграционную способность и доступность его для растительности. Изменчивость коэффициентов переноса объясняется различными свойствами почв, поскольку окислительно-восстановительный потенциал и кислотность почвы могут существенно влиять на подвижность плутония. В вегетационном опыте изучена миграция плутония в системе почва–сельскохозяйственное растение для разных почв. Анализ содержания $^{239+240}\text{Pu}$ проводили методом альфа-спектрометрии с предварительным радиохимическим выделением. Определены показатели миграции Pu с использованием в качестве тест-культур ячменя (*Hordeum*) и бобов (*Fabaceae*). Полученные в ходе вегетационных опытов коэффициенты накопления плутония находятся в диапазоне 3.1×10^{-4} – 6.8×10^{-3} при среднем значении 3.8×10^{-3} – для надземной части ячменя; 9.2×10^{-3} – 7.6×10^{-2} при среднем значении 3.8×10^{-2} – для корневой системы ячменя. Для надземной и корневой частей бобов диапазон коэффициента накопления составил 1.5×10^{-3} – 5.7×10^{-3} при среднем значении 3.7×10^{-3} и 5.8×10^{-2} – 6.5×10^{-2} при среднем значении 6.2×10^{-2} соответственно. Определено, что характер распределения плутония по вегетативным органам рассматриваемых культур неоднородный. В среднем коэффициент накопления плутония для надземной части растений в 40 раз меньше, чем для корневой. Установлено, что накопление плутония надземной частью растений, произрастающих на разных типах почв, неодинаково для отдельных видов/органов сельскохозяйственных растений. Для надземной части рассматриваемых сельскохозяйственных культур коэффициенты накопления различаются до нескольких порядков. В целом накопление плутония растительностью, произрастающей на разных типах почв, располагается в следующем ряду: дерново-подзолистая (Retisol) и серая лесная (Phaeozem) > болотная торфяная низинная (Histosol) > чернозем типичный (Chernozem). Наименьшее накопление плутония растительностью наблюдается в почвах с большим содержанием органического вещества. Для корневой части зависимость коэффициентов накопления плутония от свойств почв неоднозначна.

Ключевые слова: Pu, коэффициент накопления, система почва–растение, ячмень, бобы**DOI:** 10.31857/S0032180X22601463, **EDN:** FQBMUB

ВВЕДЕНИЕ

Оценки дозовых нагрузок, рассчитанные для территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварий, сбросов и выбросов предприятий ядерного энергетического цикла, демонстрируют, что в большинстве радиологических ситуаций вклад внутреннего облучения населения вследствие потребления продуктов питания, содержащих радионуклиды, в суммарную дозу сравним, а иногда даже выше вклада внешнего облучения [2].

В мировой практике достаточно исследований по изучению миграции искусственных радионуклидов в системе почва–растение. В основном, ис-

следования посвящены переходам таких традиционных изотопов, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , и гораздо меньшее количество исследованы переходы изотопов плутония.

Результаты мировых исследований миграции плутония в системе почва–растение обобщены группой экспертов МАГАТЭ и представлены в специальных публикациях [7–9]. Представленные в данных публикациях коэффициенты накопления (K_n) плутония отличаются высокой вариативностью значений до 4 порядков. Например, диапазон K_n для зерна злаковых культур составляет 2.0×10^{-7} – 1.1×10^{-3} , для кустарников – 6.4×10^{-5} – 6.6×10^{-1} . Возможно, это связано с тем,

что K_n представлены для объединенных групп различных видов растений, а также получены в различных почвенно-климатических условиях.

Значительный объем исследований накопления изотопов плутония в дикорастущей растительности произведен на территории 30 км зоны отчуждения и Полесского радиоэкологического заповедника [4–6, 13, 14]. Например, K_n плутония для травянистой растительности территории, подверженной чернобыльским выпадениям, находится на уровне $n \times 10^{-2}$. Так, для стеблей злаковых культур диапазон K_n составляет 3.0×10^{-3} – 4.1×10^{-1} , для осоки – 3.0×10^{-3} – 1.4×10^{-1} .

Обширные исследования были проведены по изучению накопления изотопов плутония дикорастущими и сельскохозяйственными растениями на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) [2, 11, 12]. Исследования проводили в естественных условиях, на участках с высоким содержанием плутония (до $n \times 10^4$ Бк/кг), на одном типе почвы в одной климатической зоне, что позволяет предположить, что систематическая погрешность при проведении данных исследований сведена к минимуму. Экспериментальные данные по коэффициентам накопления плутония растительностью, полученные при исследованиях, проведенных на территории СИП, выше обобщенных данных МАГАТЭ на 1–2 порядка для некоторых сельскохозяйственных культур. Например, среднее значение K_n надземной части моркови по данным МАГАТЭ составляет 2.2×10^{-3} , в то время как для территории СИП – 6.9×10^{-2} , для корнеплода моркови K_n составляет 3.9×10^{-4} и 3.9×10^{-2} соответственно. На 3 порядка выше значение K_n плодов баклажана, которые составили 5.5×10^{-2} для территории СИП и 6.2×10^{-5} по данным МАГАТЭ (данные представлены как плоды нелистных овощей). На 2 порядка отличаются и K_n для листовых овощей. Так, средний K_n составляет 8.3×10^{-5} , в то время как для листовой части капусты, выращенной на территории СИП, K_n составляет 1.2×10^{-3} .

Такая высокая вариабельность коэффициентов накопления плутония делает актуальным исследование по определению механизмов, влияющих на миграционную способность и доступность его для растительности.

Изменчивость коэффициентов переноса объясняется, различными свойствами почв, поскольку окислительно-восстановительный потенциал и кислотность почвы могут существенно влиять на подвижность плутония [8]. Например, как показано в публикации МАГАТЭ, наибольшие коэффициенты переноса для цезия характерны для торфяных или легких песчаных почв. Наименьшие коэффициенты переноса стронция характерны для органических почв, таких как

торф, и для почв с высоким содержанием кальция. Перенос как плутония, так и америция ниже в суглинистых, органических и известковых почвах [7]. Однако обзорные публикации, как правило, объединяют ряд исследований, проведенных в разное время при разных климатических условиях, что вносит некоторую неопределенность в результат.

Цель настоящей работы – исследовать зависимость коэффициента накопления плутония в системе почва–сельскохозяйственное растение для разных типов почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследование зависимости коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$ в системе почва–сельскохозяйственное растение для разных типов почв проводили для тест-культур: бобы (*Fabaceae*), сорт “Янтарный” и ячмень (*Hordeum*), сорт “Заерский-85”. Культуры выращивали на образцах пахотных горизонтов (20 см) 4 типов почв: болотная торфяная низинная (Histosol) Брянской области, чернозем типичный (Chernozem) Курской области, дерново-подзолистая (Retisol) Калужской области и серая лесная (Phaeozem) Липецкой области.

Подготовка почвы. Исходные физические и химические показатели почв представлены в табл. 1. Почвы высушивали до воздушно-сухого состояния и просеивали через сито с диаметром отверстий 3 мм. При тщательном перемешивании вносили водный раствор ^{239}Pu , приготовленный методом разбавления стандартного образца, представляющего азотнокислый раствор плутония, удельной активностью 2.24×10^4 Бк/мл. Общая концентрация плутония в почве составляла 425 Бк/кг для чернозема типичного и болотной торфяной низинной почв, 375 Бк/кг для дерново-подзолистой почвы и 490 Бк/кг для серой лесной почвы.

Подготовленные почвы инкубировали с поддержанием 60% влажности от полной влагоемкости в течение 45 сут при периодическом перемешивании.

После инкубирования почвы измеряли концентрацию $^{239+240}\text{Pu}$. Результаты анализа почвы представлены в табл. 2. Анализ образцов почвы показывает, что расхождение между расчетным и измеренным содержанием ^{239}Pu в почве не превышает 10%, при среднем 3.7%.

Проведение вегетационного опыта. Для выращивания культур ячменя и бобов использовали сосуды диаметром 22 см и высотой 20 см. Набивку сосудов осуществляли согласно стандартным методикам проведения вегетационных опытов в агрохимии [1]. На дно сосуда помещали дренаж в виде пластиковых гранул диаметром 5 мм, поверх

Таблица 1. Основные характеристики почв ($\pm SD$, $n = 3$)

Показатель	Тип почвы			
	болотная торфяная низинная	чернозем типичный	дерново-подзолистая	серая лесная
pH_{H_2O}	4.7 ± 0.01	6.2 ± 0.02	6.0 ± 0.01	—
pH_{KCl}	4.4 ± 0.01	5.5 ± 0.01	5.0 ± 0.01	5.7 ± 0.01
Органический углерод, %	21 ± 0.9	4.3 ± 0.08	1.0 ± 0.01	2.2 ± 0.19
H_T , смоль(экв)/кг	44 ± 1.9	3.2 ± 0.01	1.9 ± 0.02	—
Сумма обменных оснований, смоль(экв)/кг	110 ± 1.0	34 ± 0.2	5.3 ± 0.1	—
Обменный K_2O , мг/кг (по Масловой)	370 ± 4.0	120 ± 2.0	78 ± 1.3	93 ± 3.3
Подвижный P_2O_5 , мг/кг (по Кирсанову)	28 ± 0.6	120 ± 1.0	130 ± 2.0	200 ± 23

Таблица 2. Результаты контрольного анализа содержания ^{239}Pu в подготовленных почвах ($\pm \Delta$)

Тип почвы	Концентрация $^{239+240}Pu$, Бк/кг		Разница, %
	расчетное количество	полученное в ходе анализа	
Болотная торфяная низинная	425	424 ± 42	<1
		410 ± 62	4
		Среднее 417	Среднее 2
Чернозем типичный	425	423 ± 63	<1
		470 ± 71	10
		Среднее 447	Среднее 5
Дерново-подзолистая	375	343 ± 48	8
		386 ± 54	3
		368 ± 52	2
		Среднее 366	Среднее 2
Серая лесная	490	481 ± 72	2
		500 ± 75	2
		Среднее 491	Среднее <1

дренажа укладывали инертный водопроницаемый материал и ставили дренажную трубку, сверху насыпали сухую почву массой ~3.5 кг.

Каждый сосуд доводили по весу до 60% от полной влагоемкости почвы. Для достижения равномерного увлажнения почвы, подготовленные сосуды выдерживали 10 дней с ежедневным доливом воды на весах до соответствующей массы. Чтобы уменьшить испарение влаги, предотвратить образование почвенной корочки и уменьшить нагрев почвы солнцем, сверху насыпали пластиковые гранулы диаметром 5 мм светло-бежевого цвета.

Культуры высевали пророщенными семенами на глубину 0.5 см. Вегетационные опыты проводили в вегетационном домике, защищенном от внешних осадков. Повторность опыта 2-кратная.

Условия проведения вегетационного опыта контролировали с помощью регистратора температуры и влажности Elitech GSP-6 с автоматической записью каждый час. Диапазон температур вегетационного периода составил от +7 до +33°C, при среднем значении +16°C. Влажность воздуха находилась в пределах 12–96%, при средней 65%. Вегетационный период составлял 38 дней.

Пробоподготовка. По окончании вегетационного периода надземную часть бобов и ячменя срезали ножницами на расстоянии 5 мм от поверхности почвы. Отобранные образцы растений сразу после отбора промывали водопроводной водой и ополаскивали дистиллированной водой.

Почву с корневой системой аккуратно перенесли на сито диаметром 3 мм, почву отсеивали. Оставшиеся частицы почвы отмучивали в водо-

проводной воде до полного осветления воды и отсутствия видимых частиц минеральной составляющей почвы. Далее корни отмывали под проточной водой при постоянном потирании поверхности пальцами рук с визуальным контролем до полного отсутствия частиц почвы в воде. Отмытые корни опускали в емкость с дистиллированной водой. Воду с корнями перемешивали в течение ~1 мин, визуально контролируя отсутствие почвенных частиц на дне емкости. При обнаружении почвенных частиц проводили дополнительную отмывку корней.

Образцы надземной и корневой частей рассматриваемых сельскохозяйственных культур просушивали в сушильном шкафу при температуре 75°C до постоянного веса в течение 10–20 ч.

Анализ проб. Анализ содержания $^{239+240}\text{Pu}$ в образцах проводили методом, описанном в работе [10]. Сухие образцы растений помещали в керамические тигли, вносили ^{242}Pu в качестве трассера и проводили озоление в муфельной печи при температуре 500°C в течение 7–8 ч. Озоленные образцы количественно переносили в тefлоновый стакан 50 см³ концентрированной HNO_3 . Стакан накрывали фторопластовой крышкой и выпаривали на плитке до влажных солей. Далее последовательно вносили 25 см³ концентрированной HCl , 50 см³ концентрированной HNO_3 , 1–2 см³ H_2O_2 , 5–10 см³ 7.5 моль/л HNO_3 , упаривая до влажных солей после каждого добавления. К влажным солям добавляли 50–80 см³ 7.5 моль/л HNO_3 и нагревали в течение 10–15 мин. При неполном растворении образца пробу центрифугировали, повторяли процедуру разложения осадка до полного разложения. Полученные растворы объединяли.

В полученный после разложения раствор вносили 0.2–0.3 г NaNO_2 для стабилизации плутония в состоянии Pu^{4+} . Радиохимическое выделение плутония проводили методом ионообменной хроматографии на анионите АВ-17х8. Элюирование изотопов плутония проводили 5%-ном раствором гидроксилamina солянокислого ($\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$). Из полученного элюента методом соосаждения со LaF_3 с последующей фильтрацией на мембране из полиэфирсульфона с максимальным размером пор 0.1 мкм получали спектрометрические источники плутония.

Измерение удельной активности альфа-излучающих изотопов плутония в подготовленном источнике проводили альфа-спектрометрическим методом в альфа-спектрометрах Alpha Duo, ORTEC, в течение 24 ч. Расчет активности изотопов плутония (^{239}Pu и ^{240}Pu в сумме) выполняли из соотношения регистрируемых импульсов, исходя из известной активности предварительно введенной в пробу изотопной метки ^{242}Pu .

Коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$, необходимые для количественного описания параметров переноса радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные растения, рассчитывали как отношение содержания элементов в сухой биомассе растений к их содержанию в почве.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Экспериментальные данные о содержании плутония в образцах рассматриваемых сельскохозяйственных культур представлены в табл. 3. Диапазон коэффициентов накопления плутония по результатам исследования составил 3.1×10^{-4} – 6.8×10^{-3} для надземной части ячменя и 9.2×10^{-3} – 7.6×10^{-2} для корней (рис. 1). Для надземной и корневой частей бобов диапазон K_n составил 1.5×10^{-3} – 5.7×10^{-3} и 5.8×10^{-2} – 6.5×10^{-2} соответственно. При этом средние значения K_n для надземной части ячменя и бобов составили 3.8×10^{-3} и 3.7×10^{-3} соответственно. Для корней средние значения K_n – 3.8×10^{-2} для ячменя и 6.2×10^{-2} для бобов.

С целью оценки полученных K_n плутония для выращенных в ходе вегетационных опытов сельскохозяйственных культур проведено сравнение с аналогичными K_n , приведенными для сельскохозяйственных растений в обобщенных данных мировых исследований.

В связи с тем, что данных по накоплению плутония в мировой практике недостаточно, и представлены они для объединенных по биологическим особенностям групп растений, были взяты значения K_n для тех групп растений, к которым можно отнести исследуемые культуры (табл. 4).

Максимальное значение диапазона K_n для надземной части злаковых культур по данным МАГАТЭ – 9.0×10^{-4} – сравнимо с минимальным значением, полученным в настоящей работе – 3.1×10^{-4} , и на порядок меньше минимального значения, полученного для чернобыльских выпадений – 4.0×10^{-3} . При этом среднее значение коэффициента накопления плутония по данным МАГАТЭ, составляющее 1.6×10^{-4} , на порядок ниже, чем полученные в настоящей работе и для территорий СИП, составляющие 3.8×10^{-3} и 2.6×10^{-3} соответственно, а также на 2 порядка меньше, полученных для чернобыльских выпадений. Возможно, это связано с тем, что данные МАГАТЭ охватывают более широкий диапазон злаковых культур. Однако даже максимальные значения K_n плутония для злаковых культур, представленные в публикациях МАГАТЭ, меньше, чем в данных, представленных в публикациях по чернобыльским выпадениям и СИП.

Для надземной части бобовых также наблюдаются меньшие K_n в данных, представленных в

Таблица 3. Содержание плутония в вегетативных органах бобов и ячменя ($\pm SD$, $n = 2$)

Тип почвы	Орган	Сухая масса образца	Содержание ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu в образце, Бк	Концентрация ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг
Бобы сорт “Янтарные”				
Болотная торфяная низинная	Надземная часть	7.50	$(1.08 \pm 0.22) \times 10^{-2}$	1.44 ± 0.29
Чернозем типичный		9.77	$(6.19 \pm 1.86) \times 10^{-3}$	0.63 ± 0.19
Дерново-подзолистая		1.88	$(3.84 \pm 0.76) \times 10^{-3}$	2.04 ± 0.41
Серая лесная		4.94	$(1.06 \pm 0.21) \times 10^{-2}$	2.15 ± 0.43
Болотная торфяная низинная	Корни	2.80	$(7.69 \pm 1.15) \times 10^{-2}$	27.5 ± 4.1
Чернозем типичный		2.56	$(6.47 \pm 0.97) \times 10^{-2}$	25.3 ± 3.8
Дерново-подзолистая		1.69	$(3.52 \pm 0.53) \times 10^{-2}$	20.8 ± 3.1
Серая лесная		2.16	$(6.79 \pm 1.02) \times 10^{-2}$	31.4 ± 4.7
Ячмень сорт “Зазерский-85”				
Болотная торфяная низинная	Надземная часть	0.41	$(3.37 \pm 1.04) \times 10^{-4}$	0.82 ± 0.25
Чернозем типичный		0.41	$(5.47 \pm 1.71) \times 10^{-5}$	0.13 ± 0.04
Дерново-подзолистая		0.53	$(1.17 \pm 0.23) \times 10^{-3}$	2.20 ± 0.44
Серая лесная		0.29	$(9.68 \pm 1.94) \times 10^{-4}$	3.34 ± 0.67
Болотная торфяная низинная	Корни	0.29	$(1.13 \pm 0.17) \times 10^{-3}$	3.90 ± 0.58
Чернозем типичный		0.17	$(2.18 \pm 0.33) \times 10^{-3}$	12.8 ± 1.9
Дерново-подзолистая		0.43	$(1.17 \pm 0.18) \times 10^{-2}$	27.1 ± 4.1
Серая лесная		0.1	—	—

Таблица 4. Коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ по результатам вегетационных опытов и опубликованным данным

Вид	Орган	Параметр значения	Коэффициент накопления $^{239+240}\text{Pu}$			
			СИП	МАГАТЭ	чернобыльские выпадения	настоящее исследование
Злаковые	Надземная часть	Диапазон	—	$4.4 \times 10^{-7} - 9.0 \times 10^{-4}$	$4.0 \times 10^{-3} - 4.1 \times 10^{-1}$	$3.1 \times 10^{-4} - 6.8 \times 10^{-3}$
		Среднее	2.6×10^{-3}	1.6×10^{-4}	9.7×10^{-2}	3.8×10^{-3}
	Корни	Диапазон	—	—	$3.8 \times 10^{-1} - 9.7 \times 10^{-1}$	$9.2 \times 10^{-3} - 7.6 \times 10^{-2}$
		Среднее	8.3×10^{-2}	—	6.8×10^{-1}	3.8×10^{-2}
Бобовые	Надземная часть	Диапазон	—	$1.1 \times 10^{-4} - 2.9 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3} - 1.3 \times 10^{-1}$	$1.5 \times 10^{-3} - 5.7 \times 10^{-3}$
		Среднее	—	5.6×10^{-4}	3.16×10^{-2}	3.7×10^{-3}
	Корни	Диапазон	—	—	—	$5.8 \times 10^{-2} - 6.5 \times 10^{-2}$
		Среднее	—	—	—	6.2×10^{-2}

публикациях МАГАТЭ. Так, в настоящем исследовании среднее значение K_n надземной части бобов составило 3.7×10^{-3} , что на порядок выше данных МАГАТЭ (5.6×10^{-4}). Для надземной части дикорастущих бобовых культур на территории чернобыльских выпадений K_n составляет 3.16×10^{-2} , что на 2 порядка больше данных МАГАТЭ.

Характер распределения плутония в органах растений указывает, что наибольшие концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ наблюдаются в корнях рассматриваемых сельскохозяйственных культур. Содержание плутония в надземной части растений существенно ниже корневой до нескольких порядков. Так, коэффициенты накопления плутония для

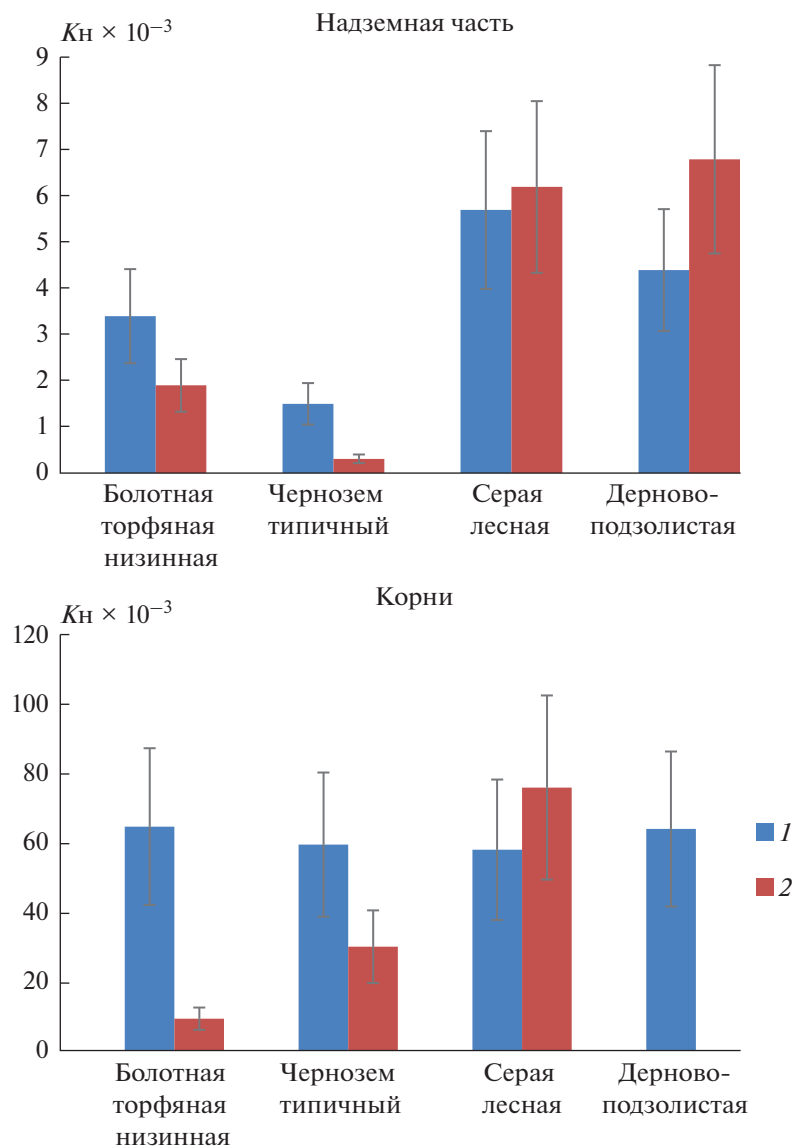


Рис. 1. Коэффициенты накопления плутония в вегетативных органах бобов сорта “Янтарные” (1) и ячменя сорта “Зазерский-85” (2).

корней бобов и ячменя больше K_n для надземной части в ~ 15 и ~ 10 раз соответственно.

Обширные исследования по изучению накопления изотопов плутония разными органами растений проведены на территории СИП [14]. Прежде всего, необходимо отметить очень высокую разницу в накоплении плутония разными органами растений, достигающую 2 порядков величин. Например, для томатов K_n для листьев и стеблей, по данным [3], составляет 4.8×10^{-3} и 1.7×10^{-3} соответственно, в то время как для корневой части этот коэффициент оценивается в 2.9×10^{-1} . Однако у некоторых культур наблюдается более высокие K_n плутония для надземных органов растения. Так, для перца наибольший K_n , по дан-

ным [3], фиксируется в листьях 1.1×10^{-2} , а для стеблей и корней он составляет 1.8×10^{-3} и 9.0×10^{-3} .

В целом данные литературных источников свидетельствуют о превышении коэффициентов накопления плутония корневой системой по сравнению с надземной частью растений.

В ходе исследования миграции плутония в системе почва–растение от типа почв для тест-культур ячменя и бобов установлено, что коэффициенты накопления плутония надземной частью можно ранжировать следующим образом:

– 6.8×10^{-3} (дерново-подзолистая) $> 6.2 \times 10^{-3}$ (серая лесная) $> 1.9 \times 10^{-3}$ (болотная торфяная низинная) $> 3.1 \times 10^{-4}$ (чернозем типичный) для тест-культуры ячмень сорта “Зазерский-85”;

– 5.7×10^{-3} (серая лесная) $> 4.4 \times 10^{-3}$ (дерново-подзолистая) $> 3.4 \times 10^{-3}$ (болотная торфяная низинная) $> 1.5 \times 10^{-4}$ (чернозем типичный) для тест-культуры бобы сорта “Янтарные”.

Результаты исследования показывают, что в целом K_n плутония для разных типов почв располагаются в следующем ряду: дерново-подзолистая и серая лесная $>$ болотная торфяная низинная $\gg$ чернозем типичный. В среднем максимальные и минимальные значения различаются на порядок (в ~ 30 раз).

Зависимости коэффициента накопления корневой частью от типа почв для тест-культуры бобов не выявлена, в среднем значение K_n плутония составило ~ 0.060 . Коэффициенты накопления плутония корневой частью для тест-культуры ячмень располагаются в ряд: 7.6×10^{-2} серая лесная $> 3.0 \times 10^{-2}$ чернозем типичный $> 9.2 \times 10^{-3}$ болотная торфяная низинная.

Анализ данных для корневой части растений показал неоднозначные данные о зависимости накопления плутония корнями от типа почв, на которых выращено растение.

Как описывалось выше, данные по K_n плутония, полученные в одинаковых условиях для определенных типов почв, в литературных источниках отсутствуют. Для сравнения полученных результатов выбраны объединенные данные для соответствующих групп растений и разрядов почв [7]:

– 5.4×10^{-4} (органические) $> 3.3 \times 10^{-5}$ (песчаные) $> 7.4 \times 10^{-6}$ (глинистые) $> 4.9 \times 10^{-6}$ (суглинистые) для зерна злаковых культур;

– 4.5×10^{-4} (суглинистые) $> 4.0 \times 10^{-5}$ (песчаные) $> 2.4 \times 10^{-6}$ (глинистые) для стеблей и побегов зерновых;

– 5.8×10^{-4} (суглинистые) $> 4.8 \times 10^{-4}$ (песчаные) $> 4.1 \times 10^{-4}$ (глинистые) для стеблей и побегов бобовых.

Данные литературных источников показывают различие коэффициентов накопления плутония растениями, выращенными на разных почвах, до 2 порядков величин.

С учетом проведенного исследования и объединенных данных МАГАТЭ можно предположить, что K_n плутония различаются до 2 порядков для растений, выращенных на разных типах почв. При этом для почв с большим содержанием органического вещества наблюдаются меньшие коэффициенты накопления. Вероятно, органическое вещество почв способствует уменьшению накопления плутония растениями.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе вегетационных экспериментов установлено, что особенности накопления плутония

сельскохозяйственными растениями, выращенными на разных типах почв, неодинаковы для отдельных видов/органов рассматриваемых культур.

В целом коэффициенты накопления плутония надземной частью растений для разных типов почв располагаются в следующем ряду: дерново-подзолистая и серая лесная $>$ болотная торфяная низинная $\gg$ чернозем типичный. При этом органическое вещество почв способствует снижению накопления плутония растениями.

Для корневой части рассматриваемых сельскохозяйственных культур зависимость коэффициентов накопления плутония неоднозначна. Для тест-культуры бобов зависимость не выявлена, в среднем значение K_n плутония составило $\sim 6.0 \times 10^{-2}$. Коэффициенты накопления плутония корневой частью для тест-культуры ячмень располагаются в ряд: 7.6×10^{-2} серая лесная $> 3.0 \times 10^{-2}$ чернозем типичный $> 9.2 \times 10^{-3}$ болотная торфяная низинная.

Установлено, что широкий диапазон K_n до 4 порядков величин, представленный в литературных данных, обуславливается условиями их произрастания и, в частности, типом почв.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках госзадания № FGNE-2021-0002.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Клечковский В.М., Петербургский А.В. Агрохимия: Уч. пос. Колос, 1967. 583 с.
2. Лукашенко С.Н. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. Павлодар: Дом печати, 2011. Вып. 3. Т. 2. 396 с. ISBN: 978-601-7112-38-7
3. Лукашенко С.Н., Эдомская М.А. Плутоний в окружающей среде: источники, механизмы распространения, концентрации // Радиационная биология. Радиоэкология. 2021. Т. 61. № 4. С. 394–424. <https://doi.org/10.31857/S086980312104007X>
4. Спиров Р.К., Никитин А.Н., Чешик И.А., Король Р.А. Аккумуляция трансурановых элементов надземными и подземными органами сосудистых растений // Докл. Национальной академии наук Беларуси. 2017. Т. 61. № 2. С. 51–57.
5. Тагай С.А., Дударева Н.В., Нилова Е.К. Параметры перехода ^{241}Am , $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ в сельскохозяйственные культуры // Современные проблемы радиобиологии – 2021: Мат-лы междунар. научн. конф. Гомель, 23–24 сентября 2021 г. Минск: Информационно-вычислительный центр Министерства финансов Республики Беларусь, 2021. С. 166–169.

6. Шуранкова О.А., Кудряшов В.П. Поступление трансурановых элементов ($^{239} + ^{240}\text{Pu}$, ^{241}Am) Чернобыльского происхождения в луговую растительность // Проблемы здоровья и экологии. 2006. № 1(7). С. 67–71.
7. Balonov M. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Reports Series No. 472. IAEA, 2010.
8. Barnett C.L. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616. IAEA, 2009.
9. Beresford N.A., Howard B.J. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to wildlife. Technical Reports Series No. 479. IAEA, 2014.
10. Edomskaia M.A., Lukashenko S.N., Stupakova G.A., Kharkin P.V., Gluchshenko V.N., Korovin S.V. Estimation of radionuclides global fallout levels in the soils of CIS and eastern Europe territory // J. Environ. Radioact. 2022. V. 247. P. 106865. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106865>
11. Kozhakhanov T.E., Lukashenko S.N., Larionova N.V. Accumulation of artificial radionuclides in agricultural plants in the area used for surface nuclear tests // J. Environ. Radioact. 2014. V. 137. P. 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.06.026>
12. Larionova N.V., Lukashenko S.N., Kabdyrakova A.M., Kunduzbayeva A.Y., Panitskiy A.V., Ivanova A.R. Transfer of radionuclides to plants of natural ecosystems at the Semipalatinsk Test Site // J. Environ. Radioact. 2018. V. 186. P. 63–70. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.006>
13. Lux D., Kammerer L., Rühm W., Wirth E. Cycling of Pu, Sr, Cs, and other longlived radionuclides in forest ecosystems of the 30-km zone around Chernobyl // Sci. Total Environ. 1995. V. 173. P. 375–384. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04741-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04741-7)
14. Sokolik G.A., Ovsiannikova S.V., Ivanova T.G., Leinova S.L. Soil–plant transfer of plutonium and americium in contaminated regions of Belarus after the Chernobyl catastrophe // Environ. Int. 2004. V. 30. P. 939–947. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.003>

Plutonium Accumulation by Vegetation on Different Soils

M. A. Edomskaia^{1, *}, S. N. Lukashenko¹, A. A. Shupik¹, and S. G. Shapovalov¹

¹Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, 249032 Russia

*e-mail: maisher@mail.ru

The high variability of the plutonium transfer factors presented in the literature makes it relevant to study the mechanisms that affect its migration ability and its availability for vegetation. The variability of transfer factors is explained by different properties of soils, since the redox potential and soil acidity can significantly affect the mobility of plutonium. In the vegetation experiment, the migration of plutonium in the “soil–agricultural plant” system was studied for different types of soils. The content of $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ was analyzed by alpha spectrometry with preliminary radiochemical isolation. Plutonium migration parameters were determined using barley (*Hordeum*) and beans (*Fabaceae*) as test cultures. The plutonium accumulation coefficients obtained in the course of vegetation experiments are in the range of 3.1×10^{-4} – 6.8×10^{-3} , with an average value of 3.8×10^{-3} for the aboveground part of barley and 9.2×10^{-3} – 7.6×10^{-2} , with an average value of 3.8×10^{-2} – for the root system of barley. The transfer factor range was 1.5×10^{-3} – 5.7×10^{-3} with an average value of 3.7×10^{-3} and 5.8×10^{-2} – 6.5×10^{-2} with an average value of 6.2×10^{-2} for the aboveground part and the root system of the beans, respectively. It has been determined that the nature of the plutonium distribution over the vegetative organs of the crops under consideration is non-uniform. On average, the plutonium transfer factor for the aboveground part of plants is lower than for the root part by more than 40 times. It has been determined that the accumulation of plutonium in the aboveground parts of plants growing on different types of soil is not the same for individual species/organs of agricultural plants. For the aboveground part of the agricultural crops under consideration, the transfer factors differ up to several orders of magnitude. In general, the accumulation of plutonium by vegetation growing on different soils types is arranged in the following row: soddy-podzolic (Retisol) and gray forest soil (Phaeozem) > lowland peat-bog (Histosol) $\gg$ typical chernozem (Chernozem). The smallest accumulation of plutonium by vegetation is observed in soils with a high content of organic matter. For the root system of plants, the dependence of the plutonium accumulation coefficients on the soil type is uncertain.

Keywords Pu, transfer factor, soil–plant system, barley, beans

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.92:913.1:332.362

РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ АНАЛИЗ ИСТОРИИ ЗЕМЛЕДЕЛЬЧЕСКОГО ОСВОЕНИЯ И ОЦЕНКА ТЕМПОВ ЭРОЗИИ ПОЧВ В БАССЕЙНЕ р. ЛОКНА, ТУЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ

© 2023 г. Н. Н. Иванова^а (ORCID: 0000-0002-9190-4392), Д. В. Фомичева^б,
Д. И. Рухович^б, Е. Н. Шамшурина^{а, *}

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

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

*e-mail: shamshyr@mail.ru

Поступила в редакцию 21.11.2022 г.

После доработки 14.02.2023 г.

Принята к публикации 22.02.2023 г.

По литературным и архивным данным прослежена динамика распаханности Тульской области/губернии в целом и отдельных ее уездов. Установлено, что массовое земледельческое освоение южной части современной Тульской области началось не ранее середины XVII в. По картам разных лет создания определены изменения площади пашни в бассейне р. Локны (Плавский район Тульской области) с конца XVIII в. до настоящего времени. Достоверность полученных величин распаханности территории подтверждена литературными данными. Реконструирован состав полевых культур и изменения систем земледелия в течение рассматриваемого периода, выявлена значительная консервативность этих показателей: паровое трехполье господствовало на протяжении XIX в. и первой половины XX в., преобладание ржи в озимых посевах и овса в яровых сохранялось до 1970-х гг. По WaTEM/SEDEM с использованием в качестве входных параметров основных факторов эрозии, реконструированных на основе исторических данных, рассчитаны интенсивность и объемы ливневого смыва для выделенных этапов освоения бассейна р. Локна. С целью сравнения результатов с литературными данными для периода 1980–1993 гг. рассчитаны темпы и объемы талого смыва. Проведена оценка достоверности реконструированных параметров модели для отдаленных исторических эпох. Проведен анализ исторических изменений факторов и темпов эрозии. Установлено, что максимум распаханности и интенсивности проявления эрозионных процессов в бассейне р. Локны наблюдался в последней четверти XIX–начале XX вв. Выявлено влияние расположения пахотных угодий относительно элементов рельефа на величины темпов и объемов смыва.

Ключевые слова: площадь пашни, состав севооборотов, ретроспективное моделирование ливневой эрозии, WaTEM/SEDEM, Luvic Chernic Phaeozems, Luvic Greyzemic Chernic Phaeozems

DOI: 10.31857/S0032180X22601475, **EDN:** VONWQZ

ВВЕДЕНИЕ

Обрабатываемые угодья (территории, где не менее 30% ландшафта — это пахотные земли) в настоящее время покрывают почти четверть сухопутной поверхности Земли. За 30 лет после 1950 г. было распаханно больше земель, чем за 150 лет в период между 1700 и 1850 гг. [46]. Развитие эрозионных процессов на сельскохозяйственных землях, помимо снижения плодородия и ухудшения физических характеристик почв в результате редукции верхних горизонтов, приводит к активизации выноса почвенно-грунтового материала за пределы пашни. Поступление насыщенных удобрений, пестицидами и другими загрязняющими веществами продуктов смыва способствует

деградации луговых угодий, заилению и эвтрофикации поверхностных водотоков и водоемов, ухудшению качества воды. Это становится серьезной экологической и экономической проблемой, поскольку ущерб от деградации окружающей среды может в разы превышать потери от снижения плодородия почв [17]. Динамика темпов эрозионно-аккумулятивных процессов на склоновых распаханых водосборах во многом определяется изменениями площади пашни и положения границ полей относительно элементов рельефа, а также изменениями почвозащитной способности высеваемых культур в течение всего периода земледельческого освоения территории. Инструментом, позволяющим выявить тренды антропогенной нагрузки на агроландшафты про-

шлого, может служить количественная оценка интенсивности смыва при помощи математического моделирования с использованием исторических данных об изменениях основных факторов эрозии. Реконструкция темпов эрозионно-аккумулятивных процессов при различных сценариях землепользования дает возможность понять и объяснить современное пространственное положение ареалов смыва и аккумуляции, что невозможно сделать, если учитывать только современную структуру агроландшафта. Выявленные тренды преобразования структуры почвенного покрова в долгосрочной перспективе могут служить основой для создания экологически безопасных сценариев сельскохозяйственного производства и повышения качества предоставляемых экосистемных услуг [49].

Основным лимитирующим фактором в ретроспективных исследованиях динамики землепользования является требование к наличию картографических материалов нужной детальности для возможно большего количества временных срезов. Вероятно, поэтому основная масса работ по реконструкции темпов смыва охватывает период с 50-х гг. прошлого века, для которого доступны аэрофотоснимки, космоснимки и картографические материалы надлежащего качества [24, 48, 54, 57, 61]. Возможность изучения длительной истории землепользования существует, например, для стран, входивших в состав Австро-Венгерской империи, где первые кадастровые карты для всей территории были созданы в период с 1826 по 1843 гг. [51, 53, 56]. В нашей стране точкой отсчета для любых исследований, связанных с динамикой границ сельхозугодий, являются Атласы и планы Генерального межевания (ГМ), проводившегося в разных губерниях преимущественно Европейской территории России в период с конца XVIII в. по первую четверть XIX в., поскольку это первые картографические источники, отображающие расположение пахотных массивов. Отечественные работы по ретроспективной количественной оценке интенсивности эрозии за длительный период весьма немногочисленны. Это реконструкция изменений границ сельхозугодий и темпов и объемов смыва за 250-летний период для участка на юге лесной зоны [63], моделирование эрозии за всю историю сельскохозяйственного использования для малого водосбора в Курской области [10], оценка изменений объемов смыва, вызванных смещением границ пашни на малом водосборе в Тульской области [64].

Результаты моделирования эрозионных процессов в большой степени определяются надежностью определения входных параметров: морфологии рельефа, эрозионного потенциала осадков, эродированности почв и почвозащитных свойств агроценозов. А в случае ретроспективной оценки

темпов смыва за длительный период это обстоятельство приобретает решающее значение.

Цель работы — реконструкция исторических изменений основных факторов эрозии в бассейне малой реки лесостепной зоны Европейской территории России с определением степени достоверности и ретроспективная оценка интенсивности смыва почвы при выпадении ливневых дождей путем математического моделирования с использованием реконструированных входных параметров за период с конца XVIII в. до наших дней.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Реконструкцию пространственного положения границ угодий, изменений состава полевых культур и расчеты темпов смыва проводили для бассейна малой р. Локны, левого притока р. Плав (площадь водосбора 174.8 км², длина 21 км), расположенного в Плавском районе Тульской области (рис. 1а).

Природные условия. Бассейн р. Локна характеризуется типичным для наиболее возвышенной северо-западной части Среднерусской возвышенности холмисто-увалистым эрозионным рельефом с расчлененными ложбинами и потяжинами выпуклыми склонами и густой сетью глубоко врезанных балок и речных долин. Средняя глубина вертикального расчленения составляет 60–70 м. С точки зрения физико-географического районирования это Соснинско-Упинский известняковый возвышенный долинно-балочный вторично степной район типичной лесостепи с преобладанием плакорных склоновых типов местностей [44]. Климат района умеренно континентальный, средняя температура января –10°C, июля +19°C. Среднегодовое количество осадков составляет 525–630 мм. Согласно почвенно-географическому районированию, территория относится к Среднерусской лесостепной провинции, Новомосковско-Плавскому почвенному району оподзоленных и выщелоченных черноземов. В почвенном покрове бассейна доминируют черноземы выщелоченные (Luvic Chernic Phaeozems) и оподзоленные (Luvic Greyzem Chernic Phaeozems). Почвообразующей породой являются карбонатные лёссовидные суглинки [35].

В настоящее время склоны междуречий полностью распаханы, пашня практически повсеместно доходит до бровок долинно-балочной сети. Естественная травянистая растительность сохранилась местами на бортах долин, где не производится выпас скота. Леса встречаются на бортах эрозионных форм и в виде редких небольших массивов на возвышенных участках водораздельных пространств. Характерной чертой агрогенного микрорельефа являются напаша — линейные



Рис. 1. Местоположение района исследований (а): 1 – населенные пункты, 2 – граница Тульской области, 3 – границы районов, 4 – граница Плавского района, 5 – бассейн р. Локна. Расположение участков засечной черты в XVII в. (b): 1 – Большая засечная черта, 2 – названия засек, 3 – ворота в засеках, 4 – крепостцы, 5 – леса (по [47]).

формы в виде валов высотой до 1.5 м вдоль нижней границы пашни. Помимо современных напашей, на склонах малых долин в бассейне р. Локны, как и в Тульской области в целом, часто встречаются старые формы, маркирующие положение нижней границы полей в предыдущие периоды освоения [19].

История освоения. Южная часть Тульской области, где расположен бассейн р. Локны, относится к зоне первоначальной колонизации, заселенной в XVI–XVIII вв. [11]. Освоение заокских земель к югу от Москвы сдерживалось угрозой крымско-ногайских набегов, которые начались после обособления Крымского ханства в конце XV в. и продолжались на протяжении почти двух столетий. Постоянная опасность заставила создать сложную систему защиты и управления южнорусским пограничьем — польской Украиной [47], включавшую строительство и укрепление засечных черт. Большая Засечная черта в рассматриваемом регионе проходила в окрестностях Белева, Одоева, Крапивны и прикрывала Тулу (рис. 1б).

Земледельческое освоение земель, лежащих к югу от засечной черты, было существенно ограничено. Так, в переписи селений, расположенных в 20-верстной полосе вдоль одного из участков засек, с русской стороны насчитано 67 сел, 139 деревень, 5 починков, 99 пустошей, 22 погоста, пашни 36308 четей, а с полевой стороны — “оброчных земель две пустоши, 25 полянок да луги Мошинские” [47, с. 44].

Только к середине XVII в. южный фронт окончательно перемещается к Белгородской укрепленной линии, оставляя в тылу районы Тульских и Крапивенских засек, в том числе бассейн рек Плавы и Локны. Отставание в степени освоения сохранялось длительное время. Определенная по итогам писцовых книг во второй четверти XVII в. распаханность земель в уездах Тульской губернии показывает тесную связь с их географическим положением. Если в северных Алексинском и Каширском уездах пашня занимала 40–50% территории, то в плодородных черноземных Крапивенском, Чернском, Епифанском, Ефремовском — от 3 до 24% [6]. Показательно, что и с. Сергиевское, расположенное у слияния рек Локны и Плавы (ныне г. Плавск) основано в 1671 г.

С конца XVII в. земледельческое освоение района исследований стало массовым и шло высокими темпами. К моменту Генерального межевания Тульского наместничества (1778–1780 гг.) бассейн р. Локны располагался в пределах двух уездов: Крапивенского и Чернского. В Крапивенском уезде пашня занимала 78% территории [1], в Чернском — 78.6% [18]. В течение первой половины XIX в. прирост пахотных угодий практически не происходил, в 1852 г. распаханность земель

Крапивенского уезда оставалась на уровне 78% [7]. После реформы 1861 г. земельные участки крестьянам часто отводили на неудобьях. По данным Экспедиции по исследованию источников главнейших рек Европейской России в бассейне верхнего течения р. Оки и на водосборах притоков верхнего Дона в пореформенное время крестьянские наделы нарезались на бортах малых долин [3]. Статистические данные по Тульской губернии в целом показывают, что площадь неудобий сократилась с 9% в 1850-х гг. [7] до 2.9% в конце 1880-х гг. [9]. Эта информация дает основания предполагать, что сохранившиеся до настоящего времени старые напашы на бортах долинной сети в бассейне р. Локны маркируют нижние границы наделов, распадка которых произошла в 1860–1870 гг.

По результатам поземельной переписи 1887 г. [9] в Крапивенском уезде в 1881 г. было распаханно 78.4% земель, а в 1887 г. — 79.8%, в Чернском уезде — 79.8 и 80.5% соответственно. Таким образом, за 200 лет с конца XVII в. по конец XIX в. в исследуемом регионе в земледельческий оборот было введено от 56 до 64% территории, и степень распаханности приблизилась к предельной.

Статистические данные о распаханности территории в первой четверти XX в. отрывочны и неоднозначны. В 1900–1902 гг. в Чернском уезде распахивалось 85% надельной крестьянской земли, в Крапивенском уезде — 80.1% [16]. Эти данные по крестьянским наделам можно отнести к распаханности земель в уездах в целом, поскольку в Центральной черноземной области разница в распределении угодий на крестьянских и владельческих землях, вследствие громадного преобладания пашни (от 2/3 до 3/4 всей земли вообще), была весьма незначительной [36]. По данным Всероссийской сельскохозяйственной и Поземельной переписи 1917 г. [34], в Чернском уезде по всем категориям хозяйств распахивалось 79.8% земель, в том числе в крестьянских хозяйствах 81.4%. В начале 1920-х гг. из-за продразверстки тульские крестьяне резко сократили площади посевов. Если в 1910–1912 гг. в губернии засеивали 1 млн 254 тыс. десятин земли, то в 1920 только 63% от этой величины, а в 1921 — 48% от уровня 1910-х гг. [31]. Однако введение НЭПа и отмена продналога привели к быстрому восстановлению площади пашни.

Великая Отечественная война нанесла значительный ущерб сельскому хозяйству области. Район исследований был оккупирован, на его территории велись боевые действия. Посевные площади Плавского, Чернского и Крапивенского районов достигли довоенного уровня только к середине 1950-х гг. [28]. В 1956 г. в Тульской области распахивалось 67.8% земель [27]. До 90-х гг. XX в. распаханность колебалась в диапазоне 60–68%.

Таблица 1. Используемые картографические материалы

Название	Масштаб	Годы создания	Точность отображения контуров эрозионной сети, м
План Генерального межевания Чернского уезда	1 : 42000	1776–1780	200
Военно-топографическая карта (карта Шуберта)	1 : 126000	1880-е	150
Топографическая военная карта Рабоче-крестьянской Красной Армии	1 : 100000	1939–1941	80
Топографическая карта	1 : 25000	1960	30

Значительные изменения в сельском хозяйстве произошли в 1990-е годы. В результате экономического и политического кризиса началось сокращение площади реально обрабатываемых земель. В Докладе о состоянии и использовании земель сельскохозяйственного назначения в Российской Федерации в 2014 г. [12] приводится площадь неиспользуемой пашни в Тульской области в 521.1 тыс. га, что составляет 20.3% от всего земельного фонда. На основании этих данных можно рассчитать, что в 2014 г. в Тульской области распаивалось около 40% земель. Анализ динамики посевных площадей за период 2000–2018 гг. показывает, что это была минимальная величина распаханности [43], в последующие годы шел процесс введения в сельскохозяйственный оборот ранее заброшенных земель. По данным Управления Федеральной службы государственной регистрации, кадастра и картографии по Тульской области [13] в настоящее время пашня занимает 60.6%, залежи – 0.3%.

Анализ изменений состава полевых культур и систем земледелия. Анализ литературных и архивных источников показал, что набор высеваемых растений и практикуемые системы земледелия в исследуемом регионе оказались величинами консервативными. В течение всего XIX в. и первой четверти XX-го столетия преобладающей системой было классическое паровое трехполье. Среди озимых культур почти 200 лет (с конца XVIII в. и вплоть до 70-х гг. XX в.) господствовала озимая рожь, которая в XVIII и XIX вв. была основной продовольственной культурой крестьянского населения. Только в последней четверти XX в. пшеница стала преобладающей озимой культурой. Среди яровых в конце XVIII и первой половине XIX в. главной культурой был овес, далее с большим отставанием в зависимости от местности высевались гречиха или просо, а также в незначительных количествах ячмень, лен, горох [4, 42]. Только к середине XIX в. стали появляться первые посевы пропашных культур – картофеля и сахарной свеклы [7]. Площади под ними были очень незначительны, свекловица для переработки в сахарный песок разводилась только в трех

уездах губернии, в том числе в Чернском, небольшие поля располагались вблизи сахароваренных заводов [30].

Вплоть до середины 1930-х гг. в исследуемом регионе в основном продолжало преобладать трехполье. Главной культурой оставалась озимая рожь, немного увеличилась доля озимой пшеницы, несколько сократились посевы овса и увеличилась доля гречихи и кормовых культур [32].

К середине 1950-х гг. в посевах почти четверть площадей занимала озимая рожь, 19% было под овсом. Увеличилась доля пропашных культур, в основном картофеля и кукурузы на зерно [28].

В конце 1970-х гг. за счет исчезновения паров увеличились посевы зерновых культур и картофеля, началось промышленное выращивание овощных культур. К 1980-м годам посадки овощей занимали более трети посевных площадей [29]. К началу 1990-х гг. происходило дальнейшее расширение площадей под пропашными культурами. Кукуруза, картофель и сахарная свекла составляли почти половину посевов. До 10% площади было под многолетними травами [21].

В начале XXI в. сохранились практически неизменными площади под зерновыми, значительно уменьшилась доля пропашных и овощей, ощутимо увеличились посевы многолетних трав. С 2005 г. до настоящего времени идет увеличение площадей под озимой пшеницей с одновременным уменьшением их под озимой рожью. Резко уменьшаются посевы многолетних трав, к 2018 г. отмечается практически двукратное сокращение площади чистых паров.

Реконструкция границ пашни. Определение расположения и площади пахотных угодий для разных временных отрезков исследуемого периода проводили по старинным и современным картам, а также космоснимкам. Основным требованием к картографическим источникам, используемым для исторической реконструкции, является характер отображения на них границ угодий, позволяющий произвести адекватную привязку к цифровой модели рельефа (табл. 1). Желательно,

чтобы карты максимально равномерно освещали выбранный исторический интервал.

Границы пашни по старинным, современным картам и космоснимкам оцифровывали вручную. Схемы землепользования на периоды с 1780 по 1941 гг. создавали по историческим картам, подобранным на электронном ресурсе в сети Internet: <http://www.etomesto.ru/>.

Привязка старинных карт процесс непростой. Неточности привязки определяются как изменением границ объектов за счет искажения бумажного листа карты при сканировании, так и ошибками в прорисовке географической обстановки на подлинниках. Особенно это справедливо для таких картографических источников, как планы ГМ, которые по способу создания являются не инструментальными. В XVIII в. практики съемок с непосредственным вычерчиванием ситуации в поле на “геометрическом столике” (мензуле) еще не было. Карты ГМ были графическим изложением съемочных журналов-описаний. Сохранялся и даже узаконивался разрыв во времени между съемкой и составлением планов и межевых книг [33]. Отрисовка эрозионной сети на планах ГМ зачастую отличается существенными неточностями, как в отношении плановых очертаний, так и наличия некоторых ее элементов.

На плане ГМ Чернского уезда [8] отдельными знаками обозначены селитебные территории, дороги, луга, леса и пашни. Смещение тальвегов эрозионной сети относительно их реальных очертаний в среднем составляет 200 м. Положение оцифрованных границ пашни было скорректировано относительно контуров существующей эрозионной сети на современных космических снимках высокого разрешения (дистанционное зондирование Земли с сайта Yandex с пространственным разрешением 0.8–6 м и с сайта Google с пространственным разрешением 0.8–1.2 м).

На Военно-топографической карте Российской империи (составитель — Ф.Ф. Шуберт, масштаб 3 версты в дюйме, что эквивалентно М 1 : 126000) отдельными знаками обозначены населенные пункты с прилежащими угодьям (огородами, садами, хмелевыми плантациями и т.д.), луга, кустарники, леса, болота, дороги. Для листа 15–15, куда попадает большая часть бассейна р. Локны, указаны годы создания 1874–1901, однако непосредственные съемочные работы проводили в 1880-х гг. На карте нет специальных обозначений для пашни, но детальность отображения других угодий (лесов, болот и лугов) и селитебных территорий позволяет допустить, что все оставшиеся свободные площади были под пашней. Эрозионная сеть имеет более приближенные к реальности очертания, на карте показаны все существующие балочные формы и их отвершки, однако смещение относительно ее истинного положения в

среднем составляет 150 м. Отсутствие специального обозначения для пахотных угодий (т.е. отсутствие линейных границ) несколько снижает точность оцифровки.

На карте Рабоче-крестьянской Красной Армии 1939–1941 гг. отдельными знаками обозначены селитебные территории, дороги, луга, леса и пашни. Изображение эрозионной сети отличается большей точностью, в среднем смещение составляет 80 м.

Для определения границ пашни в 1960 г. использовали отсканированные листы топографической карты масштаба 1 : 25000. Они привязывались вручную по опорным точкам, таким как церкви в крупных селах, изгибы реки, повороты крупных дорог. Точность привязки составила 20 м. На карте отдельными знаками обозначены селитебные территории, дороги, луга, леса и пашни. Смещение изображения эрозионной сети относительно реальных ее очертаний не превышало 60 м в редких случаях при плохой сохранности листа карты.

Для реконструкции структуры землепользования после 1969 г. были использованы подробные схемы границ пашни (М 1 : 10000), созданные на основе тематического дешифрирования космических снимков, полученных разными спутниками с 1969 по 2020 гг. с пространственным разрешением от 0.8 до 30 м (Landsat 8 разрешением 15 м, ДДЗ с сайта Yandex с пространственным разрешением 0.8–6 м и с сайта Google с пространственным разрешением 0.8–1.2 м, а также панхроматическая съемка, спутник КН-9 (1975 г.) и КН-4В (1968 г.) Corona США с пространственным разрешением 1.8 и 6 м), топографических и кадастровых карт различного масштаба (от 1 : 25000 до 1 : 200000), по методике ретроспективного мониторинга почвенно-земельного покрова, изложенной в работах [5, 37–40].

Анализ динамики почвозащитной способности агроценозов и выделение этапов освоения. Реконструкция темпов смыва с пашни за весь период сельскохозяйственного использования территории требует оценки изменений почвозащитной способности агроценозов. Как показано выше, количественные данные о площадях под разными культурами появились только в 80-х годах XIX в. Для почти столетнего периода после проведения ГМ были найдены только сведения о составе посевов за отдельные годы. Поэтому реконструкция приблизительной структуры севооборотов проводилась следующим образом. Был составлен перечень полевых культур, когда-либо высевавшихся в течение этого периода, которые были объединены в группы по степени их почвозащитной способности: озимые, яровые густопокровные, пропашные, многолетние травы. Оценить долю площади, занимаемой каждой из групп, помогает знание о

практиковавшейся системе земледелия. Классическое паровое трехполье предполагает деление пахотных земель на озимый, яровой и паровой клин, примерно равные по площади. Основной озимой культурой была рожь, следовательно, она занимала около 30% пашни. Примерное соотношение групп культур в яровом поле определялось путем экспертной оценки. Таким образом были получены соотношения доли озимых, яровых, пропашных культур, пара и многолетних трав в процентах от общей площади пашни по годам, для которых были найдены данные. Далее был проведен анализ изменений в структуре посевов, значимых для их противоэрозионной роли, таких, как исчезновение паров, появление пропашных культур и многолетних трав и др. Весь изучаемый период был разделен на временные отрезки, в течение которых соотношение групп культур с различной почвозащитной способностью оставалось относительно постоянным, также принималось во внимание время создания использованных для реконструкции площадей пашни картографических материалов. Было сделано допущение, что положение и площадь пашни не изменялись на протяжении каждого выделенного этапа. В качестве соотношения площадей, занятых группами культур, принимали средние значения для всех имеющихся годовых данных каждого временного отрезка.

Моделирование эрозии

Характеристики использованной модели. Для расчета ливневого смыва использовали WaTEM/SEDEM (Water and Tillage Erosion Model and Sediment Delivery Model) — модель эрозии почвы, работающую на основе растровой ГИС, разработанную в Католическом университете Левен, Бельгия [59, 60]. Порядок расчетов и входные параметры основаны на алгоритме RUSLE. Разработчики модели позиционируют ее как пространственно-распределенную, в ней имеется блок, позволяющий рассчитывать переотложение наносов. Модель широко используется в последние годы [55, 61], в том числе для ретроспективных оценок темпов эрозионно-аккумулятивных процессов [51, 58, 63, 64].

Расчет потерь почвы от смыва в период весеннего снеготаяния традиционно проводится на основе модели Государственного гидрологического института (ГГИ), переработанной Г.А. Ларионовым [22]. Одним из входных параметров является слой поверхностного весеннего склонового стока. Его формирование — это чрезвычайно многофакторный, трудно прогнозируемый процесс. Не существует однозначной зависимости между предвесенними запасами воды в снеге и количеством твердых осадков [24]. В последние десятилетия весенний сток наблюдается только в отдель-

ные годы, что связывают с общим изменением климата. По данным наблюдений на Новосибирской зональной агролесомелиоративной опытной станции, располагающейся в 80 км к югу от участка исследования, с середины 1990-х гг. началось значительное сокращение величины поверхностного стока при снеготаянии, а в последние 20 лет коэффициент стока равен 0 [2]. Восстановить динамику слоя поверхностного стока за 250 лет практически не представляется возможным. Экстраполяция на весь агрикультурный период значений талого стока для годов разработки модели ГГИ (1970-е), когда зимой наблюдались устойчивые отрицательные температуры и постоянный снежный покров, является значительным допущением в связи с отсутствием данных о погодных условиях, характерных для XVIII и XIX вв. Например, в 1925 г. метеостанция одного из Тульских оружейных заводов зафиксировала сход снега в январе, в феврале слой снега составил 1 см, а к 20 марта снежный покров полностью исчез [20]. Поэтому в представленной работе рассчитывали смыв почвы от стока ливневых вод, а расчет суммарного смыва проводили только для обеспеченного данными периода 1980–1993 гг. для возможности сравнения расчетных значений с литературными оценками.

Определение входных параметров модели. В WaTEM/SEDEM используются входные параметры, характеризующие морфологию рельефа, эрозионную способность осадков, эродируемость почв и почвозащитные свойства севооборотов. Эрозионный потенциал рельефа (*LS*-фактор) определялся на основе цифровой модели рельефа из открытого источника (SRTM) с размером ячейки 30 × 30 м. Эрозионный потенциал ливневых осадков (*R*-фактор) рассчитывали на основании среднесуточных измерений суммы осадков [52] метеостанции в г. Павелец в 130 км от бассейна р. Локна. Здесь имеется наиболее полный ряд данных, начиная с 1936 г., позволяющий проследить динамику выпадения осадков. Изменения *R*-фактора на протяжении инструментального периода наблюдений имеют волнообразный характер. Так, его значения для периода 1941–1965 гг. равны среднему за все годы (262 МДж мм/(га ч год)). Максимальные значения *R*-фактора отмечены для периода 1965–1980 гг. Далее прослеживается тенденция к снижению значений до минимальных в 1993–2010 гг. С 2010 по 2019 гг. наблюдается увеличение значений эрозионного потенциала осадков.

Коэффициент эродируемости почвенного покрова (*K*-фактор) рассчитывали на основе натуральных определений содержания $C_{орг}$ и гранулометрического состава в 28 точках опробования пахотного горизонта (0–25 см) одного из ранее исследованных авторами малых водосборов с типичным для бассейна р. Локны рельефом и структурой поч-

венного покрова [64]. Образцы отбирали по катенам на склонах разной экспозиции, в выборку вошли черноземы выщелоченные и оподзоленные разной степени эродированности. В зависимости от степени редукции почвенного профиля содержание органического углерода изменяется от 1.8 до 4.4% (среднее значение для водосбора 3.4%, коэффициент вариации 15%). Среднее содержание илистой фракции в пахотном горизонте почв разной степени смытости составляет 53.3% (коэффициент вариации 3%). В итоге коэффициент вариации K -фактора не превышает 6%. Черноземы выщелоченные и оподзоленные в бассейне р. Локна отличаются тяжелым гранулометрическим составом, различия в содержании фракции ила в пахотном горизонте почв разной степени смытости невелики [45], что подтверждается и нашими расчетами. На исследованном водосборе представлены практически все варианты агрогенной трансформации почвенного профиля, встречающиеся в бассейне р. Локна — от несмытых почв, где пахотный горизонт формируется из материала горизонта А, до сильносмытых. Можно предположить, что варьирование значений K -фактора для всего исследуемого периода с последовательным появлением ареалов все более и более смытых почв также будет незначительным. В этой связи надо отметить, что глубина вспашки не была постоянной — до 1910-х гг. при обработке без оборота пласта она не превышала 10–12 см [36], т.е. мощность $A_{\text{пах}}$ была вдвое меньше современной. Таким образом, при средней глубине подошвы горизонта А 50–55 см даже на сильносмытых почвах пахотный горизонт формировался в предшествующие эпохи из материала горизонта А, без подпахивания нижележащих более бедных гумусом слоев.

Для определения почвозащитной способности агроценозов (C -фактор) для выделенных групп культур были приняты агроэрозионные индексы, рассчитанные Ларионовым [22] в рамках адаптации базы данных универсального уравнения эрозии (USLE) для условий России.

Степень точности реконструкции входных параметров модели различна. Наиболее достоверной является оценка рельефа пашни. Знание пространственного положения границ распаханых участков на разных этапах освоения позволяет проводить расчет фактора LS . Реконструируя динамику почвозащитной способности агроценозов, надо иметь в виду, что прямая экстраполяция современных агроэрозионных индексов на исторический период в несколько веков невозможна без определенных допущений. Агроэрозионные индексы были разработаны в 70–80-х годах XX в. на основании полевых опытов. За 200 лет до этого культивировались сорта с другой биомассой, сроками наступления фенофаз и выхода на пороговые значения проективного покрытия. Менялись

сроки и технологии сева — строчный посев стал практиковаться в исследуемом регионе только на рубеже XIX и XX вв. с появлением механических сеялок [36], до этого сеяли вручную вразброс. Коэффициент эродированности почв в расчетах принимали неизменным. При использовании WaTEM/SEDEM в пределах территорий, где в отличие от бассейна р. Локна распространены почвы, профиль которых характеризуется значительной неоднородностью гранулометрического состава, вероятно, необходимо учитывать изменения коэффициента эродированности K в течение периода землепользования, вследствие увеличения со временем степени смытости почв.

Наибольшая неопределенность имеет место при реконструкции эрозионного потенциала осадков. Инструментальные измерения суточного слоя осадков производятся с конца XIX в. Оценка динамики эродирующей способности дождей для отдаленных по времени эпох возможна только качественно на основе косвенных данных, например, повторяемости влажных и сухих лет [50] или по колебаниям урожайности сельскохозяйственных культур и их возможной связи с агрометеорологическими факторами [14, 15]. В Атласе засухи европейской части России за 1400–2016 гг. на основании сети из 697 годовых хронологий годовых колец деревьев был рассчитан средний самокалибрующий индекс интенсивности засухи Палмера (PDS) за июнь–июль–август [50]. Установлено, что на Европейской территории России частота влажных лет с PDS выше одного стандартного отклонения за 1795–2015 гг. является относительно стабильной характеристикой. При исследовании урожайности яровой пшеницы в Европейской территории России выявлена 28-летняя цикличность и сделано предположение о связи этого показателя с 30-летним периодом колебания осадков. Установлено, что отличия средних значений фактической урожайности по выделенным периодам варьируют в пределах 10% от общего среднего для временного отрезка 1800–1965 гг. [14, 15]. Таким образом, прослеживается невысокая вариабельность показателей повторяемости влажных лет и урожайности зерновых, что позволяет сделать предположение об относительной стабильности метеорологических условий. В настоящей работе по аналогии с другими работами по ретроспективной оценке темпов эрозии почв [51, 63] для четырех расчетных периодов, начиная с конца XVIII в., была принята одинаковая средняя величина R -фактора.

Таким образом, чем дальше по временной шкале отстоит от сегодняшнего дня каждый расчетный период, тем более увеличивается неопределенность реконструированных величин входных параметров модели. Это необходимо учитывать при оценке области ее применения.

Таблица 2. Изменения основных факторов эрозии, темпов и объемов ливневого смыва и площадей пашни в бассейне р. Локна на разных этапах освоения

Период, годы	Доля пашни, % от площади бассейна	Входные параметры модели (факторы)			Темпы смыва, т/га в год	Объем смыва, тыс. т в год
		<i>R</i>	<i>C</i>	<i>K</i>		
1797–1861	79	262	0.45	51	10.5	147
1861–1913	81	262	0.45	51	11.3	163
1913–1941	71	262	0.42	51	9.6	121
1941–1965	72	262	0.32	51	7.0	90
1965–1980	72	312	0.32	51	8.2	105
1980–1993	64	280	0.38	51	8.5	96
1993–2010	51	227	0.29	51	5.4	49
2010–2019	58	268	0.30	51	6.7	69

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Оценка достоверности определения площади пахотных угодий. Проведено сравнение площадей пашни, полученных путем оцифровки границ угодий на старинных картах, с литературными данными об изменениях распаханности в Крапивенском и Чернском уездах и Тульской губернии/области в целом.

Сравнение данных показывает, что площади пашни исследованного участка, рассчитанные по картам XVIII и XIX вв., точность которых вызывает наибольшие сомнения (планы ГМ и Военно-топографическая), хорошо совпадают с литературными данными по Крапивенскому и Чернскому уездам (расхождения составляют не более 2%) (табл. S1). Для последующих эпох сравнение может проводиться только с данными о распаханности Тульской губернии/области в целом. Вследствие значительной внутренней неоднородности природных условий по причине переходного положения территории между лесной и лесостепной зонами, сопоставлять можно не величины распаханности, а только тренды их изменений. Полученный тренд для бассейна р. Локны на конец XX и начало XXI вв. близок к динамике пашни Тульской области в целом. Надо отметить, что показатели официальной статистики часто не отражают реального положения вещей. Сравнительный анализ данных сельскохозяйственных переписей за 2006 и 2016 гг. и Росреестра за 2002 и 2016 гг. по Тульской области [41] показал, что сведения о площадях пашни Росреестр завышает на 3–10%, а по залежам занижает на порядок. По мнению Люри с соавт. [26], Тульская область представляет собой пример региона с медленным сокращением сельскохозяйственных земель в XX в. и ускоренным — на рубеже XX и XXI вв. Их пло-

щадь с 1897 по 1990 гг. уменьшилась в среднем на 7.3%, а с 1990 по 2007 г. — на 38%.

Анализ динамики почвозащитной способности посевов в течение исследуемого периода. Для полученных соотношений групп культур с различной почвозащитной способностью для каждого выделенного периода освоения бассейна была рассчитана средняя почвозащитная способность агроценозов (*C*-фактор). Результаты представлены в виде диаграммы (рис. S1).

Почвозащитная способность агроценозов в течение исследуемого периода изменялась от 0.29 до 0.45 (табл. 2). Низкая противозрозийная стойкость севооборотов в период господства парового трехполья объясняется высокой долей черного пара. В дальнейшем внутри выделенных периодов наблюдались разнонаправленные тенденции. Так, в середине XX в. почти полное исчезновение паров и появление посевов многолетних трав происходило с одновременным увеличением доли пропашных. Однако, несмотря на низкую почвозащитную способность пропашных культур, наиболее сильное влияние на средние значения *C*-фактора для каждого периода оказывает количество паровых земель.

Изменения темпов и объемов ливневого смыва. В результате моделирования была получена серия карт с пространственным положением зон с разными темпами смыва в бассейне р. Локны для каждого периода освоения (рис. S2). Диапазон изменений полученных значений темпов ливневого смыва за весь изученный период составил от 5.4 до 11.3 т/га в год (табл. 2).

Согласно нашим расчетам, максимальные темпы и объемы смыва получены для периода 1861–1913 гг. при том, что эрозионный потенциал осадков, почвозащитная способность агроценозов и эродруемость почв были неизменными по

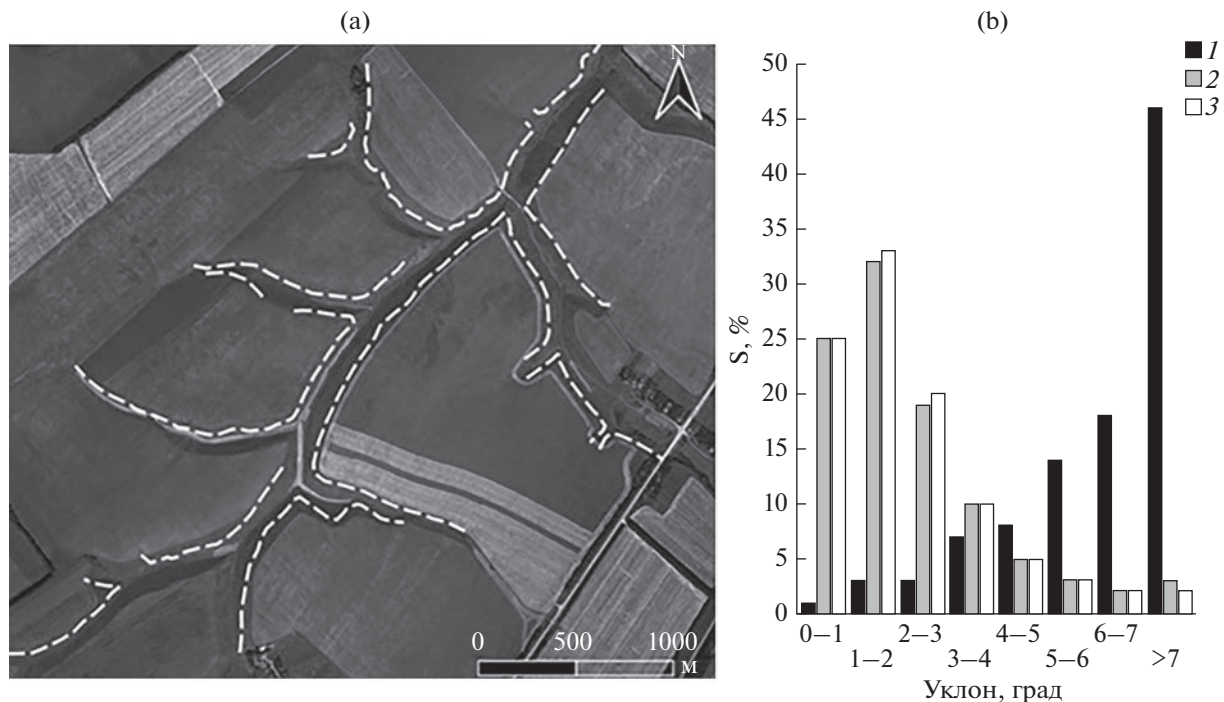


Рис. 2. Положение старых границ пашни (пунктиром) на бортах балки Часовенков верх, фрагмент, снимок Yandex Satellite (a). Распределение уклонов на современной и заброшенной пашне на водосборе балки, % от всей площади водосборного бассейна (b): 1 – залежь, 2 – пашня в старых границах, 3 – пашня в современных границах.

сравнению с предыдущим временным отрезком. Прирост площади пашни был незначительным, но существенные изменения произошли в пространственном положении границ пахотных угодий. Это обстоятельство требует разъяснений. Характерной особенностью исследуемого региона было быстрое и массовое сельскохозяйственное освоение. К концу XVIII в. распаханность бассейна р. Локны составляла 79%, т.е. с учетом площади, занятой долинно-балочной сетью (11%), селитебными территориями и лесами (10%), освоенные были все пахотнопригодные участки. Дальнейшее расширение запашки могло происходить только за счет сведения немногочисленных лесов и освоения неудобий. По литературным источникам установлено, что после реформы 1861 г. при наделении крестьян землей были частично распашаны борта долинной сети. Как упоминалось выше, не было уверенности, что масштаб и способ отображения рельефа и границ пахотных угодий на Военно-топографической карте позволяет точно оценить площадь распашанных крутосклонных участков. Сохранившиеся на склонах долинной сети в бассейне р. Локны старые напашки предположительно маркируют нижние границы пореформенных крестьянских наделов. Для проверки достоверности оценки площади и пространственного расположения пахотных участков по измерениям на Военно-топографической карте и влияния распашки бортов малых

долин на общий объем потерь почвы было проведено моделирование интенсивности эрозии в пределах части крупной балочной системы Часовенков верх (левый приток Локны с площадью водосбора около 40 км²) для двух вариантов расположения нижней границы пашни: на бортах малой долины по очертаниям старых напашей, которые были дешифрированы по космоснимкам (рис. 2a), и выше бровки долины. Расчеты показали, что смещение границ полей уменьшает общую площадь пашни на водосборе Часовенкова верх на 2%, однако при этом из оборота выводятся наиболее крутосклонные и эрозионноопасные участки (рис. 2b). Общий объем смыва, рассчитанный при одних и тех же величинах остальных входных параметров модели, сократился на 9%. Полученные результаты показали хорошую сходимость с расчетами для всего бассейна р. Локны, основанными на измерениях по Военно-топографической карте.

Достоверность полученных расчетных результатов определяется точностью реконструкции входных параметров модели и надежностью самой модели. Верификация WaTEM/SEDEM в условиях России только начинается, однако уже получены хорошие результаты сравнения расчетов по модели с данными полевых методов оценки эрозии: радиоцезиевого, почвенно-морфологического и магнитного трассера [10, 64].

Таблица 3. Вариабельность факторов эрозии, темпов и объемов смыва почвы в бассейне р. Локна за рассматриваемый период

Параметр	<i>R</i>	<i>C</i>	<i>K</i>	Распаханность, %	Темпы смыва, т/га в год	Объем смыва, тыс. т в год
Минимум	227	0.29	47	51	5.4	49
Максимум	312	0.45	61	81	11.3	163
Коэффициент вариации, %	11.5	18.3	6	14.6	23.9	36.2
Превышение максимума над минимумом	1.4	1.6	1.3	1.6	2.1	3.3

Литературные данные по суммарному смыву почвы от дождевых и талых вод для исследованного региона крайне немногочисленны и имеют для отдельных периодов. Так, по данным карты “Эрозионная опасность сельскохозяйственных земель европейской части СССР” [23], созданной в начале 80-х гг. прошлого века на базе расчетов по адаптированной к условиям России модели ливневой эрозии USLE и переработанной модели талого смыва ГГИ [22], средняя величина смыва для Тульской области в целом была 7.5 т/га в год, при этом доля талого смыва составляла около 15%. С целью корректного сравнения для периода 1980–1993 гг. были дополнительно рассчитаны темпы и объемы талого смыва. Согласно нашим расчетам с реконструированными для этого периода входными параметрами модели получены средние темпы суммарного смыва в бассейне р. Локна 9.2 т/га в год, на долю талого смыва приходится около 8.5%. Величины суммарного смыва представляются вполне сопоставимыми с учетом неоднородности природных условий Тульской области и особенностей алгоритмов расчета моделей. Почти двукратная разница в оценке доли талого смыва, возможно, связана с некоторым различием климатических условий юга и севера Тульской области, что отразилось на величине запасов воды в снеге к началу весеннего снеготаяния, согласно расчетам, проведенным в середине 1980-х гг. для всех сельскохозяйственных земель СССР на основании обработки данных 30-летних рядов наблюдений по 860 метеостанциям [25].

В исследованиях на одном из малых водосборов в бассейне р. Локна в середине 1990-х гг. с использованием той же модели эрозии [22] получена расчетная интенсивность суммарного смыва на пашне 7–10 т/га в год [62]. Проведенные расчеты суммарного смыва отдельно для этого водосбора дали среднюю величину 8.8 т/га в год, которая укладывается в указанный интервал.

Надежной проверкой результатов моделирования смыва в предшествующие эпохи с использованием реконструированных значений основных факторов эрозии может служить только

сравнение с фактическими величинами смытости почв. Получение достаточного объема полевых данных о строении почвенных профилей на большой площади — задача чрезвычайно трудоемкая. К настоящему времени пространственно-временная верификация моделей эрозии ливневого (WaTEM/SEDEM) и талого смыва на основе полевых данных, полученных почвенно-морфологическим и радиоцезиевым методами, проведена на одном из малых балочных водосборов площадью 0.96 км², расположенном в центральной части бассейна р. Локны [64]. Полевые методы имеют собственные погрешности, связанные, например, с выбором эталона при определении степени редукции почвенных горизонтов. На малом водосборе в бассейне р. Локна диапазон погрешностей определения эрозионных потерь полевыми методами варьировал от 5 до 40%. Расхождение между средними оценками эрозионных потерь почвы, полученными путем моделирования и при помощи радиоцезиевого метода, составило 5%, с оценками почвенно-морфологическим методом — 20%. Таким образом, различия между средними оценками эрозионных потерь, полученными при моделировании, оказались в пределах погрешности полевых методов.

Для всего бассейна р. Локны был проведен анализ полученных исторических изменений факторов и скоростей эрозии (табл. 3).

Коэффициент вариации фактора *K* при современной степени смытости почв составляет 6%. Вероятно, в самом начале земледельческого освоения бассейна р. Локна он был еще меньше, поскольку длительное воздействие эрозионно-аккумулятивных процессов приводит к увеличению дифференциации почвенного покрова.

Коэффициент вариации значений распаханности территории бассейна за весь рассматриваемый временной отрезок составляет около 15%, причем в основном за счет процесса сокращения площадей пашни начиная с середины XX в. В силу специфики характера земледельческого освоения территории коэффициент вариации площади пашни с конца XVIII в. до середины 1960-х гг. не

превышал 6%. Наиболее значительные изменения отмечены для коэффициента почвозащитной роли растительности C (коэффициент вариации 18.3%), что отражает динамику состава практикуемых севооборотов за весь период. Коэффициент вариации фактора R составил 11.5%. Расчет проводили для периода с начала 1940-х гг., поскольку с конца XVIII в. до середины XX в. величину R принимали постоянной. Сравнение темпов смыва в периоды 1941–1965 и 1965–1980 гг., когда противоэрозионная способность агроценозов и площадь пашни были неизменными, а эрозионный потенциал осадков увеличился на 16%, показало рост интенсивности эрозии и объемов смыва на 15%. Можно предположить, что это увеличение скорости эрозии почв произошло преимущественно за счет изменения климатического фактора.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ собранных литературных и архивных данных позволил установить, что массовое земледельческое освоение исследуемого региона началось не ранее середины XVII в. и было стремительным — за 200 лет было распахано более половины территории бассейна р. Локны. Сравнение данных официальной статистики по динамике пахотных угодий в Крапивенском и Чернском уездах Тульской губернии и результатов собственных измерений площади пашни в бассейне р. Локна по планам ГМ и Военно-топографической карте показало их хорошую сходимости, что позволяет использовать данные исторические документы в целях реконструкции пространственного положения и площади пахотных угодий.

Состав посевных культур и системы земледелия на исследуемой территории оказались очень консервативными величинами: трехполье в незначительно модифицированном виде сохранялось вплоть до 30-х гг. XX в., рожь являлась основной озимой культурой до середины 1970-х гг.

Анализ изменений основных факторов эрозии и расчетных показателей интенсивности смыва почвы показал отсутствие постоянных односторонних трендов в течение исследуемого периода. Тенденция сокращения площади пашни, наблюдавшаяся с середины XX в., в последние годы сменилась небольшим ростом. Наиболее сильно на темпы мобилизации материала влияла не величина пахотного клина, как таковая, а характер распределения участков пашни по основным элементам рельефа. Небольшой прирост распаханности за счет освоения бортов долинной сети после реформы 1861 г. при незначительных изменениях прочих факторов эрозии привел к непропорциональному увеличению темпов и объемов смыва. На протяжении исследованного периода максимальная величина коэффициента вариации при-

родных факторов эрозии не превысила 18.3%, при этом темпы и объемы смыва трансформировались значительно сильнее — коэффициенты вариации составили 24 и 36% соответственно, а диапазон изменений — от 2.1 до 3.3 раз.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке РНФ (проект № 22-27-00170).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Динамика распаханности на протяжении исследуемого периода, % от площади.

Рис. S1. Соотношение групп полевых культур и значения C -фактора для выделенных периодов освоения в бассейне Локны.

Рис. S2. Темпы ливневого смыва на разных этапах освоения бассейна р. Локны.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас Тульского наместничества со статистическими замечаниями. Рукопись. ЦГВИА, 1784. № 19121.
2. Барабанов А.Т., Долгов С.В., Коронкевич Н.И., Панов В.И., Петелько А.И. Поверхностный сток и инфильтрация в почву талых вод на пашне в лесостепной и степной зонах Восточно-Европейской равнины // Почвоведение. 2018. № 1. С. 62–69. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18010069>
3. Бассейн Дона. Водосборы Непрядвы, Мокрой и Сухой Табол и правой стороны Дона до впадения р. Красивой Мечи. Исследования лесоводственного отдела 1898 г. // Тр. экспедиции для исследования источников главнейших рек Европейской России. М.: Тип. Товарищество И.Н. Кушнерев и К, 1904. Т. XXXIV. 182 с.
4. Болотов А.Т. О разделении полей // Тр. Вольного экономического общества. 1771. Ч. XVII. С. 48–168.
5. Брызжев А.В., Рухович Д.И., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Организация ретроспективного мониторинга почвенного покрова и земель Азовского района Ростовской области // Почвоведение. 2013. № 11. С. 1294–1315. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13110026>
6. Водарский Я.Е. Дворянское землевладение в России в XVII–первой половине XIX в. (Размеры и размещение). М.: Наука, 1988. 302 с.
7. Военно-статистическое обозрение Российской империи. Т. VI. Ч. 4. Тульская губерния [по реконструкциям и материалам, собр. на месте, сост. Гвоздев]. СПб.: Тип. Деп. Ген. Штаба, 1852. 168 с.

8. Генеральный геометрический план Тульского наместничества города Черни и его уезда. Сочинен в Тамбовской межевой конторе в 1792 г.
9. Главнейшие данные поземельной статистики по обследованию 1887 г. (Статистика Российской империи). Вып. 44. Тульская губерния. СПб., 1899. 42 с.
10. *Голосов В.Н., Жидкин А.П., Петелько А.И., Осипова М.С., Иванова Н.Н., Иванов М.М.* Полевая верификация эрозионных моделей на основе исследований малого водосбора в бассейне р. Воробжи (Курская область) // Почвоведение. 2022. № 10. С. 1321–1338.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22100045>
11. *Гомте Ю.В.* Замосковский край в XVII веке: Опыт исследования по истории экономического быта Московской Руси. М.: Тип. Г. Лисснера и Д. Собко, 1906. 603 с.
12. Доклад о состоянии и использовании земель сельскохозяйственного назначения Российской Федерации в 2014 г. М.: Росинформагротех, 2016. 188 с.
13. Доклад об экологической ситуации в Тульской области за 2021 г. <https://ekolog.tula-region.ru>.
14. *Дорофеев В.Ф., Бараш С.И., Наскидашвили П.А., Самадашвили Ц.Ш.* Урожайность яровой пшеницы в СССР (1918–1980) // Науч.-техн. бюл. ВИР. 1984. № 142. С. 67–80.
15. *Дорофеев В.Ф., Бараш С.И., Наскидашвили П.А., Самадашвили Ц.Ш.* Урожайность яровой пшеницы в Европейской России (1800–1917 гг.) // Науч.-техн. бюл. ВИР. 1984. № 142. С. 62–66.
16. *Кашкаров М.* Статистический очерк хозяйственного и имущественного положения крестьян Орловской и Тульской губерний. СПб.: Типография Киришбаума, 1902. 83 с.
17. *Каштанов А.Н., Лисецкий Ф.Н., Швевс Г.И.* Основы ландшафтно-экологического земледелия. М.: Колос, 1994. 127 с.
18. *Кириков С.В.* Человек и природа восточно-европейской лесостепи в X–XIX вв. М.: Наука, 1979. 184 с.
19. *Козлов В.П.* К изучению эрозии почвы на западных и южных склонах Среднерусской возвышенности // Материалы по изучению процессов почвенной эрозии и плодородия смытых почв. М.: Изд-во АН СССР, 1953. С. 118–210.
20. *Костин С.* Обзор местной погоды за 1925 год (По данным Тульской метеорологической станции при 1-х Тульских оружейных заводах) // Тульский край: краеведческий журн. 1926. № 1. С. 68–70.
21. *Кузнецов М.С., Литвин Л.Ф., Ким А.Д., Демидов В.В., Флесс А.Д., Есафова Е.Н.* Оценка опасности эрозии почв в загрязненных районах Тульской области // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 1994. № 3. С. 17–29.
22. *Ларионов Г.А.* Эрозия и дефляция почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 199 с.
23. *Ларионов Г.А., Белоцерковский М.Ю.* Карта “Эрозионная опасность сельскохозяйственных земель европейской части СССР”. М 1 : 2000000. М., 1987.
24. *Литвин Л.Ф., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Добролюбовская Н.Г.* География динамики земледельческой эрозии почв на европейской территории России // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1390–1400.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17110089>
25. *Литвин Л.Ф.* География эрозии почв сельскохозяйственных земель России. М.: ИКЦ “Академкнига”, 2002. 255 с.
26. *Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г.* Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 415 с.
27. *Мельшиян В.В.* Тульская область. Экономико-географический очерк. Тула: Тульское кн. изд-во, 1959. 238 с.
28. Народное хозяйство Тульской области. Статистический сборник. Тула: Тульское книжное издательство, 1958. 216 с.
29. *Нехаев В.В.* Сельское хозяйство Тульской области – исторические факты и современность // Концепт. 2016. Т. 5. С. 23–27.
30. Обзор Тульской губернии. Приложение ко всеподданейшему отчету тульского губернатора за 1873 г. Литография. Тула, 1874. 125 с.
31. *Парамонова И.Ю.* Тула. XX век: подробности. Тула: Дизайн коллегия, 2008. 255 с.
32. Посевные площади СССР (по административным районам). Итоги учета посевных площадей летом 1935 года. М.: ЦУНХУ Госплана СССР, в/о Союзоргучет, 1936. 405 с.
33. *Постников А.В.* Развитие картографии и вопросы использования старых карт. М.: Наука, 1985. 214 с.
34. Поуездные итоги Всероссийской сельскохозяйственной и Поземельной переписи 1917 г. по 57 губерниям и областям. Тр. центрального статистического управления. Т. V. Вып. 2. М., 1923. 218 с.
35. *Ратников А.И.* Геоморфологические и агропочвенные районы Тульской области // Почвенное районирование СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1960. С. 92–115.
36. Россия. Полное географическое описание нашего отечества: настольная и дорожная книга для русских людей / Под ред. Семенова В.П. Т. 2. Среднерусская Черноземная область (Курская, Орловская, Тульская, Рязанская, Тамбовская, Воронежская и Пензенская губернии). СПб.: Типография А.Ф. Девриен, 1902. 717 с.
37. *Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В.* Влияние лесополос на фрагментацию овражно-балочной сети и образование мочаров // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1293–1307.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14110094>
38. *Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В.* Анализ применения почвенных карт в системе ретроспективного мониторинга состояния земель и почвенного покрова // Почвоведение. 2015. № 5. С. 605–625.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15050081>
39. *Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В.* Ретроспективный анализ изменчивости землепользования

- на слитых почвах замкнутых западин Приазовья // Почвоведение. 2015. № 10. С. 1168–1194. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15100093>
40. Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Черноусенко Г.И., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Влияние засоленных почв на изменчивость типов землепользования в Азовском районе Ростовской области // Почвоведение. 2017. № 3. С. 289–310. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17010130>
 41. Скобеев Н.М. Новейшие тенденции в изменении землепользования и специфика их учета на примере Тульской области // Региональные исследования. 2017. № 4. С. 81–92.
 42. Сумароков П.И. Прогулка по 12 губерниям с историческими и статистическими замечаниями в 1838 г. СПб.: Типография А. Сычева, 1839. 534 с.
 43. Тульский статистический ежегодник 2018. Статистический сборник. Тула, 2019. 294 с.
 44. Федотов В.И., Васильев В.М. Земля тульская: (Природа, ландшафты и их охрана). Тула: Приокское книжное издательство, 1979. 222 с.
 45. Флесс А.Д. Миграция радиоцезия чернобыльского выброса с продуктами эрозии почв. 2. Изучение влияния почвенных свойств на содержание Cs-137 в почвах и продуктах эрозии // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 1998. Т. 3. С. 28–31.
 46. Экосистемы и благосостояние человека: синтез. Доклад международной программы. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.791.aspx.pdf>
 47. Яковлев А.И. Засечная черта Московского государства в XVII веке: очерк из истории обороны южной окраины Московского государства. М.: Типография Г. Лисснера и Д. Совко, 1916. 321 с.
 48. Vacova M., Krasa J. Application of historical and recent aerial imagery in monitoring water erosion occurrences in Czech highlands // Soil and Water Research. 2016. V. 11. P. 267–276. <https://doi.org/10.17221/178/2015-SWR>
 49. Baude M., Meyer B.C., Schindewolf M. Land use change in an agricultural landscape causing degradation of soil based ecosystem services // Sci. Total Environ. 2019. V. 659. P. 1526–1536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.455>
 50. Cook E.R., Solomina O., Matkovsky V., Cook B.I., Agafonov L., Dolgova E., Karpukhin A. et al. The European Russia Drought Atlas (1400–2016 CE). // Climate Dynamics. 2020. № 54. P. 2317–2335. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-05115-2>
 51. Devaty J., Dostal T., Hosl R., Krasa J., Strauss P. Effects of historical land use and land pattern changes on soil erosion – Case studies from Lower Austria and Central Bohemia // Land Use Policy. 2019. V. 82. P. 674–685. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.058>
 52. Fan J.R., Chen Y., Yan D., Guo F.F. Characteristics of rainfall erosivity based on tropical rainfall measuring mission data in Tibet, China // J. Mountain Sci. 2013. № 10. P. 1008–1017. <https://doi.org/10.1007/s11629-013-2378-1>
 53. Kijowska–Strugala M., Bucala–Hrabia A., Demczuk P. Long-term impact of land use changes on soil erosion in an agricultural catchment (in the Western Polish Carpathians) // Land Degradation Development. 2018. <https://doi.org/10.1002/ldr.2936>
 54. Kim S.M., Jang T.I., Kang M.S., Im S.J., Park S.W. GIS-based lake sediment budget estimation taking into consideration land use change in an urbanizing catchment area // Environ. Earth Sci. 2014. V.71. P. 2155–2165. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2621-7>
 55. Krasa J., Dostal T., Vrana K., Plocek J. Predicting spatial patterns of sediment delivery and impacts of land-use scenarios on sediment transport in Czech catchments // Land Degradation Development. 2010. V. 21. P. 367–375. <https://doi.org/10.1002/ldr.959>
 56. Latocha A., Szymanowski M., Jeziorska J., Roszczewska M., Stec M. Effects of land abandonment and climate change on soil erosion – An example from depopulated agricultural lands in the Sudetes Mts., SW Poland // Catena. 2016. V. 145. P. 128–141. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.027>
 57. Ranzi R., Le T.H., Rulli M.C. A RUSLE approach to model suspended sediment load in the Lo river (Vietnam): Effects of reservoirs and land use changes // J. Hydrology. 2012. V. 422–423. P. 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.009>
 58. Van Loo M., Duser B., Verstraeten G. et al. Human induced soil erosion and the implications on crop yield in a small mountainous Mediterranean catchment (SW-Turkey) // Catena. 2017. V. 149. P. 491–504. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.023>
 59. Van Oost K., Govers G., Desmet P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage // Landscape Ecology. 2000. V. 15. P. 577–589. <https://doi.org/10.1023/A:1008198215674>
 60. Van Rompaey A., Verstraeten G., Van Oost K., Govers G., Poesen J. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach // Earth Surface Processes and Landforms. 2001. V. 26. P. 1221–1236. <https://doi.org/10.1002/esp.275>
 61. Van Rompaey A., Krasa J., Dostal T. Modelling the impact of land cover changes in the Czech Republic on sediment delivery // Land Use Policy. 2007. V. 24. P. 576–583. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2005.10.003>
 62. Walling D.E., Golosov V.N., Panin A.V., He Q. Use of radiocaesium to investigate erosion and sedimentation in areas with high levels of Chernobyl fallout // Tracers in Geomorphology / Ed. Foster I.D.L. Chichester: Wiley & Son, 2000. P. 183–200.
 63. Zhidkin A., Fomicheva D., Ivanova N., Dostal T., Yurova A., Krasa J. A detailed reconstruction of changes in the factors and parameters of soil erosion over the past 250 years in the forest zone of European Russia (Moscow region) // Int. Soil Water Conservation Res. 2022. V. 10. P. 149–160. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.06.003>
 64. Zhidkin A., Gennadiev A., Fomicheva D., Shamshurina E., Golosov V. Soil erosion models verification in a small catchment for different time windows with changing cropland boundary // Geoderma. 2023. V. 430. P. 116322. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116322>

Retrospective Analysis of Agricultural Development History and Evaluation of Soil Erosion Rates within the Lokna River Basin, Tula Region

N. N. Ivanova¹, D. V. Fomicheva², D. I. Rukhovich², and E. N. Shamshurina¹, *

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

²*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

**e-mail: shamshyr@mail.ru*

According to literary and archival data, the dynamics of the Tula region/province plowing as a whole, and its individual parts are revealed. It is established that the agricultural development of southern part of the modern Tula region began in the middle of the XVII century. According to the maps of different years of creation, changes in the area of arable land in the Lokna river basin (Plavsk district of the Tula region) from the end of the 18 to the present are determined. The reliability of the values of ploughing of the territory obtained by instrumental methods is confirmed by literature data. The composition of field crops and changes in farming systems during the period under review were reconstructed, significant conservatism of these indicators was revealed: the fallow three-field dominated throughout the XIX and the first half of the XX centuries, the predominance of rye in winter crops and oats in spring crops remained until the 1970s. According to the WaTEM/SEDEM, using historical data on the change in the main erosion factors as input parameters, the intensity and volume of rainfall run-off for the selected stages of agricultural development of the Lokna river basin were calculated. In order to compare the results with the literature data for the period 1980–1993 yr the snowmelt soil erosion rates were additionally calculated. The reliability of the obtained estimates for the last 40–50 years is confirmed by the literature data. It is established that the maximum plowing and intensity of the manifestation of erosion processes in the Lokna river basin was observed in the last quarter of the XIX–early XX centuries. The influence of the arable land location relative to the relief elements on the rates and volumes of run-off is revealed.

Keywords: arable land area, crop rotations, retrospective modeling of rainfall erosion, WaTEM/SEDEM, Luvic Chernic Phaeozems, Luvic Greyzemic Chernic Phaeozems