

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 12, 2022

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Почвы полуострова Брокнес, Восточная Антарктида
Т. И. Кухарчик, С. В. Какарека, Ю. Г. Гигиняк 1473

Состав стабильных изотопов углерода ($\delta^{13}\text{C}$) как показатель динамики органического вещества в почвах западного побережья озера Байкал
В. А. Голубцов, Ю. В. Вантеева, Н. Н. Воронай, О. В. Василенко, А. А. Черкашина, Э. П. Зазовская 1489

ФИЗИКА ПОЧВ

Динамика реакции почвенной среды, структурно-агрегатного состояния и запасов углерода агротемногумусовых подбелов в ходе постагрогенного развития
М. Л. Бурдуковский, Я. О. Тимофеева, В. И. Голов, И. В. Киселева, Р. В. Тимошинов 1505

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Исследование микробных сообществ почв Антарктики методом стекол обрастания
А. В. Якушев, Н. В. Величко, Д. Г. Фёдоров-Давыдов, Н. С. Мергелов, А. В. Лупачев, Д. Е. Рабочая, А. Ф. Белосохов, В. С. Соина 1514

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Аллелотоксичность почв (обзор)
И. В. Горепекин, Г. Н. Федотов, С. А. Шоба 1530

Ампелопедологические особенности географических районов виноградарства Крыма
Ф. Н. Лисецкий, Е. Я. Зеленская 1540

МЕЛИОРАЦИЯ ПОЧВ

Изменение солевого состава почв при орошении солончатых водами в степном Крыму
О. Е. Клименко, А. П. Евтушенко, Н. И. Клименко 1557

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Тяжелые металлы и металлоиды в почвах, дорожной пыли и их фракции PM_{10} в Севастополе: уровни, источники и опасность загрязнения
Л. А. Безбердая, Н. С. Касимов, О. В. Черницова, А. Н. Ткаченко, М. Ю. Лычагин 1571

Природные и антропогенные факторы формирования химического состава почв о. Шикотан (Курильские острова)
М. Г. Опекунова, А. Ю. Опекунов, В. В. Сомов, С. Ю. Кукушкин, И. Ю. Арестова, С. А. Лисенков, А. Р. Никулина 1592

Запасы лесных подстилок и содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в черноольховых лесах зоны отчуждения Чернобыльской атомной электростанции
Д. К. Гарбарук, А. В. Углянец, С. В. Шумак 1610

Contents

No. 12, 2022

Genesis and Geography of Soils

Soils of the Broknes Peninsula, East Antarctica

T. I. Kukharchyk, S. V. Kakareka, and J. G. Giginyak 1473

Stable Isotopic Composition ($\delta^{13}\text{C}$) as a Proxy of Organic Carbon Dynamics in Soils of the Western Shore of Lake Baikal

V. A. Golubtsov, Yu. V. Vanteeva, N. N. Voropay, O. V. Vasilenko, A. A. Cherkashina, and E. P. Zazovskaya 1489

Soil Physics

Dynamics of Soil Acidity, Structural-Aggregate State and Carbon Stocks in Agro-Dark-Humus Podbels in the Course of Postagrogenic Development

M. L. Burdukovskii, Ya. O. Timofeeva, V. I. Golov, I. V. Kiseleva, and R. V. Timoshinov 1505

Soil Biology

Organization of Microbial Communities in Soils: Experiment with Fouling Glasses in Extreme Terrestrial Landscapes of Antarctica

A. V. Yakushev, N. V. Velichko, D. G. Fedorov-Davydov, N. S. Mergelov, A. V. Lupachev, D. E. Rabochaya, A. F. Belosokhov, and V. S. Soina 1514

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

Allelotoxicity of Soils (Review)

I. V. Gorepekin, G. N. Fedotov, and S. A. Shoba 1530

Ampelopedological Peculiarities of Geographical Areas of Crimea Viticulture

F. N. Lisetskii and E. Ya. Zelenskaya 1540

Soil Reclamation

Changes in Salt Composition of Soils under Irrigation with Back Water in the Steppe Crimea

O. E. Klimenko, A. P. Yevtushenko, and N. I. Klimenko 1557

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Heavy Metals and Metalloids in Soils, Road Dust and Their PM_{10} Fractions in Sebastopol: Levels, Sources and Danger of Pollution

L. A. Bezberdaya, N. S. Kasimov, O. V. Chernitsova, A. N. Tkachenko, and M. Yu. Lychagin 1571

Natural and Anthropogenic Factors of Soils Chemical Composition on Shikotan Island (Kuril Islands)

M. Opekunova, A. Opekunov, V. Somov, S. Kukushkin, I. Arestova, S. Lisenkov, and A. Nikulina 1592

Forest Litter Stocks and Content of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Alder Forests of the Chernobyl Nuclear Power Plant Exclusion Zone

D. K. Garbaruk, A. V. Uglyanets, and S. V. Shumak 1610

ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 641.4

ПОЧВЫ ПОЛУОСТРОВА БРОКНЕС, ВОСТОЧНАЯ АНТАРКТИДА¹© 2022 г. Т. И. Кухарчик^a, *, С. В. Какарека^a, Ю. Г. Гигиняк^b^aИнститут природопользования Национальной академии наук Беларуси,
ул. Ф. Скорины, 10, Минск, 220076 Беларусь^bНаучно-практический центр Национальной академии наук Беларуси по биоресурсам,
ул. Академическая, 27, Минск, 220072 Беларусь

*e-mail: tkukharchyk@gmail.com

Поступила в редакцию 06.04.2022 г.

После доработки 22.06.2022 г.

Принята к публикации 29.06.2022 г.

Приведены результаты исследования слабо развитых мерзлотных почв (Cryosols) в восточной части п-ова Брокнес, Холмы Ларсеманн, Восточная Антарктида. Полевые исследования выполнены на четырех ключевых участках, характеризующих влажные и сухие местоположения в пределах двух долин, повышенный сухой участок с визуальными признаками засоления и участок с моховой экосистемой, в январе–феврале 2020 г. по программе 12-й Белорусской антарктической экспедиции. Обсуждаются данные по гранулометрическому и химическому составу почв, кислотности, содержанию органического углерода, общего азота, подвижных элементов питания, обменных оснований и водорастворимых соединений. Показана вариабельность основных показателей почв ключевых участков. Соотношение $\text{Si}_2\text{O}_3/\text{R}_2\text{O}_3$ варьирует от 2.9 (для склонов долин) до 5.2 (для засоленного участка). Наибольшее содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ (2.62%), $\text{N}_{\text{общ}}$ (0.42%) и P_2O_5 (117.8 мг/кг) характерно для почв моховой экосистемы, а также переувлажненных местообитаний влажных долин: 1.84, 0.20% и 108.2 мг/кг соответственно. На засоленном участке выявлено повышенное содержание K_2O (217.3 мг/кг) и высокая доля обменного натрия (до 37–44%). Охарактеризован различный вклад почвообразующих факторов с доминированием литогенного (участок I), биогенного (участок II), геоморфологического (склоны долин на участке III), гидрологического и биогенного (днища долин на участках III и IV). Полученные данные о химических свойствах почв могут быть использованы как основа последующих оценок их функционирования в зависимости от климатических изменений и антропогенных нагрузок, а также дополнения базы данных о почвах Антарктиды.

Ключевые слова: Cryosols, почвообразующие факторы, элементы питания, обменные основания

DOI: 10.31857/S0032180X22100513

ВВЕДЕНИЕ

Изучение почв Антарктиды, активно продолжающееся с конца 1950-х годов [19, 21, 44], не утратило актуальности до настоящего времени. Особенности почвообразования в экстремальных условиях, влияние микроклимата, условий увлажнения, биоты, местоположения в рельефе и других факторов на интенсивность этих процессов привлекают все большее внимание как в пределах морской Антарктики [16, 27, 32, 33, 41, 45], так и в прибрежных оазисах континентальной части [6, 12, 14, 18, 34, 39].

Территория оазиса Холмы Ларсеманн представляет особый интерес в связи со сложной историей его развития и дегляциации, относительно большой свободной от ледникового покрова территорией (около 40 км²), а также высокой, по

меркам Антарктиды, освоенностью. Это второй по величине и самый южный прибрежный оазис в районе залива Прюдс Восточной Антарктиды. На п-ове Брокнес размещены четыре научные станции: Бхарати (Индия), Прогресс (Российская Федерация), Чжуншань (Китай) и Лоу-Раковита (Австралия–Румыния) [13].

Как и в других оазисах Антарктиды, почвы оазиса Холмы Ларсеманн изучались фрагментарно из-за малой доступности, короткого летнего сезона и экстремальных условий, затрудняющих проведение принятых в почвоведении и геохимии классических полевых исследований. Наиболее детальное описание почвенных разностей в пределах влажных долин оазиса, их морфологических особенностей с учетом положения в почвенной катене, условий увлажнения, температурных режимов, образования органического вещества представлено в работах Мергелова [11, 34]. На примере оазиса Холмы Ларсеманн изучались особенности формирования микропрофиля в результате функ-

¹ Дополнительные материалы к этой статье доступны по doi 10.31857/S0032180X22100513 для авторизованных пользователей.

ционирования эндолитных микроорганизмов внутри плотных пород [10]. Особенности миграции ряда элементов и химического выветривания на п-ове Сторнесс рассмотрены в работе Ван и Чжао [46], дегляциации и солевого выветривания – Кирнан с соавт. [30], биологической активности почв, формирования и развития микробных сообществ – Соиной с соавт. [14], Кудиновой с соавт. [6], Алексеевым с соавт. [18], загрязнения почв – Голдсуорси с соавт. [24], Ши с соавт. [40], Бхакта с соавт. [20].

Следует отметить, что в условиях глобальных климатических изменений информация о характеристиках и особенностях почв различных оазисов Антарктики приобретает чрезвычайно важное значение, позволяя оценить не только современные процессы, но и направленность развития с учетом интенсивности процессов выщелачивания и разнонаправленных процессов аккумуляции и выноса вещества.

Цель работы – охарактеризовать геохимические свойства почв, неоднородность почвенного покрова и роль почвообразующих факторов на п-ове Брокнес, восточной части оазиса Холмы Ларсеманн.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Общая характеристика района исследований. Исследования выполняли на п-ове Брокнес, который входит в состав оазиса Холмы Ларсеманн (69°30' S, 76°20' E). По данным [30], последнее оледенение здесь имело место более 100 тыс. л. н. Протерозойские породы представлены слоистым комплексом из кордиерита и гнейса, богатых Fe и Ti, а также гранатоносного парагнейса [23, 31]. Среди рыхлых отложений ледникового и элювиально-виального генезиса преобладают щебнистые пески.

П-ов Брокнес разделен глубоко вдающимся заливом Нелла Фьорд. Абсолютные отметки колеблются от 50 до 70 м над ур. м. в северной части, повышаясь к югу до 100 м; некоторые озера находятся на отметках 5–15 м. Оазис расчленен короткими (до 1 км) V-образными долинами, образовавшимися вдоль линеаментов в результате ледниковой эрозии [25, 36]. Межгорные долины являются важнейшим структурным элементом оазиса, поскольку служат ландшафтным фоном для формирования влажных долин, на долю которых приходится до четверти площади оазиса [9]. На вершинах холмов и на наветренных сторонах видны выветрелые поверхности с ямами. Морены встречаются редко. Максимальная мощность дельтового слоя составляет 95–100 см [11, 17]. К особенностям оазиса следует отнести возможное затопление части территории океанскими водами в межледниковые эпохи [26].

Оазис Холмы Ларсеманн является одним из самых теплых безледных пространств на побережье Восточной Антарктиды. Среднегодовая температура воздуха составляет –9.8°C, средняя температура января – +0.6°C (может подниматься до +10°C в дневное время); средняя температура августа – –15.9°C и редко опускается ниже –20°C; средняя скорость ветра – 6.7 м/с [15]. Атмосферные осадки выпадают в твердом виде в количестве около 250 мм/год (рассчитаны в жидком эквиваленте). Устойчивый снежный покров не формируется, после снегопада осадки перераспределяются и аккумулируются в виде снежников. По данным [29], над кровлей многолетнемерзлых пород в летний сезон происходит накопление воды и ее латеральная миграция.

Согласно [13], в пределах оазиса Холмы Ларсеманн идентифицировано 7 видов мхов, 25 видов лишайников и около 200 таксонов неморских водорослей.

Объекты исследований. Исследования выполняли в восточной части п-ова Брокнес в январе–феврале 2020 г. на четырех ключевых участках, характеризующих влажные и сухие местоположения в пределах двух долин, повышенный сухой участок с визуальными признаками засоления, а также участок с моховой экосистемой (рис. 1). Поскольку почвы оазиса Холмы Ларсеманн, как и других регионов Антарктики, формируются в условиях вечной мерзлоты, то, согласно всемирной классификации WRB (2015), они могут быть классифицированы как Cryosols или, согласно классификации почв USDA (Soil Taxonomy), – Gelisols. Принимая во внимание сложность классификации почв Антарктики в целом, полные названия почв могут быть даны после накопления достаточных для диагностики данных.

Общий вид обследованных участков и различных типов почв приведен на рис. 2 и 3, описание почвенных разрезов – в дополнительных материалах. Ниже кратко охарактеризованы ключевые участки.

Участок 1. Расположен на относительно ровном плато между холмами вблизи залива Нелла Фьорд (69°22.821' S; 76°22.608' E) с абсолютными отметками поверхности около 60 м над ур. м. Породы сильно выветрелы; скалы местами имеют ячеистую или плитчатую поверхность. Преобладают каменисто-щебнистые отложения от серовато-желтого, до темно-коричневого и красноватого оттенков, придающие территории пестрый окрас. Согласно [23], здесь на поверхность выходят оранжевые сиенограниты с повышенным содержанием биотитов. Выцветы (налеты) солей хорошо прослеживаются как на камнях и скалах, так и на рыхлых отложениях. На данном участке заложено две почвенные прикопки глубиной до 15 см и разрез глубиной 60 см.

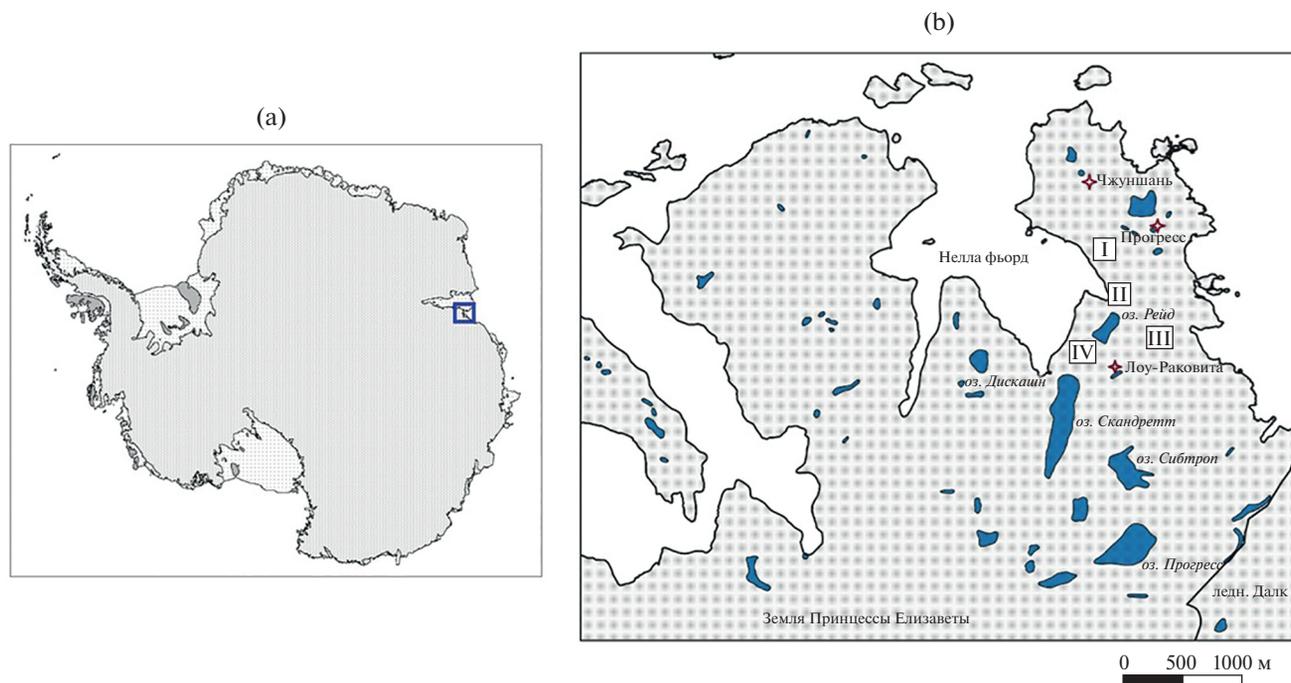


Рис. 1. Местоположение района исследований (а) и ключевых участков обследования почв на п-ове Брокнес, Холмы Ларсеманн (б). Ключевые участки показаны квадратом с номером внутри.

Участок II. Расположен под скалами у залива Нелла Фьорд ($69^{\circ}23.015' S$; $76^{\circ}22.689' E$) и представляет собой ветровое убежище для мхов. На скалах, обращенных к заливу, сохранились снежники. Породы сильно выветрелые, у самого подножия скал – продукты разрушения, мелкозем. Здесь под скалой – моховая экосистема площадью около 10 м^2 . Абсолютные отметки – около 5 м над ур. м.

Скальные породы выходят на поверхность и ступенчато спускаются к морю. Из-под скалы фрагменты мхов распространяются вниз по мелкозему. Здесь заложен разрез глубиной 35 см в пределах моховой экосистемы, а также прикопки с удалением от нее до 20 м по направлению к морю. Под скалой и рядом с ней отмечаются перья птиц и остатки продуктов жизнедеятельности.

Участок III. Расположен примерно в 1 км южнее станции Прогресс ($69^{\circ}23.143' S$; $76^{\circ}23.338' E$) и представляет долину между мелкосопочными холмами, по которой протекает ручей, теряющийся в грунтах. Абсолютные отметки – около 35 м над ур. м. Пологие склоны долины покрыты делювием. Встречаются остатки снежников, которые в большей степени сохранились на восточном подветренном склоне. Днище и склоны долины сильно завалунены. По нижней части склона проходит дорога на взлетно-посадочную полосу.

По долине ручья распространены наземные водоросли, встречаются куртинки мхов, лишайники; в нижней его части доминируют нитчатые зеленые водоросли. В пределах долины заложены

почвенные прикопки глубиной до 20 см и 4 разреза (в пределах днища долины и на склоне на различном удалении). Глубина заложения варьирует от 60 см (вблизи водотока) до 100 см (на склоне). Повсеместно вскрыты грунтовые воды. В пределах переувлажненной части долины в почвенном профиле выделяется гумусово-слаборазвитый горизонт; признаков оглеения не отмечено. Отложения рыхлые, песчано-гравийные или песчано-гравийно-щебнистые. Температура почвы на глубине 1 м – $+1.9^{\circ}\text{C}$.

В данной долине выявлена глинистая линза площадью около 7 м^2 , которая выходит на поверхность.

Участок IV. Участок относится к водосбору оз. Скандретт ($69^{\circ}23.291' S$; $76^{\circ}22.344' E$). Абсолютная высота – около 15 м над ур. м. Склоны пологие, в некоторых местах крутые, скалистые. Имеются небольшие снежники. Талые снеговые воды снежников просачиваются вглубь и затем выклиниваются в долине, то есть подпочвенный сток становится напочвенным. Ручей течет по днищу долины, расчлняясь на несколько потоков. Общая протяженность ручья – около 200 м. По центру долины обильны черные водоросли, покрытие которых к озеру увеличивается. Склоны и днище долины сильно завалунены. По днищу долины от начала ручья и до падения в озеро заложены три почвенные прикопки. Примерно в центре долины заложены два разреза глубиной 40 см (т. 13) и 60 см (т. 15) с уровнем грунтовых вод соответственно 10 и 40 см.

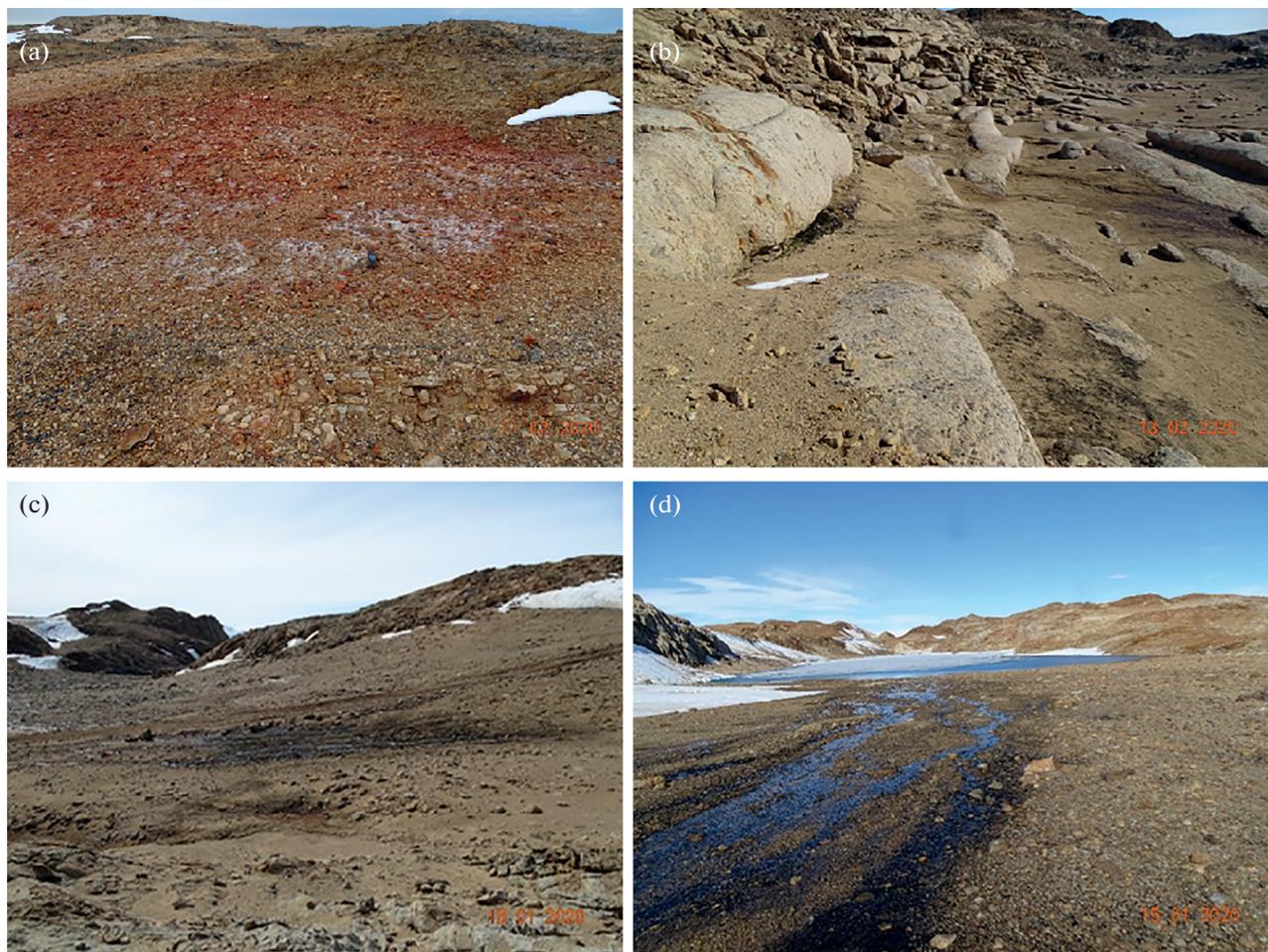


Рис. 2. Общий вид ключевых участков на п-ове Брокнес, Холмы Ларсеманн: а – участок I (место заложения разреза 64, прикопок 61–63); б – участок II (место заложения разреза 51, прикопок 437–441); с – участок III (место заложения разрезов 22, 31–33, прикопок 21, 23); д – участок IV (место заложения разрезов 13 и 15, прикопок 11–14) (фото Ю.Г. Гигиняка, 2020 г.).

Методы химико-аналитических исследований.

Пробы почвы отбирали в полиэтиленовые пакеты и/или в пластиковые емкости и хранили в холодном месте до доставки в г. Минск, Беларусь. Пробы высушивали до воздушно-сухого состояния, измельчали и просеивали через сито с круглыми отверстиями диаметром ≤ 1 мм.

Содержание мелкозема (фракции размером ≤ 1 мм) оценивали по результатам сухого ситования. Гранулометрический анализ проводили для частиц < 1 мм с использованием ареометрического метода. Содержание макрокомпонентного состава определяли методами фотометрии (SiO_2 , Fe_2O_3 , Al_2O_3 , TiO_2 , P_2O_5), комплексонометрии (CaO , MgO), пламенной фотометрии (Na_2O , K_2O) и гравиметрии (SO_3). Потери при прокаливании оценивали весовым методом, основанном на определении потери массы навески пробы при температуре $950\text{--}1000^\circ\text{C}$. Содержание органического вещества и подвижного фосфора анализировали методом фотометрии, обменного кальция и магния –

комплексонометрии, обменного натрия и подвижного калия – пламенной фотометрии, общего азота – титриметрическим методом по Кьельдалю. Для определения pH_{KCl} готовили солевую вытяжку из почвы с использованием раствора хлористого калия при соотношении почвы и раствора 1 : 2.5.

Для определения водорастворимых солей в почве готовили водную вытяжку с использованием дистиллированной водой при отношении почвы к воде 1 : 5 с последующим фильтрованием суспензии (СТБ 17.13.05-36-2015). Содержание хлорид-иона исследовали титриметрическим методом, основанным на образовании труднорастворимого осадка хлорида серебра при добавлении раствора азотнокислого серебра к фильтрату водной вытяжки из анализируемой почвы. Метод определения сульфат-иона основан на осаждении иона сульфата хлористым барием и последующем турбидиметрическом определении его в виде сульфата бария. Содержания ионов натрия



Рис. 3. Примеры различных почв Cryosols на п-ове Брокнес, Холмы Ларсеманн: а – почвы на красноцветных породах с солевыми выцветами (разрез 64); б – почвы моховой экосистемы (разрез 51); в – переувлажненные почвы на днище долины (разрез 22); д – почвы сухого склона долины (разрез 33) (фото Ю.Г. Гигиняка, 2020 г.).

и калия определяли методом пламенной фотометрии, ионов кальция и магния – комплексно-нометрического титрования. Удельную электропроводность фильтрата водной вытяжки 1 : 5 и величину рН определяли с помощью кондуктометра и рН-метра соответственно.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гранулометрический состав. В почвах обследованных участков диапазон скелетной части (с размерами частиц >1 мм) варьирует от 0.3 до 76% (табл. 1). Более высокая доля скелетной части (52.4–76.0%) и соответственно минимальная доля мелкозема присуща почвам на участке I у залива Нелла Фьорд. Повышена доля мелкозема (до 60–84%) на участке II непосредственно в месте произрастания мхов и на расстоянии до 5 м. Для влажных долин в поверхностных горизонтах в большинстве случаев соотношения скелетной части и мелкозема примерно одинаковое с некоторыми вариациями в зависимости от местоположения. Преимущественно из мелкозема (99.7%) состоит проба почвы в пределах глинистой линзы, обнаруженной на участке III.

Доля мелкозема с глубиной увеличивается, при этом в его распределении не выявлено четких закономерностей. Так, на участке III в т. 32 (нижняя часть склона) максимальные значения отмечаются на глубине 20–50 см, а в т. 33 (выше по склону) – на глубине 90–100 см. Увеличение доли мелкозема вниз по почвенному профилю (до 75.4%) установлено и на участке IV в пределах долины у оз. Скандрет. На участке I (т. 64) доля мелкозема с глубиной сначала уменьшается, а затем увеличивается.

Состав мелкозема изучали на примере участков III и IV. Установлено, что практически во всех случаях доминирует песок, на долю которого приходится 90–96% общей массы мелкозема. Доля ила и глины варьирует соответственно в пределах 2.4–7.4 и 1.2–5%. При сходстве распределения мелких частиц, в почвенном профиле данных участков обнаружены некоторые различия. Так, почвы на участке IV, характеризующие днище влажной долины у оз. Скандретт (т. 13), содержат большее количество очень тонкого песка, ила и глины по сравнению с почвами на участке III (рис. 4а и 4б). При этом с глубиной в т. 13 отмечается незначительное их увеличение. Также увеличение содержания тонких фракций песка, ила и глины вниз по профилю отмечено в т. 32, заложеной в нижней части склона на участке III (рис. 4с). В почвах склона значительно больше доля тонкого песка, тогда как в почвах днищ долин обоих участков доминируют фракции среднего песка. Максимальные значения тонких фракций песка, ила и глины в т. 32 зафиксированы на глубине 20–50 см.

Сравнение состава мелкозема в поверхностных горизонтах почвы в начале и конце ручьев

различных долин (впадение в озеро на участке IV и исчезновение в грунтах на участке III) также позволило выявить некоторые различия. Если в долине у оз. Скандретт происходит увеличение доли тонкого и очень тонкого песка и ила по мере приближения к озеру (рис. 4е), то на участке IV количество глинистых частиц и ила в поверхностных горизонтах уменьшается с приближением к концу ручья (рис. 4д). Это свидетельствует о повышении рыхлости и дренированности пород влажной долины.

Особого внимания заслуживает проба почвы, отобранная в пределах глинистой линзы (т. 361), где доля песка составляет всего 14.5%, тогда как доля ила – 56.1% и глины – 29.4% (рис. 5).

Химический состав. Полученные данные по химическому составу почв по средним значениям близки к данным [35], которые характеризуют озерные отложения и отложения водосборов этого оазиса и указывают на гранитную природу пород. Среднее содержание диоксида кремния оценивается в 68%, оксидов алюминия – в 13.7%. Другие основные оксиды в порядке убывания расположились в ряд: Fe_2O_3 (7.6%) > K_2O (3.6%) > Na_2O (2%) > CaO (1.6%). Содержание других химических соединений составляет <1% (табл. 2). При сходстве химического состава почв в большинстве случаев, имеются и некоторые различия. Так, на участке I зафиксировано максимальное содержание SiO_2 и SO_3 , минимум – Al_2O_3 , TiO_2 и CaO .

По сравнению с континентальной корой [37] среднее содержание основных химических элементов в почвах п-ова Брокнес характеризуется повышенными значениями содержания оксидов железа и более низкими оксидов кальция, магния и натрия.

Кислотность, содержание $\text{C}_{\text{орг}}$, элементов питания и обменных оснований. По величине pH_{KCl} почвы обследованных участков относятся к кислым с вариациями от сильноокислых до слабокислых. Сильноокислые почвенные разновидности с pH_{KCl} в поверхностных горизонтах 4.1 и менее характерны для участка I у залива Нелла Фьорд (табл. 3). Установлено подкисление почв с глубиной; минимальное значение pH_{KCl} (3.5) зафиксировано на глубине 50–60 см.

Слабокислая среда характерна для почв долин, где значение pH_{KCl} находится в диапазоне 5.0–5.8. Почвы в пределах развития моховой экосистемы имеют среднекислую реакцию среды (pH_{KCl} 4.6–5.0).

В отношении $\text{C}_{\text{орг}}$ основные различия, как следовало ожидать, обусловлены наличием/отсутствием растительности. Максимальные значения (2.62%) характерны для участка II и зафиксированы в горизонте непосредственно под мхами со снижением до 1.12% на глубине 5–10 см. Однако высокое содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ (1.86–2.08%) отмечается

Таблица 1. Соотношение скелетной части и мелкозема в почвах п-ова Брокнес, Холмы Ларсеманн

Участок, местоположение	Точка, привязка	Горизонт, глубина, см	Доля фракции, %	
			>1 мм	<1 мм
I, у залива Нелла Фьорд	61, 500 м 3 ст. Прогресс, признаки засоления на сером фоне	S/C ₁ , 0–5	76.0	24.0
		C ₂ , 10–15	72.4	27.6
		C ₂ , 10–15	36.0	64.0
	62, там же, у дороги на взлетно-посадочную полосу	S/C ₁ , 0–5	69.7	30.3
		C ₂ , 10–15	36.0	64.0
		C ₂ , 10–15	36.0	64.0
	63, там же, признаки засоления на красном фоне	S/C ₁ , 0–5	52.4	47.6
		C ₂ , 10–15	54.0	46.0
		S/C ₁ , 0–5	59.9	40.1
64, в 20 м от т. 63	C ₂ , 5–10	62.8	37.2	
	C ₃ , 15–20	72.3	27.7	
	C ₄ , 30–40	66.7	33.3	
	C ₅ , 50–60	52.4	47.6	
II, моховая экосистема у залива Нелла Фьорд	51, под скалой	O, 0–2	32.1	67.9
		T+C, 5–10	44.9	55.1
		C ₁ , 10–18	33.7	66.3
	437, 2 м от т. 51	C ₂ , 20–35	35.8	64.2
		B _{moss} , 0–10	39.8	60.2
438, 5 м от т. 51	B _{moss} , 0–10	16.1	83.9	
441, 10 м т. 51	GP/C ₁ , 0–10	50.5	49.5	
III, влажная долина	21, днище долины, начало ручья	B _{algae} , 0–10	55.1	44.9
		B _{algae} , 0–10	57.7	42.3
		B ₁ , 20–40	43.9	56.1
	22, днище долины, 50 м ниже по ручью в 5 м от русла	GP/C ₁ , 0–10	53.3	46.7
		C ₃ , 20–50	36.3	63.7
		C ₄ , 60–90	48.6	51.4
	23, днище долины, конец ручья	B _{algae} , 0–10	52.0	48.0
		GP, 0–10	0.3	99.7
		GP/C ₁ , 0–10	58.9	41.1
363, глинистая линза	C ₃ , 30–40	54.6	45.4	
	C ₄ , 50–60	61.4	38.6	
	C ₄ , 90–100	42.4	57.6	
IV, влажная долина у оз. Скандретт	13, днище долины, 150 м от озера	B _{algae} , 0–10	51.8	49.2
		B ₂ , 20–40	46.2	53.8
	11, днище долины, 200 м от озера	B _{algae} , 0–10	45.3	54.7
		B _{algae} , 0–10	56.4	43.4
	14, днище долины, 50 м от озера	GP/C ₁ , 0–10	49.4	50.6
		C ₁ , 10–20	42.3	57.7
	15, нижняя часть склона	C ₁ , 20–30	44.6	55.4
		C ₂ , 45–50	34.1	65.9
C ₃ , 55–60		24.6	75.4	

в поверхностном горизонте почв на расстоянии до 5 м от места произрастания мхов.

Повышенное содержание $C_{орг}$ выявлено в почвах участка IV. При этом максимальные значения (1.71–1.82%) отмечаются на глубине до 20 см и приурочены к почвам днища долины оз. Скандретт, где наиболее активно развиваются водоросли. Аналогичные значения $C_{орг}$ (1.84%) свой-

ственны почвам участка III, центральной части днища долины с водорослями. На участках долин, где визуально присутствие водорослей незаметно, содержание $C_{орг}$ уменьшается, составляя около 1% (т. 15, 31). Выше по склонам (т. 32 и 33) содержание $C_{орг}$ закономерно уменьшается примерно до 0.5%. Наименьшее содержание $C_{орг}$ зафиксировано на участке I.

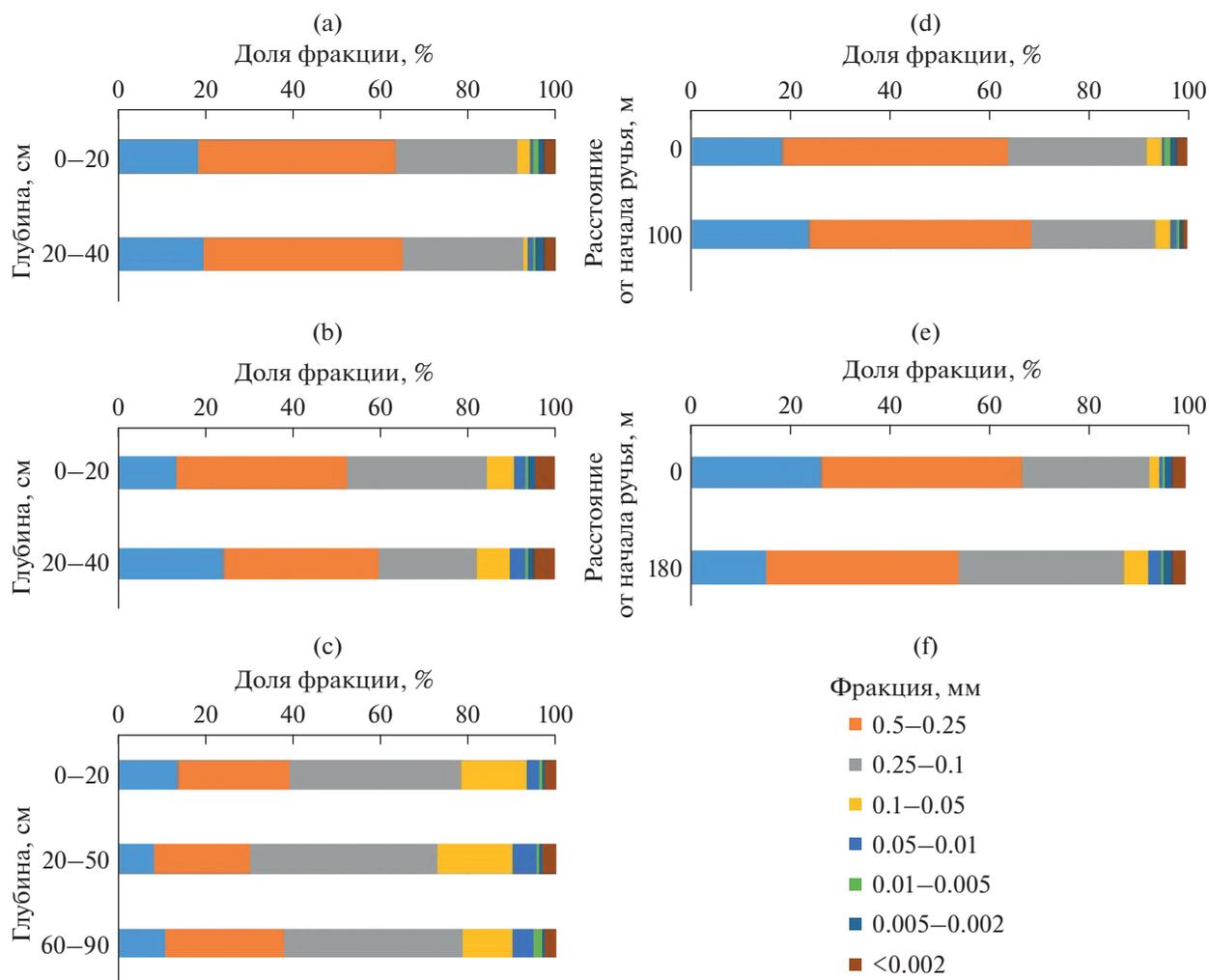


Рис. 4. Изменение гранулометрического состава почв на ключевых участках п-ова Брокнес, Холмы Ларсеманн: с глубиной: а – разрез 22 (днище долины на участке III); б – разрез 13 (днище долины на участке IV); с – разрез 32 (склон на участке III); с удалением от начала ручья: d – на участке III; e – на участке IV; f – размер фракций, мм.



Рис. 5. Общий вид глинистой линзы (а) и пробы почвы (б) (фото Ю.Г. Гигиняка, 2020 г.).

Таблица 2. Химический состав почв п-ова Брокнес, Холмы Ларсеманн, % от прокаленной навески

Участок	Точка	Горизонт, глубина, см	SiO ₂	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	TiO ₂	CaO	MgO	SO ₃	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na ₂ O	MnO	SiO ₂ /Al ₂ O ₃	SiO ₂ /R ₂ O ₃
I	63	C ₂ , 10–12	73.6	8.9	5.2	0.04	0.19	0.14	3.37	0.01	3.35	1.13	0.01	14.1	5.2
II	439	B _{moss} , 0–10	66.3	7.3	14.6	0.79	1.51	1.63	0.05	0.09	3.85	2.19	0.05	4.6	3.1
III	31	B ₂ , 10–20	66.6	7.4	15.4	0.84	1.88	1.08	0.02	0.12	3.50	2.34	0.07	4.3	2.9
		C ₃ , 50–60	63.9	9.5	15.3	1.30	1.88	2.00	0.03	0.11	3.26	2.10	0.10	4.2	2.6
IV	12	C ₄ , 80–90	67.0	6.8	14.5	0.19	3.02	0.14	0.03	0.11	3.73	1.93	0.07	4.7	3.2
	15	B _{algae} , 0–10	67.9	7.3	14.9	0.85	1.13	1.08	0.04	0.10	4.20	1.71	0.08	4.6	3.1
		B ₁ , 10–20	68.4	7.2	14.8	0.82	1.13	1.08	0.02	0.09	4.18	1.74	0.08	4.6	3.1
		C ₃ , 55–60	67.9	6.4	14.5	0.75	1.88	1.35	0.02	0.10	4.48	1.91	0.06	4.7	3.3
		Отложения озер и водосборов оазиса Холмы Ларсеманн [35]	65.0	4.4	14.2	0.51	3.81	1.16	–	0.16	3.65	2.08	0.07	4.2	3.5
		Верхняя континентальная кора [37]	66.6	5.0	15.4	0.64	3.59	2.48	–	0.15	2.8	3.27	0.10	4.3	3.3

Таблица 3. Основные свойства почв ключевых участков п-ова Брокнес, Холмы Ларсеманн

Участок	Точка	Горизонт, глубина, см	pH _{KCl}	C _{орг} , %	N _{общ} , %	P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca ²⁺ _{обм}	Mg ²⁺ _{обм}	Na ⁺ _{обм}	Гидролитическая кислотность	Na ⁺ _{обм} , %	
						подвиж	подвиж						
						мг/кг		смоль(экв)/кг					
I	63	S/C ₁ , 0–5	4.1	0.13	0.04	20.8	208.9	0.95	2.16	1.74	1.34	35.9	
	64	S/C ₁ , 0–5	4.1	0.97	0.04	29.0	217.3	0.95	1.08	1.02	1.18	33.4	
		C ₂ , 5–10	3.7	0.01	0.02	8.5	63.0	0.20	0.20	0.26	1.67	39.4	
		C ₃ , 15–20	3.7	0.02	0.02	9.2	65.8	0.27	0.41	0.27	1.70	28.4	
		C ₄ , 30–40	3.6	0.01	0.03	8.5	72.4	0.27	0.54	0.49	2.31	37.7	
		C ₅ , 50–60	3.5	0.26	0.05	8.8	65.7	0.34	0.68	0.80	2.31	44.0	
II	51	O, 0–2	5.0	2.62	0.34	70.1	19.1	0.81	0.95	0.14	1.70	7.4	
		T+C, 5–10	4.8	1.12	0.42	108.8	36.6	1.22	1.35	0.14	2.80	5.2	
	437	B _{moss} , 0–10	4.7	1.86	0.35	117.8	71.0	1.15	1.42	0.10	2.25	3.7	
	438	B _{moss} , 0–10	5.8	2.08	0.16	91.9	48.0	0.54	0.41	0.05	0.47	5.0	
	441	GP/C ₁ , 0–10	5.4	0.93	0.15	49.4	30.5	0.54	0.41	0.13	0.63	12.0	
III	21	B _{algae} , 0–10	5.3	0.86	0.10	108.2	48.2	0.41	0.68	0.05	0.67	4.4	
	22	B _{algae} , 0–10	5.2	1.84	0.20	70.2	45.8	0.54	0.81	0.05	0.76	3.6	
	31	C ₁ , 5–10	5.4	1.01	0.12	70.4	20.0	0.41	0.68	0.18	0.60	14.2	
		C ₂ , 20–30	5.3	1.31	0.13	56.8	40.1	0.41	0.95	0.15	0.67	9.9	
	32	GP/C ₁ , 0–10	5.1	0.61	0.05	72.7	20.0	0.41	0.41	0.05	0.66	5.7	
		C ₂ , 10–20	5.0	0.45	0.04	83.1	20.0	0.27	0.54	0.05	0.63	5.8	
	33	GP/C ₁ , 0–10	5.7	0.43	0.06	81.7	73.1	0.27	0.68	0.16	0.51	14.4	
		C ₂ , 10–20	5.1	0.49	0.05	67.6	42.5	0.27	0.41	0.05	0.66	6.8	
IV	13	B _{algae} , 0–10	5.8	1.71	0.20	52.2	70.7	0.68	1.35	0.23	0.61	10.2	
		B ₁ , 10–20	5.1	1.82	0.16	43.1	48.3	0.54	1.22	0.14	0.70	7.4	
	15	GP/C ₁ , 0–10	5.0	1.00	0.11	71.4	114.4	0.27	0.41	0.41	0.64	37.6	

В распределении содержания общего азота прослеживается близкая к $C_{\text{орг}}$ ситуация: максимальные значения (0.24–0.42%) характерны для моховой экосистемы. О тесной связи между $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{общ}}$ свидетельствует статистический анализ: коэффициент корреляции (r) оценивается в 0.77 (при $p = 0.001$).

В отношении P_2O_5 прослеживается определенная связь с содержанием $N_{\text{общ}}$ и $C_{\text{орг}}$, что, вероятно, связано с их общими источниками поступления, включая растительные остатки и орнитогенный фактор (перья или их фрагменты обнаружены на различных участках). В частности, теснота связи между $N_{\text{общ}}$ и P_2O_5 оценивается величиной 0.63. Максимальные значения P_2O_5 (117.8 мг/кг почвы) приурочены к моховой экосистеме, хотя отмечается значительная вариабельность содержания даже в пределах небольшого участка. Повышенные концентрации P_2O_5 (70.4–108.2 мг/кг почвы) выявлены в почвах участка III, где по остаткам перьев и продуктов жизнедеятельности можно судить о влиянии птиц на почвы. При этом в отдельных случаях содержание P_2O_5 даже на глубине до 20 см составляет до 80 мг/кг. Наименьшее содержание P_2O_5 в оазисе Холмы Ларсеманн отмечается в почвах на засоленном участке. Напротив, именно здесь повышено содержание подвижного калия (до 209–217 мг/кг).

Сумма обменных оснований в поверхностных горизонтах почвы варьирует от 0.87 до 4.85 смоль(экв)/кг, достигая наибольших значений на участке I. Подтверждением засоления почв являются данные о доле обменного натрия, составляющей 33–35% в поверхностных горизонтах и до 44% по почвенному профилю.

В большинстве случаев (62%) среди обменных оснований доминируют ионы магния, что свидетельствует о влиянии морских аэрозолей. Коэффициент корреляции суммы обменных оснований наибольший с обменным магнием (0.93), тогда как с обменным кальцием – 0.79 и с обменным натрием – 0.76.

Более высокое содержание обменного кальция характерно для почв моховой экосистемы – 0.81–1.22 смоль(экв)/кг. Обменный кальций тесно коррелирует с содержанием общего азота ($r = 0.70$).

Насыщенность основаниями составляет 73–78% в почвах долины у оз. Скандрет. На засоленном участке показатели насыщенности достигают 72–78% в горизонте 0–5 см.

Содержание водорастворимых соединений. Для получения информации о выщелачивании химических элементов из почв анализировали почвенно-грунтовые воды из разрезов, заложенных в пределах долин, а также водные вытяжки из почв (табл. 4).

В почвенных вытяжках максимальное содержание компонентов солевого состава выявлено на участке I, где их сумма в поверхностном горизонте достигает 173.4 мг/100 г почвы (удельная электропроводность водной вытяжки 1 : 5 – 791 мкСм/см; состав хлоридный натриевый).

На участке III большие концентрации солей характерны для разреза 31: величина удельной электропроводности вытяжки 1 : 5 в верхнем горизонте составляет 72.2 мкСм/см, тогда как на глубине 30–60 см – 38.2 мкСм/см. Содержание водорастворимых солей в почвах разрезов, заложенных на более высоких отметках рельефа, заметно снижается и составляет в верхних горизонтах 11.6 и 17.6 мг/100 г почвы.

Среди катионов в почвах на участке III доминируют ионы натрия, среди анионов – хлориды с высокой долей сульфатов и/или гидрокарбонатов, что может быть следствием процессов выщелачивания горных пород, как указано в [38].

Почвенно-грунтовые воды на участке III более минерализованы по сравнению с водной вытяжкой из почв: сумма ионов находится в диапазоне 122.2–140.9 мг/100 г, удельная электропроводность вытяжки 1 : 5 – 198.6–285.1 мкСм/см. По составу воды хлоридные натриевые: на долю хлорид-ионов приходится 82–90%-экв суммы анионов, ионов натрия – 76–80%-экв суммы катионов.

В почвенно-грунтовых водах на участке IV сумма ионов варьировала от 118.5 до 444.4 мг/100 г почвы, величина удельной электропроводности вытяжки 1 : 5 – от 237.6 до 778.5 мкСм/см. Отмечается увеличение содержания макрокомпонентов от начала ручья, достигая максимальных значений примерно через 100 м, затем происходит некоторое уменьшение. Почвенно-грунтовые воды хлоридно-натриевые по составу на всем протяжении. По сравнению с предыдущей долиной содержание компонентов солевого состава больше, что может быть следствием более открытого положения по отношению к поступлению морских аэрозолей из залива Нелла Фьорд.

ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты исследования показали, что почвы п-ова Брокнес, как и других оазисов Антарктиды, преимущественно скелетные, неструктурированные, в большинстве случаев без выраженных классических генетических горизонтов и признаков оглеения. Вместе с тем в ряде случаев почвенный профиль дифференцируется с выделением слаборазвитых органогенного и минерально-органогенного горизонтов (т. 51), водорослевого поверхностного (т. 12–15, 21–23), солевой поверхностной корки (т. 61, 63, 64), каменной или щебнистой корки (т. 32, 33). Иногда имеются визуально диагностируемые изменения гранулометрического состава почв с глубиной (т. 15, 22, 32); в

Таблица 4. Химический состав почвенно-грунтовых вод (мг/л) и водной вытяжки из почв (мг/100 г почв), отобранных на п-ове Брокнес, Холмы Лар-семанн

Участок	Тип пробы	Точка	Горизонт, глубина, см	pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Сумма ионов	Электропроводность, мксм/см	
I	Водная вытяжка 1:5	61	S/C ₁ , 0–5	6.9	12.8	80.8	11.2	0.2	0.10	2.00	1.82	60.8	3.75	173.4	791.1	
		31	C ₂ , 10–12	6.9	0.0	41.6	6.3	0.5	0.04	1.00	0.61	35.1	2.13	87.3	427.4	
			GP/C ₁ , 0–5	5.8	5.7	5.0	3.4	4.2	0.12	0.00	0.31	7.2	1.15	28.3	72.2	
III	»	32	C ₂ , 10–20	5.8	7.8	5.5	3.3	2.2	0.03	0.00	0.34	4.4	0.80	26.7	57.3	
			C ₃ , 30–60	6.8	3.8	3.9	1.8	0.1	0.00	0.00	0.19	4.4	0.45	14.6	38.2	
			GP/C ₁ +C ₂ , 0–20	6.3	2.4	1.5	2.5	1.8	0.00	0.00	0.29	2.7	0.45	11.6	26.3	
		33	C ₄ , 60–90	6.0	2.4	1.6	2.7	0.1	0.00	0.00	0.43	1.9	0.25	9.4	21.3	
			GP/C ₁ +C ₂ , 0–20	6.5	3.2	2.6	6.6	0.1	0.10	0.00	0.19	4.4	0.35	17.6	41.2	
			C ₄ , 90–100	5.6	3.1	2.4	1.7	0.1	0.00	0.00	0.42	2.2	0.45	10.3	26.6	
IV	Почвенно-грунтовые воды	284	10	5.6	1.0	58.4	13.0	4.6	0.01	1.61	4.70	44.1	2.50	129.9	211.2	
		282	10	5.9	1.5	60.0	6.2	1.9	0.01	2.07	5.42	42.9	2.20	122.2	198.6	
		283	10	5.5	1.0	66.7	10.8	3.1	0.01	1.83	5.04	50.2	2.24	140.9	235.1	
		280	10	5.8	1.0	63.4	12.3	2.6	0.04	0.39	1.42	34.7	2.69	118.5	237.6	
		260	10	5.6	1.5	208.5	25.2	1.6	0.04	3.43	11.0	88.2	4.00	343.4	698.7	
		259	10	5.7	2.0	208.5	66.3	5.2	0.04	4.07	12.8	139.0	6.45	444.4	778.5	
		261	10	5.6	0.5	166.8	14.2	1.7	0.02	4.33	13.6	104.8	4.67	310.7	571.1	
		262	10	6.2	0.0	166.8	3.0	3.8	0.24	2.15	7.10	101.8	6.72	291.6	556.6	

пределах переувлажненных участков долин отмечаются признаки аллювиальных почв с включениями камней окатанных форм (т. 13, 15, 22). Это указывает на разнообразие почвообразующих факторов и их роль в формировании почв полуострова и их свойств.

В пределах ветрового убежища важную роль играет биотический фактор благодаря благоприятным условиям для развития мхов. Именно на участке II зафиксировано максимальное содержание $C_{\text{орг}}$, $N_{\text{общ}}$ и P_2O_5 , источником поступления которых являются остатки мхов после их отмирания и иссушения. Как показано в предыдущем разделе, повышенное (по антарктическим меркам) содержание органического углерода и подвижных элементов питания характерны не только для собственно моховой экосистемы, но наблюдаются и за ее пределами, что связано с ветровым переносом фрагментов торфа и мелкозема из-под скалы в направлении к морю. Важную роль играет орнитогенный фактор, на что указывают многочисленные перья и остатки продуктов жизнедеятельности птиц. В последние годы образование органического вещества в почвах Антарктики, помимо мест гнездовых пингвинов, связывают с деятельностью летающих морских птиц, которые переносят остатки пищи, отходы жизнедеятельности, мезо- и микробиоты [2, 3]. Принимая во внимание свойства почв моховой экосистемы участка II, они могут быть отнесены к Skeletic Leptic Cryosols, согласно WRB [28]. Следует отметить, что почвы под мхами, сформированные в пределах ветровых убежищ, имеются и в других регионах Антарктики: в оазисе Ширмахера [39], Земле Мэри Бэрд [8], о. Ливингстон [27]. В оазисе Холмы Ларсеманн такие почвы упоминаются в работе [11].

Иные факторы почвообразования характерны для участка I, представленного красноцветными породами с визуально диагностируемыми признаками засоления. К основным из них относятся литологические особенности территории в сочетании с более высоким по отношению к другим участкам гипсометрическим уровнем и открытостью к воздействию морских масс. Формирование почв с крайне низким содержанием $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{общ}}$, а также P_2O_5 обусловлено отсутствием растительности и в целом низкой ролью биогенного фактора.

Рассматривая участок I, необходимо подчеркнуть, что именно для него зафиксирована максимальная величина суммы обменных оснований, а также высокая доля обменного натрия (до 37–44%) в почвенном поглощающем комплексе, что типично для солонцов. Кроме того, именно для данного участка характерно наибольшее содержание подвижного калия (208–217 мг/кг почвы). Дополнительной характеристикой почв данного участка является хлоридный натриевый состав

водной вытяжки, а также повышенная величина удельной электропроводности водной вытяжки 1 : 5 (до 791 мкСм/см). Возможно, название почв в соответствии с WRB [28] – Skeletic Salic Cryosols.

Засоление почв красноцветов может быть обусловлено как привнесением морских солей (на что указывает высокая доля обменного магния), так и образованием карбонатов в ходе выветривания силикатов *in situ*, поскольку по сравнению с другими участками в составе солей повышено содержание бикарбонатов, кальция и магния (табл. 5). Интересным представляется генезис красноцветных пород, что требует дополнительных исследований. Как показано Глазовской в 1958 г. [4], выветривание гранитов и гранитогнейсов сопровождается разрушением железосодержащих минералов, а пелитизация полевых шпатов сопровождается образованием глинистого вещества красновато-коричневого цвета.

О глубокой выветрелости горных пород на данном участке свидетельствует не только вскрытая глубина рыхлых отложений в 60 см (вероятно, не предельная), но и значительная доля мелкозема, достигающая в ряде случаев 46–48%. Отличительная особенность свойств почв данного ключевого участка – четко выраженное уменьшение содержания органического вещества, подвижных элементов питания и обменных катионов вниз по почвенному профилю. Представляется, что почвы ключевого участка I, развитые на красноцветных породах, могут быть более древними по сравнению с другими участками оазиса. Рассчитанные соотношения SiO_2/Al_2O_3 (14.2) и SiO_2/R_2O_3 (5.2) характеризуют более высокую интенсивность процессов химического выветривания (для других участков соотношение $SiO_2/Al_2O_3 = 4.2–4.7$, $SiO_2/R_2O_3 = 2.6–3.2$), что может быть результатом наследования прошлых этапов развития района.

В пределах влажных долин участков III и IV доминирующая роль в накоплении и перераспределении вещества и химических элементов принадлежит водным потокам. При этом гидрологический фактор играет определяющую роль на самых низких гипсометрических уровнях, в пределах днищ долин, которые в течение летнего антарктического сезона превращаются в супер- или субаквальные ландшафты. Свойственные постоянно или периодически переувлажненным почвам хорошо развитые водорослевые сообщества способствуют ее обогащению органическим веществом, а рыхлый характер отложений и водные потоки – его перемещению вглубь почвенных горизонтов. Согласно полученным результатам, на обследованных участках влажных долин в поверхностных горизонтах (0–10 см) и на глубине (10–20 см) содержание органического вещества сопоставимо и находится в диапазоне 1–2%. Как следует из недавних исследований в оазисах Холмы Ларсеманн

Таблица 5. Соотношение содержания основных ионов в различных типах вод п-ова Брокнес, Холмы Ларсеманн, ммоль(экв)/л

Участок	Тип вод	SO ₄ /Cl	NO ₃ /Cl	Na/Cl
I	Водная вытяжка	0.107	0.004	1.23
III	Водная вытяжка	0.875	0.209	2.13
	Грунтовые	0.120	0.030	1.14
IV	Грунтовые	0.109	0.012	0.89
	Поверхностные	0.046	0.001	0.92
Оз. Рейд				
Морская вода [43]		0.051	0.009	0.857

и Ширмахера, в некоторых случаях даже в почвах без видимого растительного покрова пул углерода сравним с показателями для почв с мохово-лишайниковым покровом [34]. Лупачевым с соавт. [9] показано, что криптоорганогенные горизонты могут быть обнаружены в очень широком диапазоне локальных условий.

Особого внимания заслуживает происхождение глинистого участка, выявленного в пределах влажной долины на участке III, не перекрытого сверху ни щебнистым, ни песчано-гравийным материалом. Пока о таких находках не было сообщений в научной литературе, и генезис глины сложно объяснить. Процессы солифлюкции и химического выветривания не исключаются так же, как перенос и аккумуляция глинистых частиц в микропонижениях, как указано [1]; однако требуются дополнительные исследования.

Некоторая слоистость песчаных и песчано-гравийных отложений на участке IV, зафиксированное увеличение количества глинистых частиц с глубиной и с удалением от начала ручья, окатанные формы камней – все это позволяет рассматривать почвы влажных местообитаний долин как аналоги слабо развитых аллювиальных почв, которые могут быть отнесены, согласно WRB [28], к Skeletic Cryosols (Fluvis).

На склонах долины на участке IV, как и в других долинах оазиса [11], развитие растительности и формирование органогенных горизонтов сдерживается недостатком влаги, особенно в поверхностных горизонтах. Рыхлый характер отложений способствует быстрому переводу талых вод во внутрипочвенный сток, который является одним из важнейших факторов транспорта материала и переноса химических веществ. Результаты исследования показали, что в поверхностных горизонтах почв сопряженного ряда элементарных ландшафтов проявляется общая закономерность в увеличении $S_{орг}$, $N_{общ}$ и обменного кальция вниз по склону: от 0.43, 0.06% и 0.27 смоль(экв)/кг (т. 33) до 1.01, 0.13% и 0.41 смоль(экв)/кг (т. 31) соответственно. В отношении других элементов нет зависимости их содержания от местоположения. Обращают на себя внимание незначительные различия основных свойств почв поверхностных горизонтов (GB/V₁, 0–10 см) и на глубине (B₂, 10–

20 см). Пока недостаточно данных для выявления латеральных и радиальных изменений свойств почв, формирующихся на склонах. Потребуется более дифференцированный отбор проб почв и их химико-аналитические исследования. Можно лишь предположить, что как гранулометрический состав почв склонов, так и их химические свойства в значительной степени определяются гравитационными процессами, помимо процессов промерзания–оттаивания, варьирования уровня грунтовых вод и глубины протаивания почвы. По данным [45], перемещению почвенных материалов в различных направлениях, в том числе вверх, способствуют криотурбационные процессы. Вертикальное перемещение тонких фракций возможно при фильтрации латерально привнесенных взвесей, а также при изменении уровня надмерзлотных суспензий [11]. Предварительно на основании имеющихся данных почвы склонов долин могут быть отнесены к Skeletic Turbic Cryosols.

Сравнение элементов питания в почвах п-ова Брокнес в другими регионами Антарктики показало, что содержание подвижного фосфора ниже, чем в оазисе Вечерний [7] и на п-ове Файлдс, где максимальные концентрации достигли 2.5 г/кг [2]. Соответственно, можно предположить, что влияние орнитогенного фактора здесь меньше, чем в указанных регионах.

С другой стороны, такой фактор, как воздействие морских солей, оказывает более существенное влияние по сравнению с оазисом Вечерний [7]. Результаты анализа водной вытяжки и почвенно-грунтовых вод демонстрируют в ряде случаев сходство с морской водой (по соотношению ионов). Это касается в первую очередь участка I, а также оз. Рейд, расположенного между ключевыми участками II и IV. Согласно [43], значительные отличия в соотношениях анионов означают разные процессы растворения и выщелачивания из пород. Наиболее существенные отличия водной вытяжки для участка III указывают на преобладающую роль именно процессов выщелачивания.

Несомненно, полученные данные характеризуют лишь весьма небольшую территорию оазиса и не охватывают всего разнообразия и возможного диапазона показателей физических и химических свойств почв. Например, принимая во вни-

мание данные [29], можно говорить о гораздо большей вариабельности свойств почв, поскольку зафиксированная авторами величина удельной электропроводности подземного стока достигала 3740 мкСм/см.

В целом неоднородность почвенного покрова в пределах п-ова Брокнес согласуется с результатами для других регионов Антарктики [5, 22, 42]. Выявленные особенности гранулометрического и химического состава почв, зафиксированный диапазон содержания основных элементов питания и уровни содержания водорастворимых компонентов свидетельствуют о пространственной изменчивости факторов почвообразования и их разной роли в формировании почв. Не рассматривалось влияние антропогенной деятельности, начатой в 1990-х годах и возрастающей со временем. Как показано в работах [20, 24, 40], ее последствия пока носят локальный характер. Можно предположить, что вследствие техногенного воздействия в районах расположения научных станций увеличится полидисперсность почв и, соответственно, произойдет изменение их химических свойств.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты почвенно-геохимических исследований, выполненные на четырех ключевых участках в восточной части п-ова Брокнес, Холмы Ларсеманн, позволяют сделать следующее заключение:

– почвы всех участков характеризуются полидисперсностью с содержанием мелкозема от 24 до 99.3% и доминированием в его составе практически во всех случаях песка. Выявленная впервые для данного района глинистая линза (доля ила – 56.1% и глины – 29.4%) среди песчано-гравийно-щебеночных отложений требует дальнейших исследований для оценки ее происхождения;

– почвы преимущественно скелетные, неструктурированные, в большинстве случаев без выраженных классических генетических горизонтов и признаков оглеения. В ряде случаев почвенный профиль дифференцируется с выделением слаборазвитых органогенного и минерально-органогенного горизонтов, водорослевого поверхностного, солевой поверхностной корки, каменистой или щебнистой корки;

– вариабельность химических свойств почв определяется разнообразием условий почвообразования. Наибольшее содержание органического вещества, подвижного фосфора и обменного кальция характерно для почв моховой экосистемы, а также переувлажненных местообитаний влажных долин;

– неоднородность почвенного покрова оазиса обусловлена различным вкладом почвообразующих факторов с доминированием литогенного в пределах ключевого участка I, биогенного –

участка II, геоморфологического – склонов долин на участке III, гидрологического и биогенного – в пределах днищ долин на участках III и IV. В соответствии с международной классификацией выделены следующие типы почв: Skeletic Leptic Cryosols (в ветровом убежище), Skeletic Salic Cryosols (на засоленном участке), Skeletic Turbic Cryosols (на склонах долин), Skeletic Fluvic Cryosols (для переувлажненных участков долин).

Полученные данные о геохимических свойствах почв могут быть использованы как основа последующих оценок функционирования наземных экосистем в зависимости от климатических изменений и антропогенных нагрузок.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Работа выполнена в рамках государственной программы “Мониторинг полярных районов Земли, создание Белорусской антарктической станции и обеспечение деятельности полярных экспедиций на 2016–2020 годы”. Авторы выражают благодарность руководству 12-ой Белорусской антарктической экспедиции и 65-ой Российской антарктической экспедиции, а также начальнику антарктической станции “Прогресс” Д.А. Мамадалиеву за содействие в проведении исследований, организации хранения и транспортировки проб. Авторы выражают признательность М.А. Кудрович за выполненные химико-аналитические определения состава почвенных вытяжек и грунтовых вод, Ю.Г. Кокош и В.Д. Чернюку за пробоподготовку почв.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Описание почвенных разрезов.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы утверждают об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов Е.В.* Гранулометрический состав почв Западной Антарктики // Почвоведение. 2010. № 3. С. 324–332
<https://doi.org/10.1134/S1064229310030075>
2. *Абакумов Е.В.* Роль птиц в формировании режима элементов питания в почвах полуострова Файлдс (Западная Антарктика) // Русский орнитологический журн. 2018. Т. 27. С. 2757–2760.
3. *Абакумов Е.В., Парникоза И.Ю., Жиянски М., Янева Р., Лупачев А.В., Андреев М.П., Власов Д.Ю., Риано Дж., Харамильо Н.* Орнитогенный фактор почвообразования в Антарктике (обзор) // Почвоведение. 2021. № 4. С. 451–464.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X2104002X>
4. *Глазовская М.А.* Выветривание и первичное почвообразование в Антарктиде // Научные доклады высшей школы. Геол.-геогр. науки. 1958. № 1. С. 63–76.

5. Горячкин С.В., Мергелов Н.С., Таргульян В.О. Генезис и география почв экстремальных условий: элементы теории и методические подходы // Почвоведение. 2019. № 1. С. 5–19. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19010040>
6. Кудинова А.Г., Петрова М.А., Долгих А.В., Соина В.С., Лысак Л.В., Маслова О.А. Таксономическое разнообразие бактерий и их фильтрующих форм в почвах Восточной Антарктиды (Оазисы Холмы Ларсеманн и Холмы Бангера) // Микробиология. 2020. Т. 89. № 5. С. 581–592. <https://doi.org/10.31857/S0026365620050134>
7. Кухарчик Т.И., Какарека С.В. Состав и свойства почв района горы Вечерней (Земля Эндерби, Восточная Антарктида) // Докл. Национальной академии наук Беларуси. 2016. Т. 60. № 1. С. 87–93.
8. Луначев А.В., Абакумов Е.В. Почвы Земли Мэри Бэрд (Западная Антарктика) // Почвоведение. 2013. № 10. С. 1167–1180. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13100079>
9. Луначев А.В., Абакумов Е.В., Абрамов А.А., Добрянский А.С., Долгих А.В., Зазовская Э.П., Мергелов Н.С., Осокин Н.И., Шоркунов И.Г., Горячкин С.В. Почвенный покров и многолетнемерзлые породы Антарктиды: структура и функционирование // Вопросы географии. Сб. 150. Исследования Антарктиды. М., 2020. С. 242–285.
10. Мергелов Н.С., Горячкин С.В., Шоркунов И.Г., Зазовская Э.П., Черкинский А.Е. Эנדолитное почвообразование и скальный “загар” на массивно-кристаллических породах в восточной Антарктике // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1027–1044.
11. Мергелов Н.С. Почвы влажных долин в оазисах Ларсеманн и Вестфолль (Земля Принцессы Елизаветы, Восточная Антарктида) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1027–1045. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14090093>
12. Никитин Д.А., Семенов М.В. Субаквальные почвы Антарктиды: условия формирования и перспективы микробиологических исследований // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. Вып. 102. С. 49–69. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-49-69>
13. План управления Особо управляемым районом Антарктики “Холмы Ларсеманн”, Восточная Антарктика. Мера 15 (2014 г.) Приложение. Заключительный отчет XXXVII КСДА.
14. Соина В.С., Газимуллина А.Г., Мергелов Н.С., Лысак Л.В., Лапыгина Е.В. Бактериальные комплексы в почвах влажных долин оазиса Ларсеманн (Восточная Антарктида) // Альманах современной науки и образования. 2012. № 9. С. 195–200.
15. Сократова И.Н. Антарктические оазисы: история и результаты исследований. СПб., 2010. 274 с.
16. Abakumov E., Lupachev A., Yaneva R., Zhiyanski M. Micromorphological structure of maritime antarctic cryosols (King-George and Livingston Islands, West Antarctica) // Czech Polar Rep. 2021. V. 11. P. 318–332. <https://doi.org/10.5817/CPR2020-1-2>
17. Alekseev I., Abakumov E. Permafrost table depth in soils of Eastern Antarctica oases, King George and Ardley Islands (South Shetland Islands) // Czech Polar Rep. 2020. V. 10. P. 7–22.
18. Alekseev I., Zverev A., Abakumov E. Microbial communities in permafrost soils of Larsemann Hills, Eastern Antarctica: Environmental Controls and Effect of Human Impact // Microorganisms. 2020. V. 8. P. 1202. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8081202>
19. Antarctic soils and soil forming processes / Ed. E. Tedrow. Antarctic Research Series. Washington: American Geophysical Union of the National Academy of Sciences-National Research Council. 1966. V. 8. Publication No. 1418.
20. Bhakta S., Rout T.K., Karmakar D., Pawar C., Padhy P.K. Trace elements and their potential risk assessment on polar ecosystem of Larsemann Hills, East Antarctica // Polar Sci. 2022. P.1 00788. <https://doi.org/10.1016/j.polar.2022.100788>
21. Campbell I.B., Claridge G.G.C. Antarctica: soils, weathering processes and environment. Amsterdam: Elsevier, 1987. 368 p.
22. Cannone N., Wagner D., Hubberten H.W., Guglielmin M. Biotic and abiotic factors influencing soil properties across a latitudinal gradient in Victoria Land, Antarctica // Geoderma. 2008. V. 144. P. 50–65. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.10.008>
23. Carson C.J., Grew E.S. Geology of the Larsemann Hills, Antarctica First Edition (1 : 25000 scale map). Geoscience Australia, Canberra, 2007.
24. Goldsworthy P., Canning E.A., Riddle M.J. Soil and water contamination in the Larsemann Hills, East Antarctica // Polar Record. 2003. V. 39. P. 319–337. <https://doi.org/10.1017/S003224740300305X>
25. Hodgson D.A., Noon P.E., Vyverman W., Bryant C.L., Gore D.B., Appleby P., Gilmour M., Verleyen E., Sabbe K., Jones V.J., Ellis-Evans J.C., Wood P.B. Were the Larsemann Hills ice-free through the Last Glacial Maximum? // Antarctic Sci. 2001. V. 13. P. 440–454. <https://doi.org/10.1017/S0954102001000608>
26. Hodgson D.A., Whitehouse P.L., De Cort G., Berg S., Verleyen E., Tavernier I., Roberts S.J., Vyverman W., Sabbe K., O'Brien P. Rapid early Holocene sea-level rise in Prydz Bay, East Antarctica // Glob. Planet. Chang. 2016. V. 139. P. 128–140.
27. Ilieva R., Yaneva R., Zhiyanski M., Abakumov E. Morphological and physico-chemical properties of Cryosols in the Bulgarian antarctic base on Livingston island, Antarctica // Silva Balcanica. 2021. V. 22. P. 57–67. <https://doi.org/10.3897/silvabalcanica.22.e66704>
28. IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
29. Kaup E., Burgess J.S. Surface and subsurface flows of nutrients in natural and human impacted lake catchments on Broknnes, Larsemann Hills, Antarctica // Antarctic Sci. 2002. V. 14(4). P. 343–352. <https://doi.org/10.1017/S0954102002000123>
30. Kiernan K., Gore D., Fink D., White D., McConnell A., Sigurdsson I. Deglaciation and weathering of Larsemann Hills, East Antarctica // Antarctic Sci. 2009. V. 21. P. 373–382. <https://doi.org/10.1017/S0954102009002028>
31. Kurt S., Braun H.-M., Peer H. Geology and structure of the Larsemann Hills area, Prydz Bay, East Antarctica // Australian J. Earth Sciences. 1989. V. 36. P. 219–241.
32. Lachacz A., Kalisz B., Gielwanowska I., Olech M., Chwedorzewska K.J., Kellmann-Sopyła W. Nutrient abundance and variability from soils in the coast of King

- George Island // *J. Soil Sci. Plant Nutrition*. 2018. V. 18. P. 294–311.
<https://doi.org/10.4067/S0718-95162018005001101>
33. *Lopes D.V., Souza J.J.L.L., Simas F.N.B., Oliveira F.S., Schaefer C.E.G.R.* Hydrogeochemistry and chemical weathering in a periglacial environment of Maritime Antarctica // *Catena*. 2021. V. 197. P. 104959.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104959>
34. *Mergelov N., Dolgikh A., Shorkunov I., Zazovskaya E., Soina V., Yakushev A., Fedorov-Davydov D., Pryakhin S., Dobryansky A.* Hypolithic communities shape soils and organic matter reservoirs in the ice-free landscapes of East Antarctica // *Scientific Rep.* 2020. V. 10. P. 10277.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-67248-3>
35. *Nuruzzama M., Rahaman W., Mohan R.* Sources, distribution and biogeochemical cycling of dissolved trace elements in the coastal lakes of Larsemann Hills, East Antarctica // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 764. P. 142833.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142833>
36. *Ravindra R., Mahesh B.S., Mohan R.* Geomorphological insight of some ice-free areas of Eastern Antarctica // *Glaciers and the Polar Environment*. IntechOpen, 2020.
<https://doi.org/10.5772/intechopen.94445>
37. *Rudnic R.L., Gao S.* Composition of the continental crust // *Treatise on geochemistry*. 2003. V. 3. Elsevier-Pergamon, Oxford, London. P. 1–64.
38. *Salts in Antarctic Soils* / Eds. I.B. Campbell, G.G.C. Claridge. *Developments in Soil Science*, Elsevier. V. 16. 1987. P. 239–273.
[https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)70157-0](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)70157-0)
39. *Sedov S., Zazovskaya E., Fedorov-Davydov D., Alekseeva T.* Soils of East Antarctic oasis: Interplay of organisms and mineral components at microscale // *Bol. Soc. Geol. Mex.* 2019. V. 71. P. 43–63.
<https://doi.org/10.18268/BSGM2019v71n1a4>
40. *Shi G., Teng J., Ma H., Wang D., Li Y.* Metals in topsoil in Larsemann Hills, an ice-free area in East Antarctica: Lithological and anthropogenic inputs // *Catena*. 2018. V. 160. P. 41–49.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.001>
41. *Siqueira R.G., Lopes D.V., De Souza J.J.L.L., Schaefer C.E.G.R., Souza C.D., De Oliveira F.S., Filho E.I.F.* Acid sulfate soils from Antarctica: genesis and properties along a climatic gradient // *An Acad Bras Cienc.* 2022. V. 94. P. e20210625.
<https://doi.org/10.1590/0001-3765202120210625>
42. *Smykla J., Drewnik M., Szarek-Gwiazda E., Siang Hii Y., Knap W., Emslie S.D.* Variation in the characteristics and development of soils at Edmonson Point due to abiotic and biotic factors, northern Victoria Land, Antarctica // *Catena*. 2015. V. 132. P. 56–67.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.011>
43. *Toner J.D., Sletten R.S., Prentice M.L.* Soluble salt accumulations in Taylor Valley, Antarctica: Implications for paleolakes and Ross Sea Ice Sheet dynamics // *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 2013. V. 118. P. 198–215.
<https://doi.org/10.1029/2012JF002467>
44. *Ugolini F.C., Bockheim J.G.* Antarctic soils and soil formation in a changing environment: A review // *Geoderma*. 2008. V. 144. P. 1–8. www.sciencedirect.com.
45. *Vlček V., Pospíšilová L., Uhlík P.* Mineralogy and chemical composition of crysols and andosols in Antarctica // *Soil Water Res.* 2018. V. 13. P. 61–73.
<https://doi.org/10.17221/231/2016-SWR>
46. *Wang Y.G., Zhao J.* Element Distribution at Stornes Peninsula, Larsemann Hills, East Antarctica // *Jidi Yanjiu*. 1997. V. 9. P. 283–288.

Soils of the Broknes Peninsula, East Antarctica

T. I. Kukharchyk¹*, S. V. Kakareka¹, and J. G. Giginyak²

¹*Institute for Nature Management of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, 220076 Belarus*

²*Scientific and Practical Center of the National Academy of Sciences of Belarus for Bioresources, Minsk, 220072 Belarus*

*e-mail: tkukharchyk@gmail.com

The results of a study of permafrost soils (Crysols) in the eastern part of the Broknes Peninsula, Larsemann Hills, East Antarctica are presented. Field studies were carried out in four key areas characterizing wet and dry locations within two valleys, an elevated dry area with visual signs of salinization, and an area with a moss ecosystem in January-February 2020 according to the program of the 12th BAE. Data on the granulometric and chemical composition of soils, acidity, content of organic carbon, total nitrogen, mobile nutrients, exchangeable bases, and water-soluble compounds are discussed. The variability of the main indicators of soils in key areas is shown. The Si₂O₃/R₂O₃ ratio varies from 2.9 (for the slopes of the valleys) to 5.2 (for the saline area). The highest content of C_{org} (2.62%), N_{tot} (0.42%) and P₂O₅ (117.8 mg/kg) are characteristic of the soils of the moss ecosystem, as well as waterlogged habitats of wet valleys (1.84%, 0.20% and 108.2 mg/kg, respectively). In the saline area, an increased content of K₂O (217.3 mg/kg) and a high proportion of exchangeable sodium (up to 37–44%) were revealed. Different contributions of soil-forming factors are characterized with the dominance of lithogenic (plot I), biogenic (plot II), geomorphological (valley slopes in plot III), hydrological and biogenic (valley bottoms in plots III and IV). The data obtained on the geochemical properties of soils can be used as the basis for subsequent assessments of their functioning depending on climate change and anthropogenic loads, as well as supplementing the database on soils in Antarctica.

Keywords: Crysols, soil-forming factors, nutrients, exchangeable bases

ГЕНЕЗИС
И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 551.89+631.4(571.5)

СОСТАВ СТАБИЛЬНЫХ ИЗОТОПОВ УГЛЕРОДА ($\delta^{13}\text{C}$)
КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ДИНАМИКИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА
В ПОЧВАХ ЗАПАДНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ ОЗЕРА БАЙКАЛ¹

© 2022 г. В. А. Голубцов^{a, *}, Ю. В. Вантеева^a, Н. Н. Воропай^{a, b}, О. В. Василенко^a,
А. А. Черкашина^a, Э. П. Зазовская^c

^aИнститут географии им. В.Б. Сочавы СО РАН,
ул. Улан-Баторская, 1, Иркутск, 664033 Россия

^bИнститут мониторинга климатических и экологических систем СО РАН,
Академический пр-т, 10/3, Томск, 634055 Россия

^cИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

*e-mail: tea_88@inbox.ru

Поступила в редакцию 19.04.2022 г.

После доработки 27.06.2022 г.

Принята к публикации 29.06.2022 г.

Оценка основных факторов, определяющих динамику углерода в почвах, является актуальной проблемой в контексте современных климатических изменений. Один из подходов к оценке этой динамики – анализ состава стабильных изотопов углерода ($\delta^{13}\text{C}$). Исследования проведены в ландшафтах юго-восточного макросклона Приморского хребта и его предгорий, характеризующихся контрастными физико-географическими условиями. Проанализированы климатические параметры, внутрисочвенные и пространственные вариации состава стабильных изотопов углерода, а также физико-химические свойства почв, определяющие его динамику. Наибольшими значениями $\delta^{13}\text{C}$ (–24.72 и –23.97...–24.75‰) характеризуются гумусовые горизонты почв, формирующихся в условиях гольцовых и степных ландшафтов, наименьшими (–25.61...–27.18‰) – почвы горной тайги. На основе расчета линейной зависимости значений $\delta^{13}\text{C}$ от содержания общего углерода в почве, изменяющихся с глубиной, определена интенсивность оборота углерода через наклон линейной регрессии. Выявлено, что в контрастных условиях гольцовых и степных ландшафтов климат (дефицит тепла и влаги) оказывает значительное влияние на интенсивность трансформации органического вещества, перекрывая действие внутрисочвенных факторов. В более благоприятных климатических условиях горно-таежных ландшафтов динамика органического вещества в почвах контролируется преимущественно внутрисочвенными факторами.

Ключевые слова: круговорот углерода, Приморский хребет, Приольхонское плато

DOI: 10.31857/S0032180X22600597

ВВЕДЕНИЕ

Исследования динамики почвенного органического вещества (ПОВ) являются одной из важнейших составляющих в оценке влияния климатических изменений на процессы почвообразования, циклы элементов питания и углеродный баланс в ландшафтах [23, 51, 54]. Однако оценка соотношения между поступлением органических остатков и их последующей трансформацией в различных ландшафтно-климатических условиях до сих пор остается одним из наиболее дискуссионных вопросов [10, 38, 47, 51]. Это связано с самой природой ПОВ, представляющего гетероген-

ную смесь остатков растительной и микробной биомассы разной степени деструкции и разложения, продуктов распада и синтеза, частично или полностью стабилизированных, гумусовых веществ [3, 23, 47, 54]. Устойчивость ПОВ зависит от комплекса взаимодействий между широким кругом абиотических, биотических и физико-химических факторов, которые контролируют скорость его разложения и стабилизации [3, 23, 38, 59]. Существенно усложняет эту картину высокая пространственная вариабельность ландшафтно-климатических условий [38, 60].

Одним из важных методологических подходов к исследованию пространственно-временной вариабельности ПОВ является анализ состава стабильных изотопов углерода ($\delta^{13}\text{C}$) [41, 55]. Вели-

¹ Дополнительные материалы к этой статье доступны по doi 10.31857/S0032180X22600597 для авторизованных пользователей.

чина $\delta^{13}\text{C}$ часто рассматривается в качестве интегрального показателя процессов трансформации органического вещества [39] и, таким образом, имеет значительный потенциал для оценки динамики почвенного углерода [35, 50].

Так как большая часть органического вещества поступает в почву с растительными остатками, то значение $\delta^{13}\text{C}$ ПОВ отражает состав стабильных изотопов углерода растительных тканей и результаты последующего фракционирования изотопов в ходе их трансформации [35, 40, 50, 57]. Широко известно явление обогащения ПОВ ^{13}C с глубиной, совпадающее с уменьшением количества общего углерода в автоморфных почвах разных климатических зон [12, 31, 55]. При этом выраженность изменений величин $\delta^{13}\text{C}$ обусловлена фракционированием изотопов углерода, а зависимость между обогащением ПОВ ^{13}C и интенсивностью оборота углерода подтверждена измерениями минерализации ПОВ [42], моделированием массового баланса изотопов углерода и метаанализом [31]. Установлена линейная зависимость увеличения значений $\delta^{13}\text{C}$ от снижения содержания органического углерода (в логарифмическом масштабе) с глубиной, а наклон линейной регрессии (β) предложен в качестве индикатора скорости оборота углерода в почвах [31, 42].

Выраженность наклона вышеописанной линейной регрессии в значительной степени зависит от ландшафтно-климатических условий [36, 42, 55] и часто демонстрирует высокую пространственную вариабельность, в связи с чем важно понимание регионального отклика почв.

Находящийся на юге Восточной Сибири Байкальский регион является одним из наиболее подверженных глобальному потеплению мест планеты [49]. За последнее столетие средняя годовая температура воздуха здесь возросла на 1.2°C , что вдвое больше, чем ее прирост в общемировом масштабе [30]. Подобные климатические изменения не могут не отразиться на изменении баланса углерода в региональных ландшафтах [49].

Цель работы – оценка основных факторов, определяющих динамику углерода в почвах, формирующихся при различных сочетаниях факторов почвообразования. Одной из наиболее подходящих для реализации данной цели территорий является центральная часть Западного Прибайкалья, горный рельеф которой обуславливает вариативность климата и растительности на близких расстояниях и, как следствие, контрастные условия почвообразования.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследуемая территория расположена в зоне сочленения Приморского хребта с Приольхон-

ским плато (рис. 1). Рельеф среднегорно-низкогорный, отличается глубокой расчлененностью. Ландшафтная структура территории формируется в соответствии с высотно-поясными закономерностями, но под воздействием климатических и орографических факторов (барьерный, подгорный и котловинный эффекты) приобретает специфические черты и отличается значительным разнообразием. Здесь представлены гольцовые и подгольцовые кустарниковые; темнохвойные и светлохвойные горно-таежные, подтаежные, горные и подгорные сухостепные геосистемы [5, 19]. Важнейшим следствием взаимодействия барьерного влияния Приморского хребта и ландшафтной ярусности считается формирование таежно-степного ландшафтного экотона: сочетание типичных геосистем подтаежных светлохвойных лесов с литоэдафическими вариантами степей экстразонального облика [19].

Средняя многолетняя температура воздуха в январе -17.3°C , в июле $+14.4^\circ\text{C}$. Большая часть территории характеризуется низким атмосферным увлажнением. Годовое количество атмосферных осадков на Приольхонском плато варьирует в пределах 190–260 мм, что является абсолютным минимумом для Прибайкалья. Около двух третей этой суммы выпадает в летний период. В горной части количество осадков увеличивается до 400–500 мм. Суммарный приход солнечной радиации высокий и составляет 4400–4600 мДж/м². Сумма активных температур ($>10^\circ\text{C}$) уменьшается при удалении от берега Байкала с 1400–1600 до 1000–1200 $^\circ\text{C}$ в гольцовом поясе [19].

Водная масса оз. Байкал также оказывает влияние на формирование мезоклиматических условий территории. Выделяется 3 зоны влияния оз. Байкал [7]. Зона сильного климатического влияния: прибрежная полоса шириной до 2 км (иногда до 5–10 км) и высотой 200–300 м над уровнем озера с максимальной засушливостью, сглаженным ходом температуры воздуха. Зона умеренного влияния охватывает центральную часть Приольхонского плато с речными долинами и отличается более высокими температурами воздуха в летний период. Зона слабого влияния оз. Байкал охватывает юго-восточный склон Приморского хребта в пределах абсолютных отметок 800–1000 м, характеризуется повышенным атмосферным увлажнением и пониженной теплообеспеченностью вследствие влияния высоты.

Охлаждающее влияние водной массы на температуру воздуха по вертикали распространяется до 0.5 км от уровня озера в период с апреля по июль, когда температура воды ниже температуры окружающей суши, а обогревающее воздействие – в период с октября по декабрь до высоты 1–2 км над уровнем озера [7].

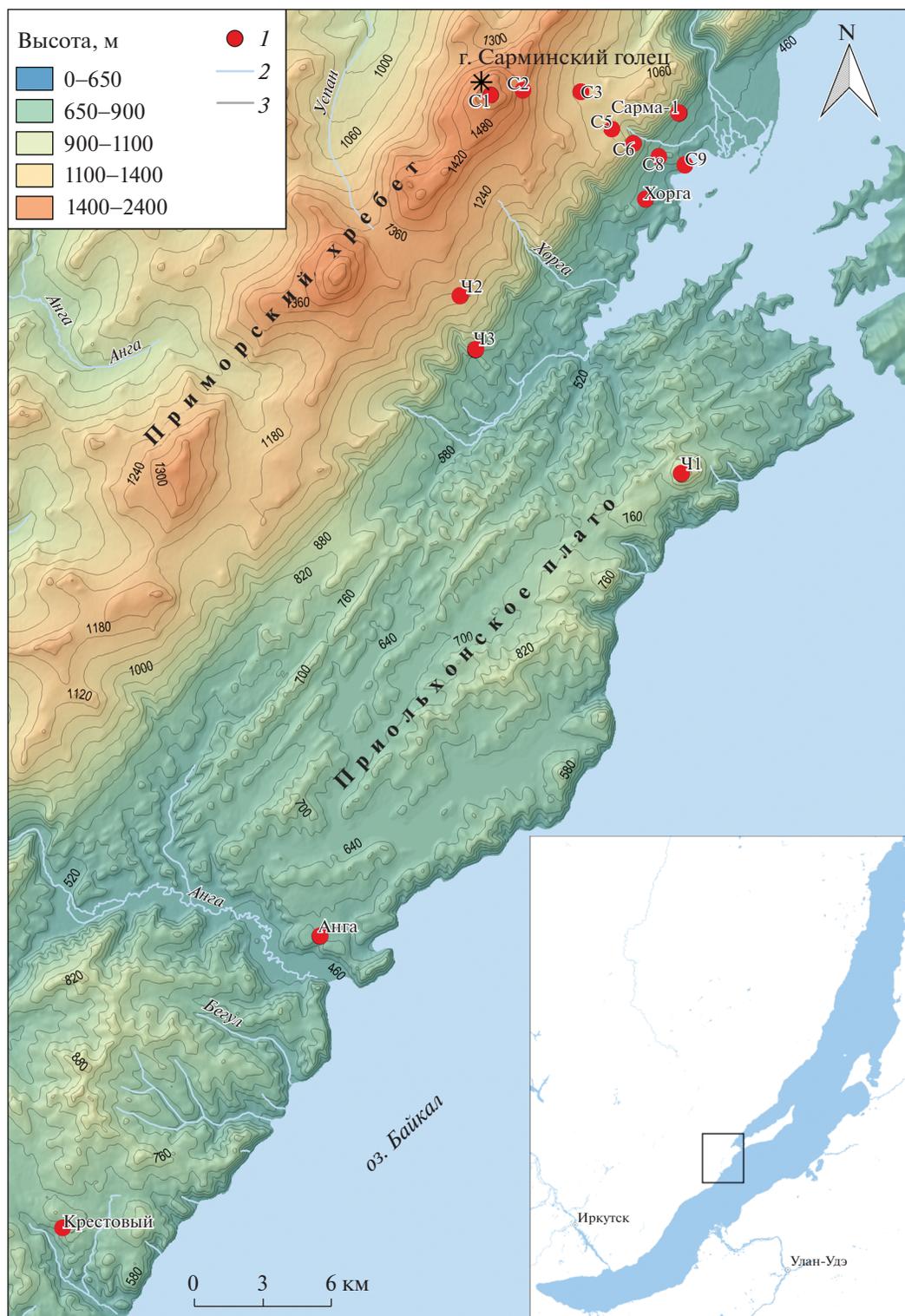


Рис. 1. Положение исследуемой территории: 1 – исследуемые площадки; 2 – гидросеть; 3 – горизонтали. Подложка – цифровая модель рельефа SRTM (разрешение – 30 м).

Экстремальный гидротермический режим определяет относительно низкую интенсивность почвенно-геохимических процессов, что проявляется, в частности, в слабой дифференциации про-

филя почв [19]. Сказанное справедливо, в первую очередь, для почв прибрежных ландшафтов и предгорий Приморского хребта, формирующихся в условиях засушливого климата и испытывающих

глубокое промерзание в зимний период, что определяет преимущественно криоаридный тип почвообразования в Приольхонье. В среднегорных и низкогорных таежных лесах с увеличением количества осадков, поступающего растительного опада происходит смена ведущих почвообразовательных процессов, проявляется дифференциация профилей почв по ряду подвижных компонентов. Это находит отражение в широком распространении здесь почв альфегумусового отдела, а также органо-аккумулятивных почв с признаками иллювиальной дифференциации по гумусу и железу [19].

Для выявления особенностей изотопного состава углерода компонентов ландшафтов на юго-восточном макросклоне Приморского хребта и в его предгорьях с учетом максимального охвата физико-географических условий заложены ландшафтные профили. Сарминский профиль (8 площадок), протяженностью около 10 км, заложен от берегов Хужир-Нугайского залива (471 м) до Сарминского гольца (1652 м). Профиль Черноруд (3 площадки) заложен от возвышенных прибрежных частей Приольхонского плато (915 м) до склонов Приморского хребта (1160 м). Для повышения участия доли степных ландшафтов в общей выборке на Приольхонском плато заложены дополнительные площадки (Крестовый, Анга и Сарма-1).

На каждой площадке фиксировали характеристики фитоценозов, литолого-геоморфологические условия, проводили морфогенетический анализ почв (табл. S1). Для оценки влияния климатических факторов на ландшафтные характеристики на территории исследования с 2013 г. организованы микроклиматические наблюдения [34]. С помощью автоматических регистраторов Elitech RC-51H и RC-4HC оценивали температуру и относительную влажность воздуха на высоте 2 м от поверхности и температуру поверхности почвы. Точность измерения температуры 0.1°C, относительной влажности – 3%. Измерения проводили с периодичностью 1 ч. С помощью методов описательной статистики на каждой площадке для температуры и влажности воздуха, температуры почв рассчитывали средние годовые и средние за вегетационный период (май–сентябрь), определяли даты устойчивого перехода температуры воздуха и почвы на поверхности через 0 и 10°C в начале и конце теплого сезона, определяли продолжительность этих периодов, рассчитывали суммы температур за периоды с температурой выше заданных пределов.

Полевые работы проводили в июле. На основе анализа описаний видового состава растительности отбирали надземные части (свежие зрелые листья) доминирующих видов, составляющих 80% биомассы на каждой площадке. Раститель-

ный опад на поверхности почвы отбирали на каждой площадке в пяти местах (четыре угла и центральная точка). Образцы листьев, подстилки и почв высушивали до воздушно-сухого состояния. Листья дополнительно просушивали при 70°C в течение 60 ч и затем растирали. Образцы минеральных горизонтов почв просеивали через сито диаметром 1 мм с последующим удалением корней. Значения рН почвенных суспензий определяли потенциометрически при соотношении почва : вода 1 : 5 для минеральных горизонтов и 1 : 25 для органических. Определение содержания органического углерода и его изотопного состава ($\delta^{13}\text{C}$), а также общего азота в листьях, опаде и почвах выполняли методом сухого сжигания на анализаторе Vario Isotope (Elementar, Германия), соединенного с масс-спектрометром Isoprime precisION IRMS (Elementar, UK). Измерения проводили в ЦКП “Лаборатория радиоуглеродного датирования и электронной микроскопии” Института географии РАН. Полученные результаты выражали в ‰ по отношению к стандарту VPDB. Точность измерений 0.1‰.

Статистические расчеты выполняли в программах MO Excel и PAST 4.03 [45]. В качестве дополнительных параметров помимо перечисленных ранее микроклиматических показателей рассматривали величины рН и C/N гумусовых горизонтов, абсолютную высоту местности (м). Проведенная проверка выборок всех анализируемых параметров на соответствие нормальному распределению по критериям Шапиро–Уилка и Андерсона–Дарлинга дала положительный результат. Это позволило использовать параметрические методы для обработки данных – парный и множественный регрессионный анализ. Для оценки интенсивности оборота углерода (β) в исследуемых почвах рассчитывали линейные зависимости $\delta^{13}\text{C}$ от изменений содержания органического углерода с глубиной (рис. S1).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Климатическая дифференциация исследуемой территории. В направлении от побережья оз. Байкал к верхней части ландшафтного профиля средние температуры как за год, так и за вегетационный период снижаются (рис. 2а). Средняя годовая температура поверхности почвы выше температуры воздуха на всех площадках. В течение вегетационного периода температуры поверхности почвы в таежных (С2, С3, С5, Ч2) и подтаежных (С6, Ч1, Ч3) лесах становятся ниже температур воздуха, что связано с влиянием сомкнутого растительного покрова. При наличии древесного яруса и плотного травянистого покрова в начале лета и в первые осенние дни почвы на этих площадках защищены от заморозков и утреннего выхолаживания, однако и прогрев поверхности поч-

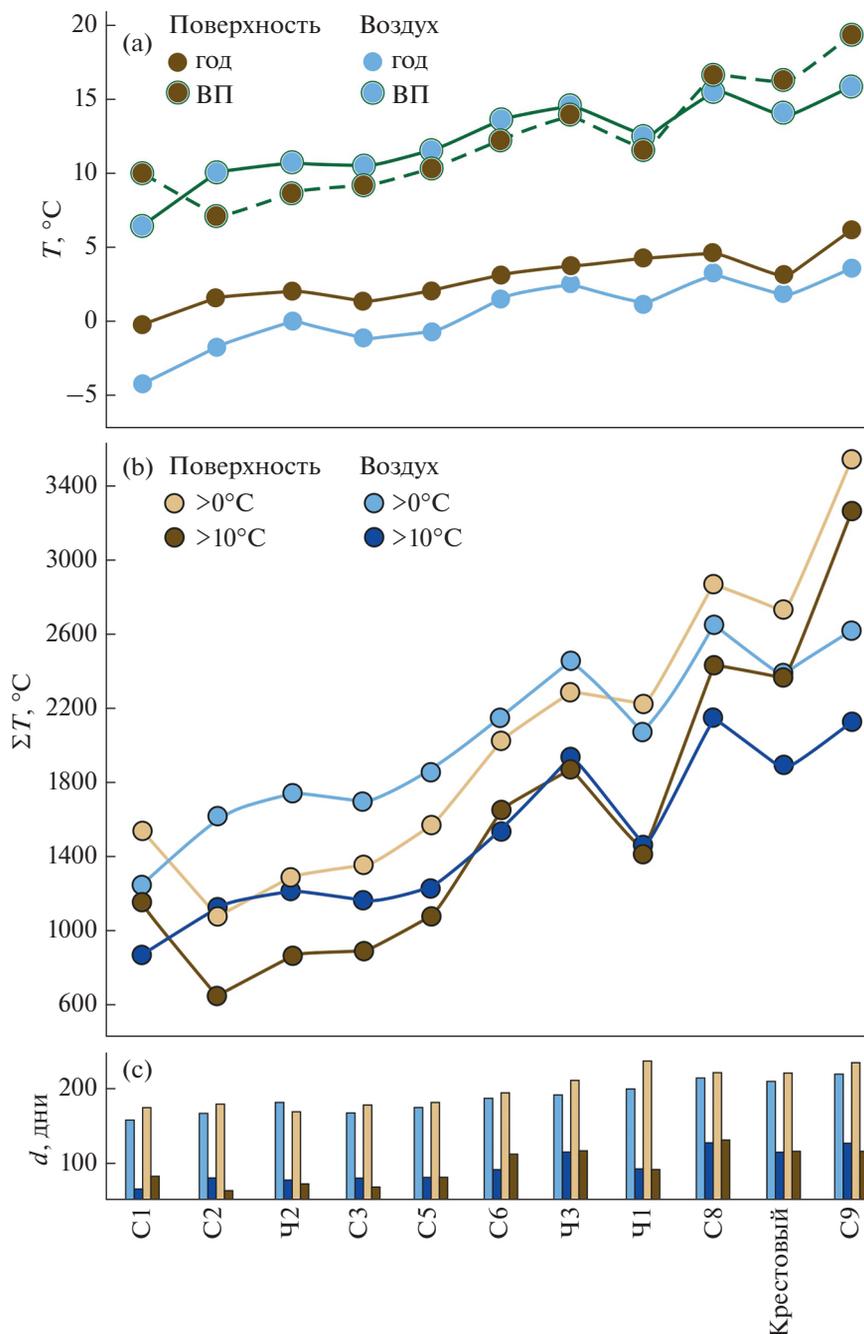


Рис. 2. Дифференциация исследуемых площадок по температурным условиям воздуха и поверхности почвы: а – средние годовые температуры воздуха и средние температуры за вегетационный период; б – суммы температур >0 и 10°C; в – длительность периодов с положительными температурами.

вы в дневные часы на этих площадках меньше, чем на открытых. В связи с чем суммы положительных температур поверхности почвы наибольшие на открытых площадках в верхней части ландшафтного профиля – гольцовых горно-тундровых ландшафтах (С1), в подгорной части на площадках с редкостойными лесами (С8, Ч1, Ч3) и в степных ландшафтах (Крестовый и С9). Распределение сумм температур >10°C демонстрирует сходные закономерности (рис. 2б).

Более низкие показатели температур воздуха среди подтаежных и степных ландшафтов характерны для площадок С6, Ч1 и Крестовый. Такие различия связаны с локальными особенностями местоположения и свойствами подстилающей поверхности. Для осиново-лиственничного леса (С6), расположенного в верхней части юго-восточного склона уступа-эскарпа Приморского хребта, и лиственничного леса на северо-западном склоне холма (Ч1) определяющим фактором в формиро-

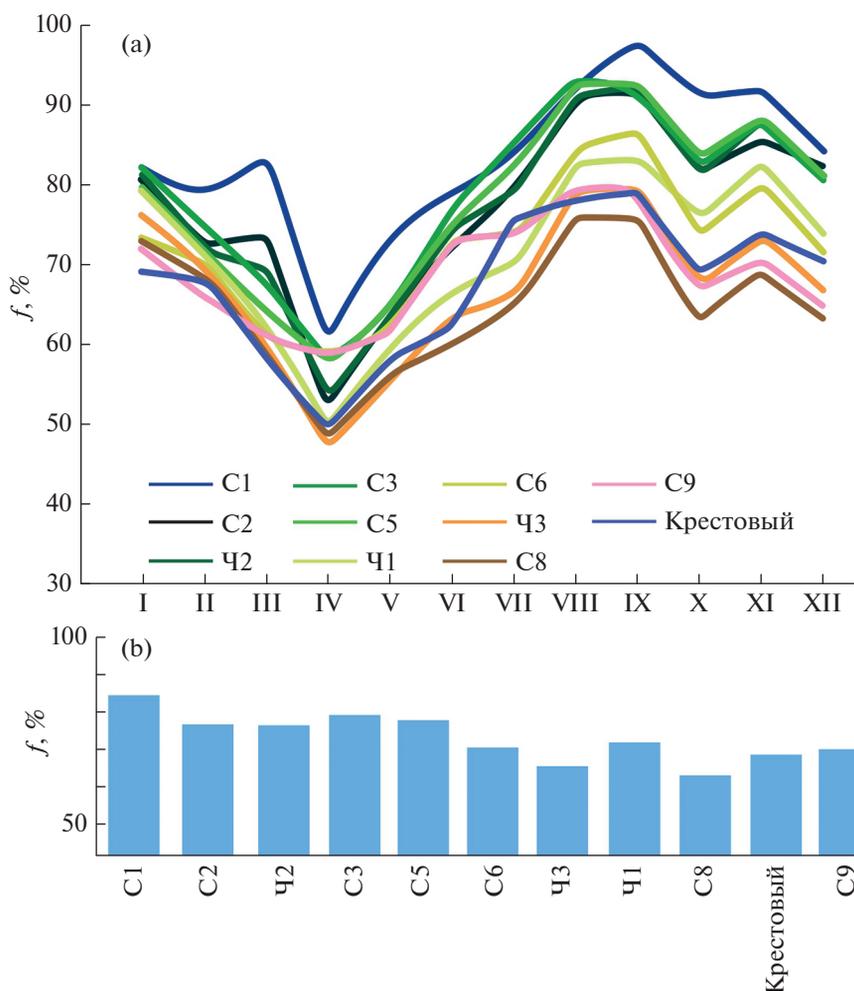


Рис. 3. Годовой ход влажности воздуха исследуемых площадок (а) и средние годовые значения влажности воздуха (б).

вании микроклимата в первую очередь является абсолютная высота местности (810 и 915 м соответственно). Однако юго-восточная экспозиция склона на С6 обеспечивает лучший прогрев воздуха в течение всего года и почвы в вегетационный период. Для площадки Крестовый более низкие температурные показатели обусловлены особенностями циркуляции воздушных масс в речных долинах, попадающих в зону влияния оз. Байкал. Долина р. Крестовой расположена практически перпендикулярно береговой линии, что благоприятствует проникновению холодного воздуха с озера летом преимущественно с ветрами южных румбов. Ранее на такой эффект указывали [6]. По мере продвижения вверх от уреза воды наблюдается уменьшение длительности периодов с температурами >0 и 10°C (рис. 2с).

Оценка влагообеспеченности территории основывается на данных об относительной влажности воздуха. Минимальные ее значения на всех площадках фиксируются в апреле (рис. 3а). Максимальная влажность наблюдается в августе—

сентябре. Наиболее контрастен этот переход в гольцах (С1) и горной тайге (С2, Ч2, С3, С5), наиболее сглаженный годовой ход влажности отмечается в точке С9. Наибольшей средней годовой влажностью воздуха характеризуются гольцовые ландшафты (С1), несколько меньшее увлажнение отмечено в горно-таежных (С3, С5, С2 и Ч2) (рис. 3б). Минимальной влажностью характеризуются подтайга и степи, за исключением площадки Ч1, что связано с ее расположением на северо-западном склоне. Также отмечается несколько повышенное увлажнение на С9 за счет влияния оз. Байкал и на площадке Крестовый из-за особенностей долинной циркуляции в зоне влияния Байкала [6].

Вариации физико-химических свойств почв. рН. Отмечается снижение кислотности почв и опада с уменьшением абсолютной высоты местности. Наиболее кислой реакцией среды (рН 3.9) характеризуются гумусовые горизонты почв гольцового и подгольцового поясов (С1 и С2) (рис. 4). Гумусовые и органогенные горизонты почв гор-

ной тайги характеризуются большими значениями рН, варьирующими от 4.1 (Ч2) до 4.9 (С3). Гумусовые горизонты подтаежных почв предгорий Приморского хребта и Приольхонского плато (С6, С8, Ч1, Ч3, Хорга) характеризуются близкими к нейтральным рН. Для степных почв (С9, Анга, Крестовый) отмечаются слабощелочные рН.

Во всех исследуемых почвах кислотность вниз по почвенному профилю снижается. Однако при анализе опада отмечаются отклонения от данной закономерности. Так, кислотность опада на площадках С2, С3 и Ч2 возрастает от горизонтов ОL к горизонтам ОН, в то время как на более низких гипсометрических отметках (С5, С6, Ч1, Ч3) наблюдается обратная тенденция.

Общий органический углерод, общий азот, С/N. Отмечается в различной степени выраженное внутрипрофильное уменьшение содержания органического углерода (табл. S1). Наиболее резкий градиент наблюдается при переходе от органогенных к минеральным горизонтам. Повышенное содержание органического углерода наблюдается в погребенных гумусовых горизонтах (С3, С8, Ч1). Как правило, внутрипрофильное уменьшение содержания углерода в минеральных горизонтах почв верхней части ландшафтного профиля более плавное в силу подвижности органического вещества и его иллювирувания в нижележащие горизонты. Отмечается тенденция к уменьшению содержания органического углерода от верхних к нижним гипсометрическим уровням, несколько более выраженная в поверхностных минеральных, нежели органогенных горизонтах (рис. 4).

Азот распределяется несколько иначе. Как правило, опад (OL) характеризуется пониженным содержанием N по сравнению с подстилками (OF, OH). В минеральных горизонтах содержание общего азота постепенно снижается вниз по почвенному профилю. На ландшафтном профиле варьирование содержания азота в поверхностных органогенных и гумусовых горизонтах не обнаруживает выраженных закономерностей, часто существенно изменяясь от разреза к разрезу.

Вариации отношения С/N в гумусовых и органогенных горизонтах обнаруживают тенденцию к уменьшению вниз по ландшафтному профилю. Наиболее значительные колебания отмечаются для почв средней его части, менее выраженные характерны для почв предгорий Приморского хребта (Ч3–С9). В отдельно взятых почвенных профилях С/N наиболее широкое, как правило, в свежем опаде. Вновь расширение соотношения происходит в кровле минеральной толщи, в гумусовых горизонтах. В остальной части профиля значения С/N уменьшаются.

Состав стабильных изотопов углерода. Диапазон значений $\delta^{13}\text{C}$ в листьях и хвое высших сосудистых растений составил $-25.5\text{...}-32.5\text{‰}$, для

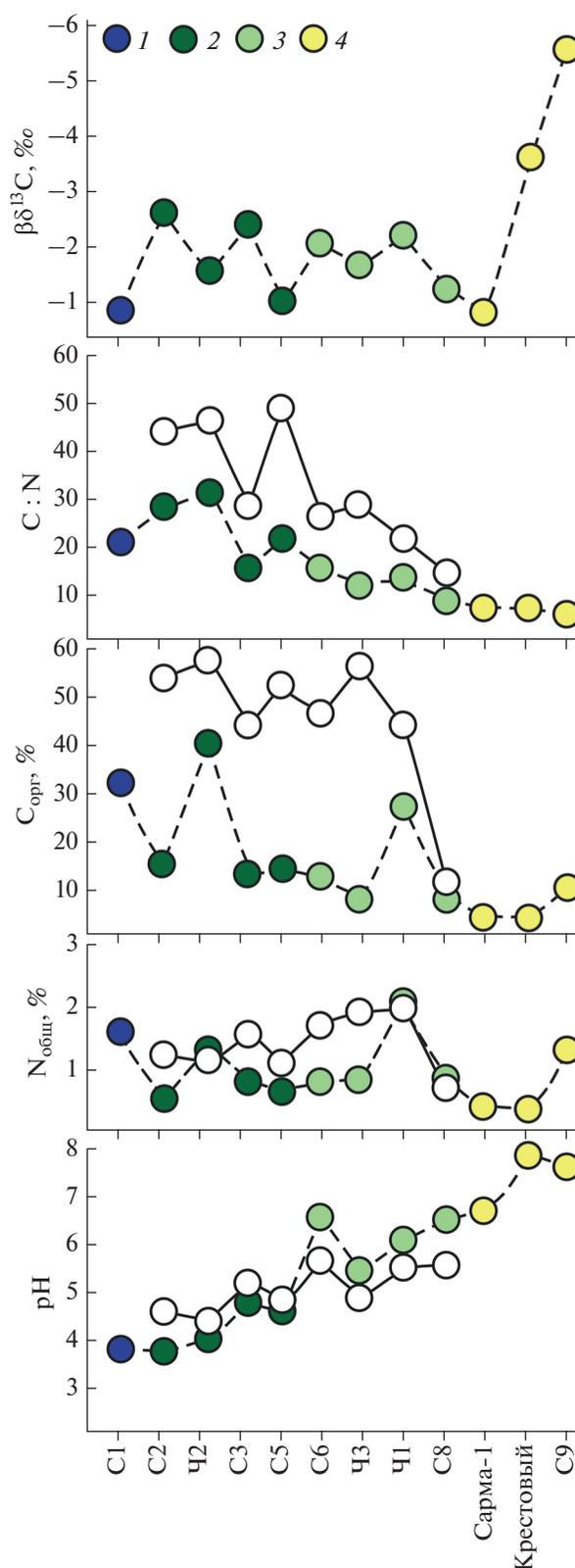


Рис. 4. Некоторые химические свойства почв исследуемых площадок и коэффициенты наклона линейной регрессии (β). Ландшафты: 1 – гольцовые; 2 – таежные; 3 – подтаежные; 4 – степные. Закрашенные круги показывают значения для гумусовых горизонтов, белые круги – для опада.

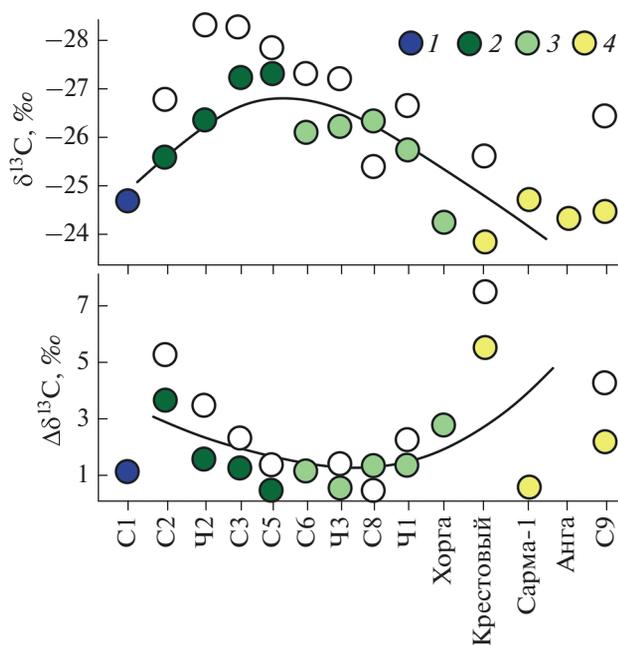


Рис. 5. Вариации изотопного состава углерода в исследуемых почвах. Ландшафты: 1 – гольцовые; 2 – таежные; 3 – подтаежные; 4 – степные. Закрашенные круги показывают значения для верхних гумусовых горизонтов, белые круги – для опада.

лишайников $-23.03...-24.6\text{‰}$. Значения $\delta^{13}\text{C}$ опада по сравнению с доминирующей растительностью утяжеляются на $0.1-2.8\text{‰}$, минимальная разница значений наблюдается в остепненном листовенничнике (С8), максимальная – в горно-таежном поясе (С2, С3). Величина $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества опада варьирует от -25.4 до -28.3‰ . При переходе от подстилки к гумусовому горизонту во всех почвах горной тайги наблюдается утяжеление изотопного состава углерода на $0.75-1.8\text{‰}$, с максимальными значениями в точках С2 и С6.

Значения $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества гумусовых горизонтов почв варьируют от -24 до -27.2‰ . Наибольшими значениями $\delta^{13}\text{C}$ характеризуются почвы, формирующиеся в условиях гольцовых и степных ландшафтов (рис. 5). В центральной части профиля, занятой горно-таежными ландшафтами, наблюдается максимальное облегчение изотопного состава углерода. Вне зависимости от условий и характера почвообразования для почв характерен рост значений $\delta^{13}\text{C}$ с глубиной.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

$\delta^{13}\text{C}$ растительности. Полученные значения $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества гумусовых горизонтов почв говорят о поступлении биомассы растений преимущественно с С3-типом фотосинтеза, что в целом согласуется с климатическими условиями территории исследования [13]. Однако

фрагменты степей на Приольхонском плато относятся к монголо-китайскому флорогенетическому типу [4], и по данным [17, 26], в составе таких сообществ встречаются некоторые виды с САМ-фотосинтезом (*Aizopsis aizoon* (L.) Grulich, *Orostachys malacophylla* (Pall.) Fisch., *O. Spinose* (L.) C.A. Mey, [52]) и С4-типом (*Atriplex sibirica* L., *Kochia prostrate* (L.) Schrad., *Spodiopogon sibiricus* Trin., *Cleistogenes kitagawae* Honda, *C. squarrosa* (Trin.) Keng [2]). При анализе геоботанических описаний на площадке С8 выявлен *Orostachys spinose*, представленный единично, а на площадке Крестовый *Kochia prostrata* с проективным покрытием 1%. Тем не менее чернозем, сформированный на площадке Крестовый, характеризуется наибольшими значениями $\delta^{13}\text{C}$ (-23.97‰) по сравнению со всеми остальными почвами.

Сравнение значений $\delta^{13}\text{C}$ разных жизненных форм растений (рис. 6а) показало наибольший их разброс у деревьев. У кустарников и кустарничков разброс значений меньше, но первые в среднем тяжелее по изотопному составу углерода. Различия в значениях $\delta^{13}\text{C}$ травянистых растений составили 1.1‰ . С самыми высокими показателями $\delta^{13}\text{C}$ в отдельную группу выделились лишайники, доминировавшие в напочвенном покрове горной тундры (С1).

Увеличение $\delta^{13}\text{C}$ в лишайниках по сравнению с сосудистыми растениями исследуемой территории связано с особенностями фракционирования углерода в данной группе организмов. Величины $\delta^{13}\text{C}$ в органическом веществе лишайников во многом определяются особенностями фотосинтеза фотобионта-водоросли [8, 46]. В оптимальных для лишайника условиях наблюдается дискриминация ^{13}C , при их ухудшении происходит обогащение этим изотопом как за счет угнетения фотосинтеза, так и за счет усиления дыхания [9]. Имеются данные о наличии отрицательной корреляции между величиной $\delta^{13}\text{C}$ лишайников и относительной влажностью воздуха, а также положительной корреляции с количеством осадков. Увеличение среднегодового количества осадков на 260 мм приводит к росту $\delta^{13}\text{C}$ на 1‰ , что связано с ухудшением диффузии CO_2 в насыщенных водой слоевищах [8].

Исследованные *Flavocetraria nivalis* (L.) Kärnefelt et A. Thell и *Cladonia rangiferina* (L.) F.H. Wigg. относятся к группе двухбионтных хлоролишайников [28], величина $\delta^{13}\text{C}$ у которых значительно варьирует (от -35 до -17‰) [9]. Полученные значения $\delta^{13}\text{C}$ ($-23.03...-24.587\text{‰}$) свидетельствуют о неблагоприятных условиях для произрастания лишайников в условиях горной тундры и согласуются с данными, полученными для *Flavocetraria nivalis* в тундре на Западном Ямале ($-24.3...-24.4\text{‰}$) [18]. Дополнительно проанализированы различия в

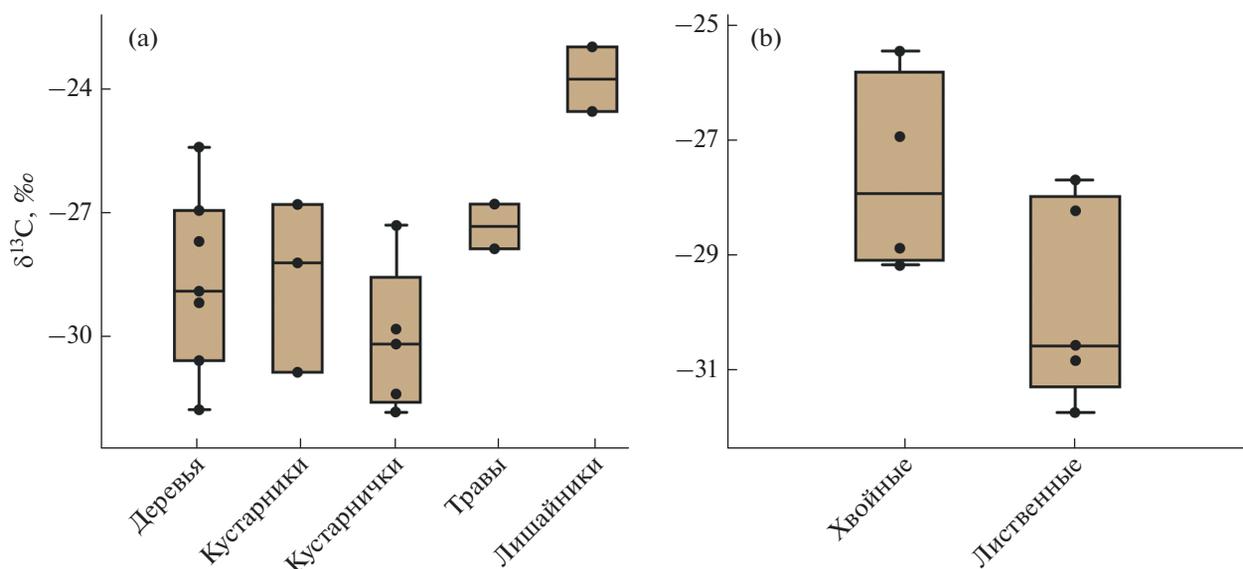


Рис. 6. Диапазоны значений $\delta^{13}\text{C}$ в разных жизненных формах высших сосудистых растений и лишайниках (а). Диапазоны значений $\delta^{13}\text{C}$ для хвойных и лиственных пород (б). Точками показаны фактические значения, черта внутри ящика – среднее, края ящика – квантили.

составе стабильных изотопов углерода хвойных и лиственных пород деревьев и крупных кустарников (рис. 6b). Для хвойных в среднем характерны большие значения $\delta^{13}\text{C}$, чем для лиственных пород, что согласуется с литературными данными. Например, для *Pinus sylvestris* приводятся средние значения $\delta^{13}\text{C}$ $-27.46 \pm 1.13\text{‰}$, *Larix sibirica* $-28 \pm 1.51\text{‰}$, *Populus tremula* $-29.21\text{‰} \dots -32.58\text{‰}$, *Betula pendula* $-29.96\text{‰} \dots -30.55\text{‰}$ [16, 20, 39]. Подобные различия связаны с большей эффективностью использования воды у хвойных пород по сравнению с лиственными. В сложных сообществах горной тайги (С2–С5) наблюдается облегчение изотопного состава углерода с изменением яруса: от хвойных в первом ярусе до кустарничков. В данном случае проявляется эффект лесного полога, связанный с изменениями в процессах фотосинтеза в условиях затенения [27].

$\delta^{13}\text{C}$ опада. Несмотря на тенденцию к утяжелению изотопного состава углерода опада и подстилки с глубиной, в ряде точек (С2, С8, Ч1, Ч3) наблюдаются отклонения от данной закономерности, которые проявляются в утяжелении верхних горизонтов опада по сравнению с подстилкой. Подобные отклонения могут быть объяснены с позиции селективного сохранения трудноминерализуемых компонентов растительных тканей в ходе разложения опада [59]. Одним из наиболее устойчивых компонентов является лигнин, который характеризуется наименьшими значениями $\delta^{13}\text{C}$ по сравнению с $\delta^{13}\text{C}$ общей растительной ткани, целлюлозы, крахмала и сахаров [35]. Остаточное

накопление лигнина может приводить к обеднению ^{13}C нижних горизонтов подстилки. Данная трактовка хорошо согласуется с тем, что описываемое явление наблюдается в точках с преимущественно хвойным опадом, наиболее обогащенным лигнином, по сравнению с мелколиственным и травянистым [3]. Однако данная закономерность не универсальна и проявляется лишь на границах леса в экотонах. Точка С2 находится у верхней границы леса, Ч3, С8, Ч1 в остепненных подтаежных светлохвойных ландшафтах.

Несмотря на сравнительно малую длительность формирования, подстилки являются полигенетичными образованиями, чувствительными к локальной пространственной изменчивости факторов почвообразования [25]. Нарушение экологического равновесия между подстилкой и другими компонентами ландшафтов в результате периодического расширения и сокращения ареала таежных лесов могло стать одним из факторов, вызвавших наблюдаемые различия в изотопном составе углерода верхней части органопрфиля почв.

Очевидно, в рассматриваемых точках такая динамика должна была проявиться наиболее ярко. Так, верхняя граница леса на исследуемой территории варьирует в пределах 1300–1450 м на фоне климатических изменений [11, 19]. Анализ космоснимков за 1985–2019 гг. свидетельствует о вертикальных смещениях границы леса в пределах 10–13 м в районе точки С2 (1420 м). Дополнительное влияние на динамику ландшафтов здесь оказывают криогенно-склоновые процессы [1], а также пирогенный фактор [5].

Таблица 1. Результаты парной корреляции, коэффициенты Пирсона

Фактор	$\delta^{13}\text{C}$			β -коэффициент		
	r	r^2	p	r	r^2	p
pH	0.80	0.64	0.001	-0.54	0.29	0.07
$T_{\text{п}} \text{ Ср г}$	0.48	0.23	0.16	-0.59	0.35	0.05
$T_{\text{пВП}}$	0.64	0.41	0.05	-0.58	0.34	0.06
$\Sigma T_{\text{п}} > 0^\circ\text{C}$	0.64	0.40	0.05	-0.61	0.38	0.04
$\Sigma T_{\text{п}} > 10^\circ\text{C}$	0.66	0.43	0.04	-0.64	0.41	0.03

Примечание. Значения pH и $\delta^{13}\text{C}$ для гумусовых горизонтов, $T_{\text{п}}$ – температура поверхности почвы, Ср г – среднегодовая, ВП – вегетационный период.

Почвы в подгорной части Приморского хребта (С8, Ч1, Ч3) формировались в условиях смен таежных и степных ландшафтов, обусловленных динамикой климатических условий [19]. Анализ отложений торфяников в различных ландшафтных зонах Приольхонья [15] указывает на выраженный отклик таежных и степных геосистем Приольхонья на климатические изменения позднего голоцена. В частности, в интервале 900–350 лет назад предполагается тенденция замещения кедровых лесов сосновыми и лиственничными, расширение степных ксерофитных ценозов. 350–250 лет назад в ответ на увлажнение климата происходит расширение кедровых лесов с участием пихты. Затем в интервале 250–130 лет назад влажная фаза сменяется аридной, вследствие чего вновь расширяются площади степных ландшафтов, возрастает участие светлохвойных и мелколиственно-светлохвойных лесов в горной тайге [15]. Резкие кратковременные колебания климата данного периода в Приольхонье зафиксированы и в ярко выраженном слоистом строении субаэральных отложений [14].

Внутрипрофильные изменения $\delta^{13}\text{C}$ и коэффициента β . Дискриминация изотопов углерода в растительных тканях и, как следствие, в продуцируемом ими органическом веществе почв может обуславливаться многими экологическими факторами. Основными из них являются температура и влагообеспеченность [33, 53, 58]. Их ведущая роль обусловлена влиянием температуры на ферментативную активность и интенсивность фотосинтетических реакций и влиянием влажности на устьичную проводимость [39, 58]. Данные эффекты проявляются в глобальном масштабе [33, 53]. Однако в региональном масштабе их проявления различны. Если для климатических трансектов на равнинах часто обнаруживаются линейные зависимости интенсивности фракционирования изотопов углерода растениями от температуры и влажности [56, 62], то для трансектов в горных условиях чаще всего наблюдается полиномиальная зависимость [16, 40, 58, 61].

Изменения изотопного состава углерода с высотой на исследуемой территории также имеют нелинейный характер (полиномиальная зависимость второго порядка $r^2 = 0.62$, уровень значимости $p = 0.005$). Наибольшими значениями $\delta^{13}\text{C}$ характеризуются почвы, формирующиеся в условиях гольцовых и степных ландшафтов. При этом в климатическом отношении эти части высотного профиля противоположны. Площадки С1 и С2 характеризуются наиболее влажными и холодными условиями, в то время как степные площадки наиболее теплые и сухие. Логично предположить, что сходные значения $\delta^{13}\text{C}$ в верхних и нижних частях исследуемого профиля обусловлены разными причинами. Для нижней части ландшафтного профиля $\delta^{13}\text{C}$ определяются произрастанием растений в условиях влагодефицита, для верхней части – ограниченностью тепловых ресурсов и, соответственно, формированием приспособленных к таким условиям растительных сообществ. Оба фактора могут приводить к уменьшению дискриминации изотопов углерода, обуславливая рост значений $\delta^{13}\text{C}$ [58].

В горно-таежных ландшафтах наблюдается максимальное облегчение изотопного состава углерода, что, вероятно, связано с более благоприятным сочетанием увлажнения и теплообеспеченности. Здесь наблюдается тренд к увеличению дискриминации ^{13}C с ростом высоты и увлажнения, характерный для многих регионов [13, 16, 33, 61].

В результате парного регрессионного анализа выявлена средняя статистически значимая корреляция значений $\delta^{13}\text{C}$ в верхнем гумусовом горизонте почвы с температурными показателями поверхности почвы: средней температурой за вегетационный период, суммой положительных температур и с суммой температур $> 10^\circ\text{C}$ (табл. 1). С остальными микроклиматическими показателями достоверных связей не выявлено. Множественный регрессионный анализ также не дал результатов, что говорит о сложной системе факторов, влияющих на фракционирование изотопов углерода, в том числе, вероятно, связанных с динамикой ландшафтно-климатических условий, поэтому имеющийся набор данных не позволяет описать все варьирование значений $\delta^{13}\text{C}$.

Известно, что температура и влажность оказывают значительное влияние не только на фотосинтетические эффекты С3-растений, но и на активность микробиоты [3, 24, 29, 51, 60]. Повышение температур при благоприятных условиях увлажнения положительно сказывается на фракционировании почвенной микробиоты, ускоряет интенсивность минерализации органического вещества и усиливает фракционирование изотопов углерода [44]. В результате преимущественного использования ^{12}C и остаточного накопления ^{13}C

происходит утяжеление состава стабильных изотопов почвенного органического вещества [31].

Такая зависимость прослеживается не только в пространственном масштабе, но и во внутри-профильных изменениях состава стабильных изотопов углерода в почвах различных природных зон [31, 41, 43, 57]. Рост значений $\delta^{13}\text{C}$ с глубиной характерен для почв исследуемой территории вне зависимости от условий и характера почвообразования. Также в целом прослеживается общий тренд к росту интенсивности минерализации органического вещества (увеличение β по модулю) при переходе от таежных почв к степным, что связано, как показали результаты парного корреляционного анализа, с изменением условий теплообеспеченности почв. Однако данные показатели описывают всего 34–41% варьирования β . Выраженность β в профилях почв разных ландшафтных поясов неоднородна, что может свидетельствовать о различной интенсивности минерализации почвенного органического вещества и оборота углерода под влиянием разного набора факторов [31, 42, 43].

Исследуемая территория условно делится на три участка по условиям минерализации органического вещества и определяющим ее ландшафтно-климатическим условиям. Динамика органического вещества в почвах верхней части высотного профиля ограничивается недостатком тепловых ресурсов. Это относится к гольцовому поясу (С1) и к почвам, формирующимся в подгольцовых ландшафтах (С2). При наиболее высоких параметрах влажности воздуха почвы и опад характеризуются здесь повышенными значениями $\delta^{13}\text{C}$. Тем не менее, если для точки С1 совместно с высокими значениями $\delta^{13}\text{C}$ в почвенном профиле наблюдается слабо выраженный градиент $\Delta\delta^{13}\text{C}$ и один из наименее выраженных наклонов линейной регрессии, то для точки С2 как β , так и значения $\Delta\delta^{13}\text{C}$ существенно возрастают, что может свидетельствовать лишь о частичном влиянии температурного фактора на минерализацию органического вещества. Данные микроклиматического мониторинга подтверждают это предположение. На поверхности почвы С2 развит плотный многоярусный растительный покров, который защищает почвы от заморозков и выхолаживания, что особенно сказывается в начале лета и в первые дни осени.

Почвы и растительность подгольцового (С2) и верхней части таежного пояса (С2, Ч2, С3, С5) формируются в условиях достаточного увлажнения, о чем говорят наименьшие на всем высотном профиле величины $\delta^{13}\text{C}$ гумусовых горизонтов и опада. Несмотря на это, значения изотопного градиента $\Delta\delta^{13}\text{C}$ на данном высотном отрезке постепенно снижаются, что согласуется с уменьшением коэффициента β . Последний значительно

варьирует. Наименее выражен он в точках Ч2 и С5, наиболее – в С2, С3.

Сопоставление данных изменений с С/Н опада и гумусовых горизонтов почв по этим точкам показало, что при расширении отношения С/Н выраженность коэффициента β уменьшается, при сужении С/Н происходит рост выраженности β .

Отношение С/Н является показателем интенсивности разложения органических материалов в зависимости от их биохимического состава [44, 60]. Во многих экспериментах показано уменьшение интенсивности минерализации органических остатков с ростом С/Н [24, 37]. Низкие значения этого показателя, как правило, коррелируют с высокой активностью минерализации органического вещества почв, поскольку увеличивается доступность азота для гетеротрофных микроорганизмов [21, 37]. Принимая β в качестве индикатора интенсивности оборота углерода в почве, можно предполагать замедление такового в почвах, органическое вещество которых обеднено азотом (высокие значения С/Н).

Дополнительные связи обнаруживаются и при сравнении значений рН и С/Н ($r = -0.84$, $r^2 = 0.7$, $p = 0.0001$) в данной части высотного профиля. При низких рН наблюдаются большие значения С/Н, почвы и опад с пониженной кислотностью характеризуются более низкими значениями С/Н и повышенными значениями β . Исходя из данной зависимости и учитывая факт, что высокая кислотность существенно снижает микробную активность и интенсивность разложения органического вещества [48], логично предположить, что рН является одним из значимых параметров, контролирующих использование углерода и азота микроорганизмами в исследуемых почвах и влияющих на интенсивность минерализации органического вещества таежных почв Приморского хребта.

Подобные наблюдения позволяют предполагать, что в данной части высотного профиля оборот углерода в почвах контролируется в основном качественным составом опада и внутрипочвенными факторами, влияющими на интенсивность его разложения. Зависимость изотопного состава углерода от качества опада хорошо объяснима с точки зрения более благоприятного сочетания температурных условий и влажности для данной части профиля, нежели чем для ниже- и вышележащих участков. В зонах с неблагоприятными климатическими условиями разложение растительных остатков лимитировано преимущественно факторами окружающей среды, тогда как при благоприятных гидротермических условиях – качеством органического материала [37]. Основные ограничения для микробиологической активности в горно-таежных почвах Приморского хребта при этом, вероятно, связаны с доступностью азо-

та. Данная трактовка хорошо согласуется с тем, что леса умеренного пояса характеризуются закрытым азотным циклом, когда потери азота низки вследствие высокой конкуренции за этот важный для питания растений и микробиоты ресурс, что характерно и для лесных почв Сибири [21]. Формирование органического вещества почв в данной части высотного профиля при поступлении преимущественно хвойного опада, обогащенного лигноцеллюлозными соединениями, требующими высокой энергии активации для разложения [32, 54], делает еще более выраженной зависимость интенсивности минерализации органического вещества от качества опада.

Несмотря на наиболее благоприятное сочетание температуры и увлажнения в данной части профиля, тепловые ресурсы здесь все же ограничены. С позиции широко обсуждаемой в настоящее время CQT-гипотезы [38], можно предположить, что горно-таежные ландшафты Прибайкалья, формирующиеся в условиях ограниченных тепловых ресурсов на высотах около 1400–800 м, при прогнозируемом потеплении климата испытывают наиболее выраженные изменения в балансе углерода.

Нижняя часть ландшафтного профиля также неоднородна по значениям β . Среди степных почв наибольшая выраженность наклона линейной регрессии (то есть наибольшее значение β -коэффициента по модулю) характерна для точки С9, находящейся в 30 м от оз. Байкал, и Крестовый, заложенной в пади, устье которой выходит к озеру. Наименьший среди всех исследованных почв β -коэффициент обнаружен в точке Сарма-1. Несмотря на формирование указанных почв под степями и сходство состава стабильных изотопов углерода гумусовых горизонтов как в пределах Приольхонья, так и с другими степными почвами Байкальского региона [13], существенные различия в β -коэффициенте на наш взгляд свидетельствуют о дифференциации почв по интенсивности оборота углерода. Наиболее вероятно, что такие различия связаны с неоднородностью гидротермического режима степных почв Приольхонья. При общем низком увлажнении территории, почвы, формирующиеся в непосредственной близости от оз. Байкал, подвержены существенно меньшему иссушению профиля за счет охлаждающего воздействия водных масс Байкала в летний период и особенностей долиной циркуляции (в случае с Крестовым). Данные микроклиматического мониторинга подтверждают это предположение.

Повышенная (по сравнению с другими почвами подтайги) выраженность наклона линейной регрессии в точке Ч1 наиболее вероятно связана с северо-западной экспозицией и высотой пло-

щадки, что обуславливает повышенную влажность воздуха.

Описанные изменения в выраженности β -коэффициента в почвах подтайги и степей не сопровождаются существенными колебаниями в значениях C/N и рН. В сочетании со снижением значений $\delta^{13}\text{C}$ в гумусовых горизонтах почв и опаде подобные изменения в β -коэффициенте могут свидетельствовать о несущественной роли внутрипочвенных факторов и перекрытии их влияния эффектом влагодефицита на интенсивность оборота углерода.

Такая трактовка хорошо согласуется с представлениями о том, что иссушение почвы приводит к уменьшению скорости минерализации ПОВ из-за снижения микробной активности [29]. При этом, исходя из сопоставления радиального прироста лиственниц и сосен, произрастающих на данной территории, с атмосферным увлажнением [22], лимитированы по увлажнению здесь не только степные, но и подтаежные ландшафты. Данное обстоятельство тем более интересно, что с точки зрения интенсивности минерализации ПОВ большинство лесов умеренного климата не ограничены влагодефицитом [32]. Таким образом, в данном случае наблюдается региональная специфика функционирования подтаежных ландшафтов, формирующихся в условиях барьерного эффекта горного обрамления оз. Байкал.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследуемая территория характеризуется контрастной ландшафтной структурой и существенной вариативностью климатических параметров, отражающихся на составе стабильных изотопов растительности и органического вещества почв. Анализ вариаций значений $\delta^{13}\text{C}$ гумусовых горизонтов показал, что наиболее тяжелыми по изотопному составу углерода являются почвы гольцовых и степных ландшафтов (-24.72 и $-23.97...-24.75\%$ соответственно), наиболее легкими – таежные почвы ($-25.61...-27.18\%$). Полученные данные об изотопном составе углерода растительности и опада несут важную информацию о факторах, лимитирующих продуктивность растений в различных ландшафтных условиях. Комплексный анализ внутрипочвенных и пространственных вариаций состава стабильных изотопов углерода, а также ряда химических свойств, определяющих его динамику в почвах, позволил выявить отличия в интенсивности оборота органического углерода в почвах западного побережья оз. Байкал.

Несмотря на в целом линейный характер изменений климатических показателей от верхних к нижним гипсометрическим уровням (рост температур и длительности вегетационного периода,

снижение увлажнения), вариации изотопных характеристик носят более сложный характер.

При выявленной средней положительной связи β с температурными показателями почв в подтаежных и степных почвах, характеризующихся наибольшей теплообеспеченностью, наблюдаются одни из наименьших по модулю значений β , что связано с низким увлажнением. Среди прочего об этом свидетельствует то, что степные почвы, формирующиеся в условиях повышенного увлажнения и менее выраженного иссушения профиля в летний период в непосредственной близости от оз. Байкал, характеризуются повышенной интенсивностью оборота углерода.

В почвах верхней части ландшафтного профиля, характеризующихся наибольшей влагообеспеченностью, наблюдается минимальная интенсивность оборота углерода. Это связано с дефицитом тепла и подтверждается утяжелением изотопного состава растительности и ПОВ, наблюдаемым в высокогорных условиях.

Незначительные изменения климатических параметров в горно-таежных ландшафтах не находят отражения в существенных вариациях β . Последний в большей степени сопоставим с резкими изменениями физико-химических свойств почв, контролирующей интенсивность разложения/стабилизации органического вещества.

Таким образом, в контрастных условиях верхней и нижней частей профиля, климат оказывает значительное влияние на интенсивность трансформации органического вещества, перекрывая действие внутрипочвенных факторов. В более благоприятных климатических условиях горно-таежных ландшафтов динамика органического вещества в почвах контролируется преимущественно внутрипочвенными факторами.

Несмотря на наиболее благоприятное сочетание температуры и увлажнения в таежных ландшафтах горного обрамления оз. Байкал на высотах около 800–1400 м, тепловые ресурсы здесь ограничены. Возможное усиление интенсивности оборота углерода при прогнозируемом потеплении климата может обусловить наиболее выраженные изменения в балансе углерода именно в этих ландшафтах. Учитывая их значительный вклад в баланс углерода в Байкальском регионе, необходимы дальнейшие исследования для лучшего понимания этой проблемы.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственных заданий АААА-А21-121012190055-7; АААА-А21-121012190056-4 и АААА-А21-121012190059-5 при финансовой поддержке РФФИ (проект № 20-04-00142).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Основные характеристики исследуемых площадок.

Рис. S1. Коэффициенты наклона линейной регрессии (β) для исследуемых почв.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агафонов Б.П. Экзолигодинамика Байкальской рифтовой зоны. Новосибирск: Наука, 1990. 176 с.
2. Анехтонов О.А., Иванова Л.А., Ронжина Д.А., Иванов Л.А., Лю Х. С4-растения во флоре Бурятии // Известия Иркутского гос. ун-та. Сер. Биология. Экология. 2019. Т. 30. С. 32–47. <https://doi.org/10.26516/2073-3372.2019.30.32>
3. Аристовская Т.В. Микробиология процессов почвообразования. М.: Наука, 1980. 187 с.
4. Белов А.В., Безрукова Е.В., Соколова Л.П. Эволюционно-генетическая основа структурно-ценотического разнообразия современной растительности Предбайкалья // География и природные ресурсы. 2018. № 1. С. 92–102. [https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-1\(92-102\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-1(92-102))
5. Биличенко И.Н., Седых С.А. Картографирование ландшафтов Западного Прибайкалья // Геодезия и картография. 2016. № 9. С. 38–47. <https://doi.org/10.22389/0016-7126-2016-915-9-38-47>
6. Буфал В.В., Линевиц Н.Л., Башалханова Л.Б. Ландшафтно-климатическая обусловленность рекреационного потенциала побережья озера Байкал // География и природные ресурсы. 2004. № 4. С. 50–55.
7. Буфал В.В. Условия формирования современного климатического фона // Природопользование и охрана среды в бассейне Байкала. Новосибирск: Наука, 1990. С. 29–40.
8. Бязров Л.Г. Пространственно-временные тренды соотношения величин стабильных изотопов углерода ($\delta^{13}\text{C}$) в талломах эпифитного лишайника *Nurogymnia physodes* из Подмосковья и ряда районов Москвы // Живые и биокосные системы. 2013. № 3. <http://www.jbks.ru/archive/issue-3/article-1>
9. Бязров Л.Г., Гонгальский К.Б., Пельгунова Л.А., Тиунов А.В. Изотопный состав углерода ($\delta^{13}\text{C}$) талломов лишайников в лесах вблизи Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. №1. С. 98–105.
10. Васильчук Ю.К., Белик А.Д., Буданцева Н.А., Геннадиев А.Н., Васильчук А.К., Васильчук Дж.Ю., Завгородняя Ю.А., Гинзбург А.П., Блудушкина Л.Б. Полициклические ароматические углеводороды и изотопы углерода в торфе миграционного бугра пучения (Большеземельская тундра) // Почвоведение. 2021. № 7. С. 797–805. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21070133>

11. *Владимиров И.Н.* Динамика верхней границы леса на Байкальском хребте // Известия Иркутского гос. ун-та. Сер. Науки о земле. 2014. Т. 10. С. 46–56.
12. *Голубцов В.А.* Состав стабильных изотопов углерода органического вещества позднелейстоценовых и голоценовых почв Байкальского региона // Почвоведение. 2020. № 6. С. 673–690.
13. *Голубцов В.А., Вантеева Ю.В., Воронай Н.Н.* Влияние влагообеспеченности на состав стабильных изотопов углерода органического вещества почв Байкальского региона // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1182–1194.
14. *Данько Л.В.* Эволюция почв экотона тайги и степи Прибайкалья в голоцене // География и природные ресурсы. 2009. № 4. С. 17–25.
15. *Данько Л.В., Безрукова Е.В., Орлова Л.А.* Реконструкция развития геосистем Приморского хребта во второй половине голоцена // География и природные ресурсы. 2009. № 3. С. 48–55.
16. *Ковда И.В., Моргул Е.Г., Гонгальский К.Б., Баландин С.А., Ерохина А.И.* Изотопный состав углерода компонентов ландшафта и его изменения в различных экологических условиях // Известия РАН. Сер. биологическая. 2016. № 2. С. 216–224. <https://doi.org/10.7868/S0002332916010082>
17. Конспект флоры Иркутской области (сосудистые растения) / Под ред. Л.И. Малышева. Иркутск: Изд-во Иркутского ун-та, 2008. 327 с.
18. *Кузнецова А.О., Иванова А.А., Слагода Е.А., Тихонравова Я.В.* Стабильные изотопы углерода в современных растениях урочищ ключевого участка Марре-Сале (Западный Ямал) // Арктика и Антарктика. 2020. № 1. С. 57–74. <https://doi.org/10.7256/2453-8922.2020.1.32204>
19. *Кузьмин С.Б., Данько Л.В.* Палеоэкологические модели этноприродных взаимодействий. Новосибирск: Гео, 2011. 187 с.
20. *Меняйло О.В., Макаров М.И., Ченг Ш.-К.* Изотопный состав углерода ($\delta^{13}\text{C}$) и азота ($\delta^{15}\text{N}$) в хвое/листьях и почве в модельных древостоях разных пород // Докл. АН. 2014. Т. 456. С. 738–740. <https://doi.org/10.7868/S0869565214180285>
21. *Меняйло О.В., Матвиенко А.И., Макаров М.И., Ченг Ш.-К.* Положительный отклик минерализации углерода на внесение азота в лесных почвах Сибири // Доклады АН. 2014. Т. 456. № 1. С. 117–120. <https://doi.org/10.7868/S0869565214130271>
22. *Осколков В.А., Воронин В.И.* Общая характеристика радиального прироста сосны и лиственницы и их связь с климатическими факторами в различных местообитаниях Западного Прибайкалья // Структура, функционирование и эволюция горных ландшафтов Западного Прибайкалья. Иркутск: Изд-во ИГ СО РАН, 2005. С. 36–52.
23. *Семенов В.М., Козут Б.М.* Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
24. *Семенов В.М., Паутова Н.Б., Лебедева Т.Н., Хромычкина Д.П., Семенова Н.А., Лопес де Гереню В.О.* Разложение растительных остатков и формирование активного органического вещества в почве инкубационных экспериментов // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1172–1184. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19100113>
25. *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. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2001013X>
26. *Степанцова Н.В.* Атлас растений западного побережья озера Байкал. Иркутск: Репроцентр А1, 2013. 600 с.
27. *Тунов А.В.* Стабильные изотопы углерода и азота в почвенно-экологическом исследовании // Известия РАН. Сер. биологическая. 2007. № 4. С. 475–489.
28. *Толпышева Т.Ю., Шишконокова Е.А.* Лишайники природного парка “Нумто”. Краткий определитель. Екатеринбург: Ассорти, 2018. 187 с.
29. *Тулина А.С., Семенов В.М.* Оценка чувствительности минерализуемого пула почвенного органического вещества к изменению температуры и влажности // Почвоведение. 2015. № 8. С. 952–962. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15080109>
30. *Шимараев М.Н., Куимова Л.Н., Синюкович В.Н., Цехановский В.В.* О проявлении на Байкале глобальных изменений климата в XX столетии // Доклады АН. 2002. Т. 383. № 3. С. 397–400.
31. *Acton P., Fox J., Campbell E., Rowe H., Wilkinson M.* Carbon isotopes for estimating soil decomposition and physical mixing in well-drained forest soils // J. Geophys. Res. Biogeosci. 2013. V. 118 (4). P. 1532–1545. <https://doi.org/10.1002/2013JG002400>
32. *Anderson J.M.* The effect of climate change on decomposition processes in grassland and coniferous forests // Ecological applications. 1991. V. 1(3). P. 326–347.
33. *Basu S., Ghosh S., Sanyal P.* Spatial heterogeneity in the relationship between precipitation and carbon isotopic discrimination in C3 plants: Inferences from a global compilation // Global Planetary Change. 2019. V. 176. P. 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.02.002>
34. *Bilichenko I.N., Voropay N.N.* Landscape and Climate Studies of Mountain Areas of the Baikal Natural Territory // IOP Conf. Series: Earth Environ. Sci. 2018. V. 211. P. 012046. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/211/1/012046>
35. *Bowling D.R., Pataki D.E., Randerson J.T.* Carbon isotopes in terrestrial ecosystem pools and CO₂ fluxes // New Phytologist. 2008. V. 178. P. 24–40. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02342.x>
36. *Brunn M., Spielvogel S., Sauer T., Oelmann Y.* Temperature and precipitation effects on $\delta^{13}\text{C}$ depth profiles in SOM under temperate beech forests // Geoderma. 2014. V. 235–236. P. 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.07.007>
37. *Cotrufo M.E., Del Galdo I., Piermatteo D.* Litter decomposition: concepts, methods and future perspectives // Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology. Cambridge: University Press, 2009. P. 76–90.
38. *Craine J.M., Fierer N., McLaughlan K.K.* Widespread coupling between the rate and temperature sensitivity of organic matter decay // Nature Geosci. 2010. V. 3. P. 854–857. <https://doi.org/10.1038/NNGEO1009>
39. *Dawson T.E., Mambelli S., Plamboeck A.H., Templer P.H., Tu K.P.* Stable isotopes in plant ecology // Annual Rev.

- Ecology Systematics. 2002. V. 33. P. 507–559.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.020602.095451>
40. *Du B., Liu C., Kang H., Zhu P., Yin S., Shen G., Hou J., Ilvesniemi H.* Climatic Control on Plant and Soil $\delta^{13}\text{C}$ along an Altitudinal Transect of Lushan Mountain in Subtropical China: Characteristics and Interpretation of Soil Carbon Dynamics // *Plos One*. 2014. V. 9(1). P. e86440.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086440>
 41. *Ehleringer J.R., Buchmann N., Flanagan L.B.* Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes // *Ecol. Appl.* 2000. V. 10. P. 412–422.
 42. *Garten C.T.* Relationships among forest soil C isotopic composition, partitioning and turnover times // *Can. J. For. Res.* 2006. V. 36 (9). P. 2157–2167.
 43. *Garten C.T., Cooper L.W., Post W.M., Hanson P.J.* Climate Controls on Forest Soil C Isotope Ratios in the Southern Appalachian Mountains // *Ecology*. 2000. V. 81 (4). P. 1108–1119.
 44. *Gerschlauser F., Saiz G., Costa D.S., Kleyer M., Dannemann M., Kiese R.* Stable carbon and nitrogen isotopic composition of leaves, litter, and soils of various ecosystems along an elevational and land-use gradient at Mount Kilimanjaro, Tanzania // *Biogeosciences*. 2019. V. 16. P. 409–424.
<https://doi.org/10.5194/bg-16-409-2019>
 45. *Hammer Ø., Harper D. A.T., Ryan P. D.* Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis // *Palaeontologia Electronica*. 2001. V. 4 (1). 4.
http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. [accessed Feb 07 2022]
 46. *Lakatos M., Hartard B., Maguas C.* The stable isotopes $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ of lichens can be used as tracers of microenvironmental carbon and water sources // *Stable isotopes as indicators of ecological change*. Elsevier Inc., 2007. P. 77–92.
[https://doi.org/10.1016/S1936-7961\(07\)01006-8](https://doi.org/10.1016/S1936-7961(07)01006-8)
 47. *Lehmann J., Kleber M.* The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. V. 528. P. 60–68.
<https://doi.org/10.1038/nature16069>
 48. *Leifeld J., Bassin S., Conen F., Hajdas I., Egli M., Fuhrer J.* Control of soil pH on turnover of belowground organic matter in subalpine grassland // *Biogeochemistry*. 2013. V. 112. P. 59–69.
 49. *Mackay A.W., Seddon A.W.R., Leng M.J., Heumann G., Morley D.W., Piotrowska N., Rioual P., Roberts S., Swann G.E.A.* Holocene carbon dynamics at the forest–steppe ecotone of southern Siberia // *Global Change Biology*. 2016.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13583>
 50. *Malone E.T., Abbott B.W., Klaar M., Kidd C., Sebilo M., Milner A., Pinay G.* Decline in ecosystem delta ^{13}C and mid-successional nitrogen loss in a two-century glacial chronosequence // *Ecosystems*. 2018. V. 21(8). P. 1659–1675.
<https://doi.org/10.1007/s10021-018-0245-1>.hal-02074264
 51. *Moinet G.Y.K., Moinet M., Hunt J.E., Rumpel C., Chabbi A., Millard P.* Temperature sensitivity of decomposition decreases with increasing soil organic matter stability // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 704. 135460.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135460>
 52. *Oyungerel Sh., Tsendeekhuu Ts., Tserenkhand G.* A Study to Detect CAM Plants in Mongolia // *Mongolian J. Biological Sci.* 2004. V. 2(1). P. 29–37.
<https://doi.org/10.22353/mjbs.2004.02.04>
 53. *Rao Z., Guo W., Cao J., Shi F., Jiang H., Li C.* Relationship between the stable carbon isotopic composition of modern plants and surface soils and climate: A global review // *Earth-Sci. Rev.* 2017. V. 165. P. 110–119.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.12.007>
 54. *Segura J.H., Nilsson M.B., Sparrman T., Serk H., Schleucher J., Tolu J., Öquist M.G.* Boreal tree species affect soil organic matter composition and saprotrophic mineralization rates // *Plant Soil*. 2019. V. 441. P. 173–190.
<https://doi.org/10.1007/s11104-019-04105-x>
 55. *Wang C., Houlton B.Z., Liu D., Hou J., Cheng W., Bai E.* Stable isotopic constraints on global soil organic carbon turnover // *Biogeosciences*. 2018. V. 15. P. 987–995.
<https://doi.org/10.5194/bg-15-987-2018>
 56. *Wang C., Liu D., Luo W., Fang Y., Wang X., Li X., Jiang Y., Han X., Bai E.* Variations in leaf carbon isotope composition along an arid and semi-arid grassland transect in northern China // *J. Plant Ecology*. 2016. V. 9(5). P. 576–585.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rtw006>
 57. *Wang C., Wei H., Liu D., Luo W., Hou J., Cheng W., Han X., Bai E.* Depth profiles of soil carbon isotopes along a semi-arid grassland transect in northern China // *Plant Soil*. 2017. V. 417. P. 43–52.
<https://doi.org/10.1007/s11104-017-3233-x>
 58. *Xu M., Wang G., Li X., Cai X., Li X., Christie P., Zhang J.* The key factor limiting plant growth in cold and humid alpine areas also plays a dominant role in plant carbon isotope discrimination // *Frontiers Plant Sci.* 2015. V. 6. 961.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00961>
 59. *Zacháry D., Filep T., Jakab G., Molnár M., Kertész T., Király C., Hegyi I., Gáspár L., Szalai Z.* Carbon Isotope Measurements to Determine the Turnover of Soil Organic Matter Fractions in a Temperate Forest Soil // *Agronomy*. 2020. V. 10. P. 1944.
<https://doi.org/10.3390/agronomy10121944>
 60. *Zhang D., Hui D., Luo Y., Zhou G.* Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors // *J. Plant Ecology*. 2008. V. 1(2). P. 85–93.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>
 61. *Zhang D., Yang Y., Ran M.* Variations of surface soil $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ in the different climatic regions of China and paleoclimatic implication // *Quarter. Int.* 2020. V. 536. P. 92–102.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.12.015>
 62. *Zhou Y., Zhang W., Cheng X., Harris W., Schaeffer S.M., Xu X., Zhao B.* Factors affecting ^{13}C enrichment of vegetation and soil in temperate grasslands in Inner Mongolia, China // *J. Soils Sediments*. 2019. V. 19. P. 2190–2199.
<https://doi.org/10.1007/s11368-019-02248-z>

Stable Isotopic Composition ($\delta^{13}\text{C}$) as a Proxy of Organic Carbon Dynamics in Soils of the Western Shore of Lake Baikal

V. A. Golubtsov^{1, *}, Yu. V. Vanteeva¹, N. N. Voropay^{1, 2}, O. V. Vasilenko¹,
A. A. Cherkashina¹, and E. P. Zazovskaya³

¹ Sochava Institute of Geography, Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Irkutsk, 664033 Russia

² Institute of Monitoring of Climatic and Ecological Systems, Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Tomsk, 634055 Russia

³ Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia

*e-mail: tea_88@inbox.ru

Understanding the main factors of soil organic carbon dynamics is an urgent problem in the context of modern climatic changes. One of the approaches to assessing such dynamics is the analysis of the stable carbon isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}$) of soil organic matter. Our study was carried out in the landscapes of the southeastern slope and foothills of the Primorsky Range characterized by contrasting environmental conditions. Microclimatic features, intrasoil and spatial variations of the stable carbon isotopic composition as well as the soil physico-chemical properties that determine its dynamics are analyzed. The Ah horizons of soils formed in mountain tundra and steppe landscapes are characterized by the highest $\delta^{13}\text{C}$ values (-24.72 and $-23.97\dots-24.75\text{‰}$). The lowest $\delta^{13}\text{C}$ values ($-25.61\dots-27.18\text{‰}$) are observed in the soils of mountain taiga. Based on the calculation of the linear dependence of $\delta^{13}\text{C}$ values on the content of total carbon in the soil, which varies with depth, the intensity of carbon turnover was determined through the slope of the linear regression. It was revealed that climate has a significant effect on the intensity of organic matter transformation in contrasting conditions of the mountain tundra and steppe landscapes blocking the effect of edaphic factors. Under more favorable climatic conditions of mountain taiga the dynamics of organic matter in soils is controlled mainly by edaphic factors.

Keywords: carbon turnover, Primorsky Range, Pre-Olkhon Plateau

УДК 631.425

ДИНАМИКА РЕАКЦИИ ПОЧВЕННОЙ СРЕДЫ, СТРУКТУРНО-АГРЕГАТНОГО СОСТОЯНИЯ И ЗАПАСОВ УГЛЕРОДА АГРОТЕМНОГУМУСОВЫХ ПОДБЕЛОВ В ХОДЕ ПОСТАГРОГЕННОГО РАЗВИТИЯ

© 2022 г. М. Л. Бурдуковский^а, *, Я. О. Тимофеева^а, В. И. Голова^а,
И. В. Киселева^а, Р. В. Тимошинов^б

^аФедеральный научный центр Биоразнообразия наземной биоты Восточной Азии ДВО РАН,
пр-т 100 лет Владивостока, 159, Владивосток, 690022 Россия

^бФедеральный научный центр агробιοтехнологий Дальнего Востока им. А.К. Чайки,
ул. Воложенина, 30, п. Тимирязевский, Уссурийск, 692539 Россия

*e-mail: mburdukovskii@gmail.com

Поступила в редакцию 29.04.2022 г.

После доработки 10.06.2022 г.

Принята к публикации 29.06.2022 г.

Представлены результаты изучения агротемногумусовых подбелов (Luvic Albic Mollic Planosols (Epi-loamic, Endoclaic, Aric)) в течение их постагрогенного развития в Приморском крае. Исследованы изменения структурно-агрегатных характеристик почвы, реакции почвенной среды, содержания и запасов углерода. Установлено, что после вывода почвы из сельскохозяйственного оборота ее структурно-агрегатные характеристики восстанавливаются. В бывшем пахотном горизонте залежей наблюдается увеличение доли агрономически ценных агрегатов, их средневзвешенный диаметр уменьшается. По мере постагрогенного восстановления растительности происходит подкисление почв. В 20-летней залежи, при появлении древесных пород, наблюдалось некоторое увеличение уровня кислотности. Содержание углерода и его запасов в почвах имеет устойчивую тенденцию к увеличению в течение всего исследованного периода постагрогенеза. Запасы углерода в слое (0–25 см) увеличиваются после прекращения распашки, достигая максимального значения к 85 годам. Запасы углерода в толще 0–50 см залежей 20- и 85-летнего возраста статистически значимо не различались. Плотность пахотного слоя на пашне составляла 0.88 г/см³. В залежных вариантах плотность верхнего горизонта почвы варьировала в пределах 0.67–0.79 г/см³.

Ключевые слова: залежи, постагрогенные почвы, структура почвы, Mollic Planosols

DOI: 10.31857/S0032180X22600664

ВВЕДЕНИЕ

Выведение из оборота части земель под залежь – естественный процесс развития сельскохозяйственной отрасли. На территории стран с развитым сельским хозяйством есть земли, использование которых становится неэффективным при постоянно меняющемся ценообразовании и по другим экономическим причинам. В глобальном масштабе с 1700 до 1990 гг. примерно 1.5×10^6 км² пахотных земель было заброшено [41]. Наибольшее сокращение посевных площадей отмечено в экономически развитых странах и имеющих в территориальном составе горные районы, в том числе в Восточной Европе [24, 27], Юго-Восточной Азии [35] и на территории бывшего СССР [13, 19, 32, 34].

Экономический кризис, начавшийся в начале 90-х годов прошлого века в России, способство-

вал резкому сокращению площади пахотных почв в стране. Согласно сельскохозяйственной переписи 2016 г. (последней на данный момент), общая площадь неиспользуемых угодий в России составляет 97.2 млн га, что соответствует 44% от общей площади пахотного фонда [7].

При зарастании заброшенных сельскохозяйственных угодий, особенно после долгого использования, в значительной степени изменяются основные физические, химические и биологические свойства верхних горизонтов почвы [18, 19, 27, 28]. Большой интерес у исследователей вызывает изменение содержания органического вещества в почве в процессе постагрогенеза. Этому посвящено большое количество работ в отечественной и иностранной литературе [1, 16, 17, 19, 28, 30, 32–34, 36, 39, 40, 44, 46]. По мнению многих исследователей при увеличении срока отсутствия сельскохозяйственной нагрузки, содержа-

Таблица 1. Характеристика объектов исследований

Угодье, возраст	Почва	Тип доминирующей синузии	Географические координаты	
			широта N	долгота E
Пашня, 0 лет	Агротемногумусовый подбел глеевый	Посевы сои	43°51'33.4"	131°56'41.4"
Залежь, 2 года	Агротемногумусовый подбел реградированный	Злаковая	43°51'23.4"	131°56'33.3"
Залежь, 5 лет	Агротемногумусовый подбел реградированный	Злаковая	43°51'26.3"	131°56'29.2"
Залежь, 20 лет	Агротемногумусовый подбел реградированный глееватый	Злаково-разнотравная	43°51'36.5"	131°56'15.5"
Залежь, 85 лет	Темногумусовый подбел постагрогенный	Злаково-разнотравно-попынная	43°51'32.6"	131°56'38.2"

ние углерода в почве увеличивается, степень гумусированности пахотных горизонтов повышается. Установлены определенные закономерности между возрастом залежей и скоростью накопления углерода в почве [19, 32, 34, 40]. Скорость накопления широко варьирует, составляя в среднем 10–30 г С/м² в год [36, 39, 40]. Скорость накопления углерода в залежных почвах России, спустя 20 лет после снятия антропогенной нагрузки, составляет 105 г С/м² в год [33].

Несмотря на большое количество работ, посвященных данной проблеме, нет однозначного мнения о направлении и характере динамики содержания и запасов углерода в постагрогенных почвах. В некоторых работах показано, что содержание углерода в залежах может меняться незначительно [30] или даже уменьшаться [13, 46]. На скорость изменения запасов углерода может влиять множество факторов, таких как биоклиматические условия, тип и свойства почвы, а также характер сельскохозяйственного использования в прошлом.

От содержания в почве органического вещества зависит устойчивость структурных элементов почвы. Число, размер и стабильность почвенных агрегатов во многом определяют характер изменения почвенных свойств [1, 17, 38, 47]. В почвах, в которых преобладают макроагрегаты, содержится больше органических и питательных веществ, они менее подвержены эрозии, в них создаются оптимальные условия для произрастания растений [43–45].

Длительное использование почв в сельскохозяйственной практике сопровождается нарушением структурно-агрегатного состояния верхней толщ почвенного профиля [25, 42]. Макроагрегаты обладают слабой устойчивостью и при систематических сельскохозяйственных нагрузках могут разрушаться, как по причине механического воздействия тяжелой техники, так и за счет

уменьшения поступления свежего органического вещества [1, 17]. При выводе пахотных почв из оборота агрегатный состав почв претерпевает серьезные изменения, что обусловлено восстановлением естественного биоценоза на залежах и воздействием факторов, унаследованных от пашни.

В течение последних нескольких лет сельскохозяйственная отрасль России демонстрирует высокие темпы роста. Актуальными становятся вопросы восстановления почвенных свойств залежей, а также оценка их рационального использования, особенно на разных стадиях сукцессий. В первую очередь это объясняется тем, что экономические затраты на возвращение в оборот заброшенных земель сильно различаются в зависимости от возраста залежи.

Цель работы – определить постагрогенное изменение структурно-агрегатного состояния и реакции среды агротемногумусовых подбелов, а также оценить характер изменения запасов углерода в ходе естественного восстановления.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Работа проведена в Уссурийском городском округе, пос. Тимирязевский Приморского края в июле–августе 2021 гг. Исследуемые почвы классифицируются как агротемногумусовые подбелы по WRB-2015 Luvic Albic Mollic Planosols (Epi-loamic, Endoclayic, Aric) [48]. Объектами служили почвы залежных участков 2-, 5-, 20- и 85-летнего возраста, расположенные на территории стационара ФНЦ агробиотехнологий Дальнего Востока им. А.К. Чайки, а также пахотные почвы полевого опыта (табл. 1). Залежи представляют собой поля, которые в прошлом использовались под полевые севообороты. Залежь возрастом 85 лет обкашивается раз в год в конце вегетационного сезона (сентябрь–октябрь).

Темногумусовые подбелы (PU–ELnn–BTnn–BT–C) формируются на озерно-аллювиальных

отложениях. Для них характерна высокая степень гумусированности, средне-, тяжелоглинистый гранулометрический состав (содержание глинистых частиц в верхнем горизонте достигает 80–85%). Высокая плотность верхних горизонтов способствует низкой водопроницаемости. Данные почвы широко представлены в пределах Западно-Приморской и Среднеамурской равнин [2, 4, 6]. Темногумусовые подбелы составляют основу пахотного фонда Приморского края (34.5% доли ценной пашни региона) [9].

Темногумусовые подбелы формируются под разнотравно-злаковой растительностью. Растительные сообщества исследуемых молодых залежей (2 и 5 лет) характеризуются низким видовым разнообразием. Хорошо развит травяной ярус, средняя высота которого не превышает 1 м, с явным преобладанием *Phleum pratense*, *Calamagrostis langsdorffii*, *Elytrigia repens*. В 20-летних залежах растительное сообщество злаково-разнотравное, единично встречается подрост *Salix* sp. В травостое, высота которого составляет 50–70 см, доминируют *Phleum pratense*, *Calamagrostis langsdorffii*, *Galium verum*, *Vicia amurensis*, *Artemisia rubripes*. На периодически косимой 85-летней залежи основу растительного сообщества составляют *Elytrigia repens*, *Calamagrostis langsdorffii*, *Phleum pratense*, встречается *Artemisia rubripes*.

Стационарный опыт с систематическим, длительным использованием различных видов удобрений ведется с 1941 г. Смешанные образцы почвы отбирали по горизонтам по всему профилю разреза и трех прикопок с варианта, где в течение длительного периода используются органические удобрения: с 1941 до 2003 гг. вносили навоз (240 т/га в год), с 2004 по настоящее время происходит запахивание органической массы (бобово-злаковые травы). Учетная площадь опытной делянки составляет 150 м². Отбор проб почвы с залежных участков осуществляли из прикопок (по 3 на каждом поле) с глубины 0–25, 25–50 см. Образцы почвы сушили на открытом воздухе. Верхняя часть (0–4 см) горизонта PU 85-летней залежи характеризовалась плотной дерниной. Для исключения искажения результатов по содержанию исследуемых показателей горизонт отделяли и не использовали в аналитической работе.

Структурно-агрегатный состав почвенной массы горизонтов определяли методом сухого рассева с помощью грохота Retsch AS 200 basic (Германия). Навеску воздушно-сухой почвы (300 г) пропускали через набор сит с отверстиями диаметром 10, 5, 2, 1, 0.5 и 0.25 мм. Время встряхивания 2 мин, амплитуда вибрации 2.5 мм [20]. В ходе анализа рассчитывали коэффициент структурности (K_s), долю агрономически ценных агрегатов размером 0.25–10 мм (АЦА), средневзвешенный диаметр агрегатов [23, 29].

Содержание общего углерода ($C_{\text{общ}}$) определяли методом хроматографии с помощью элементного анализатора Flash 2000 (Thermo, Великобритания), кислотность почв (рН солевой вытяжки) на рН-метре Mettler Toledo S220-Kit (Швейцария).

Математическую обработку данных проводили по общепринятым методикам, используя программу Statistica v.13. Для сравнения данных независимых выборок между собой применяли критерий Манна–Уитни (критерий U).

Исследование образцов проводили в специализированной лаборатории, а также с использованием технической базы Центра коллективного пользования Биотехнологии и генетической инженерии (ФНЦ Биоразнообразия ДВО РАН).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В исследуемых залежах наименее кислая реакция среды в верхней части профиля отмечена в почве 2-летней залежи (табл. 2). Вероятно, повлияло длительное внесение органических удобрений (перед выводом поля из оборота), а также увеличившееся поступление зольных элементов с резко сменившейся растительностью, что способствует нейтрализации органических кислот [18]. В 5-летних залежах величина рН составляла 5.2, а через 20 лет после прекращения использования, с появлением древесных пород – 4.5. В ходе постагрогенных сукцессий подкисление почвы является естественным процессом, на что указывают многие авторы [12, 13, 16, 18, 28, 31]. Увеличение кислотности во многом связывают с изменением состава опада и формированием подстилочного горизонта, особенно на этапе лесовосстановления.

Использование повышенных доз органических удобрений способствует замедлению скорости увеличения кислотности пахотных почв [18]. В исследуемом варианте опыта с внесением органических удобрений рН среды верхнего горизонта составил 5.08. При изучении свойств почвы в 2009–2013 гг. на данном стационаре показатель рН пахотного горизонта в этих удобряемых вариантах равнялся 5.3 [2].

Спустя 85 лет после прекращения использования почв уменьшения кислотности не наблюдалось, рН среды составляет 5.08. Вероятно, это связано с меньшим количеством кислых продуктов разложения органических остатков по сравнению с некосимыми аналогами, где они поступают в большем объеме [16, 22].

Структурное состояние исследуемых почв приведено на рис. 1. В верхней толще почвенного профиля как залежных, так и пахотных почв, структура “отличная”. В верхнем горизонте почвы 5-летней залежи отмечено наибольшее значение K_s (8.11). В пахотном горизонте почвы на пашне K_s составил 4.38. Это единственный из ис-

Таблица 2. Динамика реакции почвенной среды и содержание углерода в распахиваемом и в залежных темногумусовых подбелах

Возраст залежи	Слой, см	pH _{KCl}	C _{общ} , %
0 лет (пашня)	0–27	5.08 ± 0.10	1.37 ± 0.04
	27–42	5.05 ± 0.08	1.46 ± 0.05
2 года	0–25	6.05 ± 0.15	1.74 ± 0.07
	25–50	5.19 ± 0.11	1.52 ± 0.05
5 лет	0–25	5.23 ± 0.10	1.89 ± 0.05
	25–50	4.57 ± 0.9	1.13 ± 0.04
20 лет	0–25	4.51 ± 0.7	2.21 ± 0.09
	25–50	4.46 ± 0.9	1.64 ± 0.06
85 лет	4–11	5.08 ± 0.8	4.31 ± 0.12
	11–35	5.1 ± 0.07	1.68 ± 0.08
	35–55	4.72 ± 0.07	0.63 ± 0.02

следуемых вариантов, где в подпахотном слое *K_s* больше, чем в вышележащем горизонте. Пахотный и подпахотный горизонты на пашне не имеют резких различий в отношении глыбистой фракции, что может быть связано с глубокой вспашкой с оборотом пласта и переуплотнением в результате нагрузки от прохождения сельскохозяйственной техники [10, 37]. Средневзвешенный диаметр агрегатов также различался незначительно (4.0–4.2 мм). Содержание АЦА в подпахотном горизонте увеличивается по сравнению с пахотным одновременно со снижением содержания фракции пыли в структурном составе. Следует отметить, что *K_s* и количество АЦА в пахотном горизонте почвы современной пашни оказались меньше, чем в залежных аналогах.

В верхнем горизонте 2-летней залежи преобладают фракции агрегатов диаметром >5 мм (рис. 2). За счет этого средневзвешенный диаметр агрегатов в поверхностном горизонте больше, чем в других залежных вариантах. Возможно, это связано с тем, что на участке перед выводом из оборота была проведена глубокая вспашка. В подпахотном горизонте наблюдается уменьшение количества агрегатов диаметром >5 мм с одновременным увеличением содержания фракции тонкого песка и пыли (<0.25 мм). Данный факт объясняется тем, что основная корневая система травянистых растений, представленных на молодой залежи, сосредоточена в верхнем слое. Горизонт был более рыхлый и водопроницаемый, мелкие фракции из гумусового слоя вымылись в подгумусовый [3, 5]. Коэффициент структурности в бывшем пахотном горизонте по сравнению с нижележащим слоем больше в 2 раза.

Заращение пашни в течение пяти лет способствовало значительному улучшению структуры верхних горизонтов почвы. Коэффициент структурности слоя 0–25 см увеличился до 8.1, количество АЦА до 89%. В подпахотном горизонте значе-

ния данных показателей были несколько меньше. Улучшение структуры произошло из-за уменьшения в агрегатном составе глыбистой фракции и увеличения за счет этого фракций 2–5 мм, особенно в подпахотном горизонте.

Бывший пахотный горизонт 20-летней залежи характеризовался отличным структурным состоянием, *K_s* равнялся 7.4, что превышало данный показатель пахотного аналога на 60%. В отличие от более молодых участков, в агрегатном составе наблюдается небольшое увеличение содержания глыбистой фракции, а также агрегатов диаметром 5–10 мм. Визуально это крупные плотные комочки, скрепленные корнями травянистой растительности. При этом отмечено уплотнение сложения горизонтов ввиду более компактной упаковки выровненных по размеру структурных отдельностей. Вероятно, антропогенно-преобразованные горизонты стали претерпевать изменения, ведущие к дифференциации и формированию исходного органогенного горизонта [19]. Ранее отмечено [3, 26], что в залежных почвах района исследований процессы восстановления разрушенной в результате механических обработок почвенной структуры начинаются спустя 15–20 лет.

Верхняя толща 85-летней залежи имела меньший *K_s* по сравнению с более молодыми постагрогенными участками, что, вероятно, вызвано расслоением пахотного горизонта и образованием дернового слоя на поверхности (слой 0–4 см представлял собой плотную дернину). Наибольшие значения *K_s* в горизонте 11–35 см, здесь отмечается и наибольшее количество АЦА, что связано, в первую очередь, с уменьшением в агрегатном составе глыбистой фракции. В агрегатном составе количество глыбистой фракции уменьшается с глубиной (в горизонте 35–55 см агрегаты диаметром >10 мм отсутствуют) с одновременным увеличением фракции <0.25 мм.

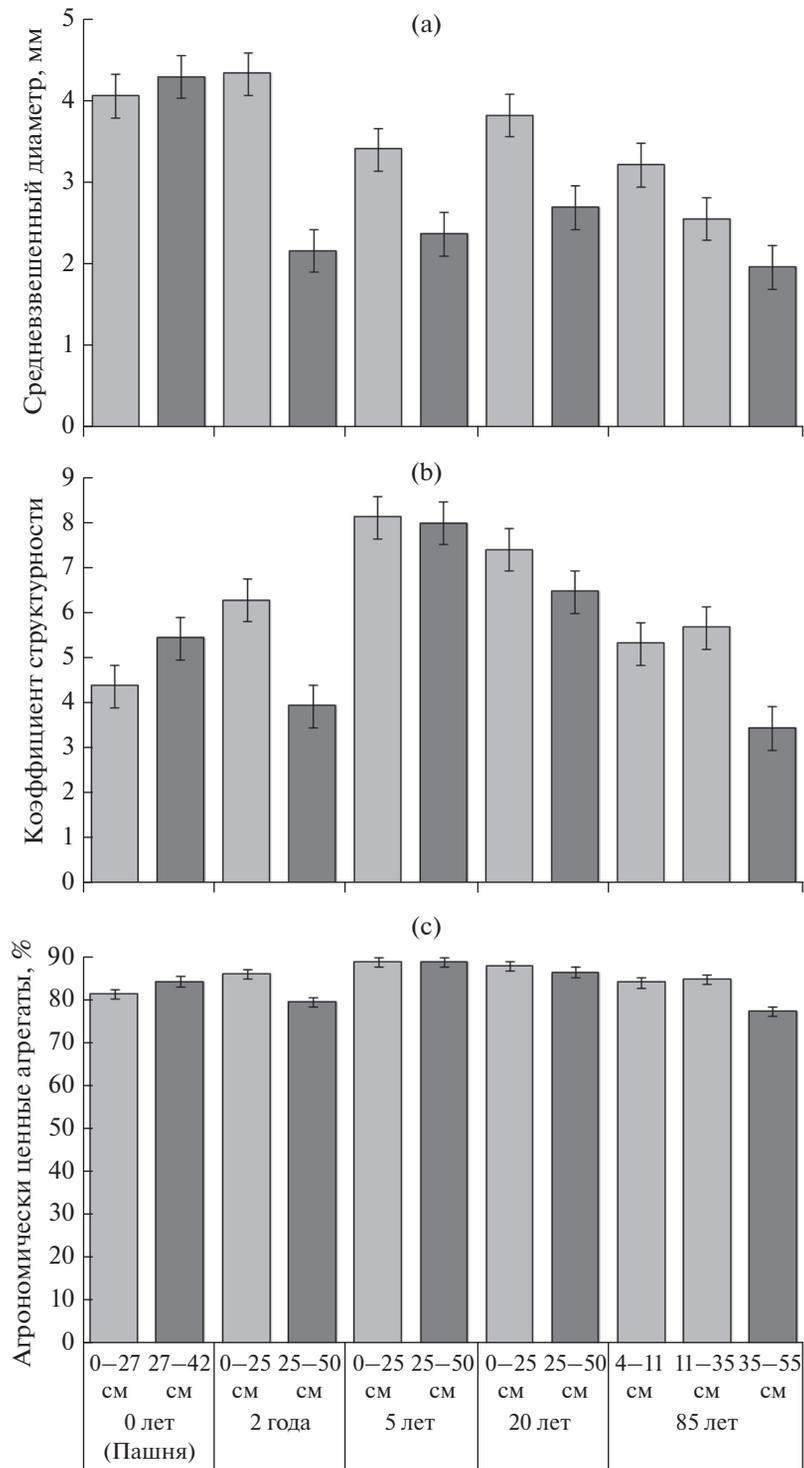


Рис. 1. Структурно-агрегатные характеристики распаиваемого и залежных агрономогумусовых подбелов различного возраста: а – средневзвешенный диаметр агрегатов, б – коэффициент структурности, с – агрономически ценные агрегаты.

В целом исследуемые залежные почвы отличаются улучшенным структурным состоянием по сравнению с почвой современной пашни. Данные согласуются с выводами других исследователей, указывающих на улучшение структурно-аг-

регатного состояния почв после прекращения антропогенной нагрузки [3, 26, 32, 43, 44].

Основное отличие залежных почв от пахотных аналогов состоит в преобразовании гумусово-аккумулятивной части профиля. Антропогенно-

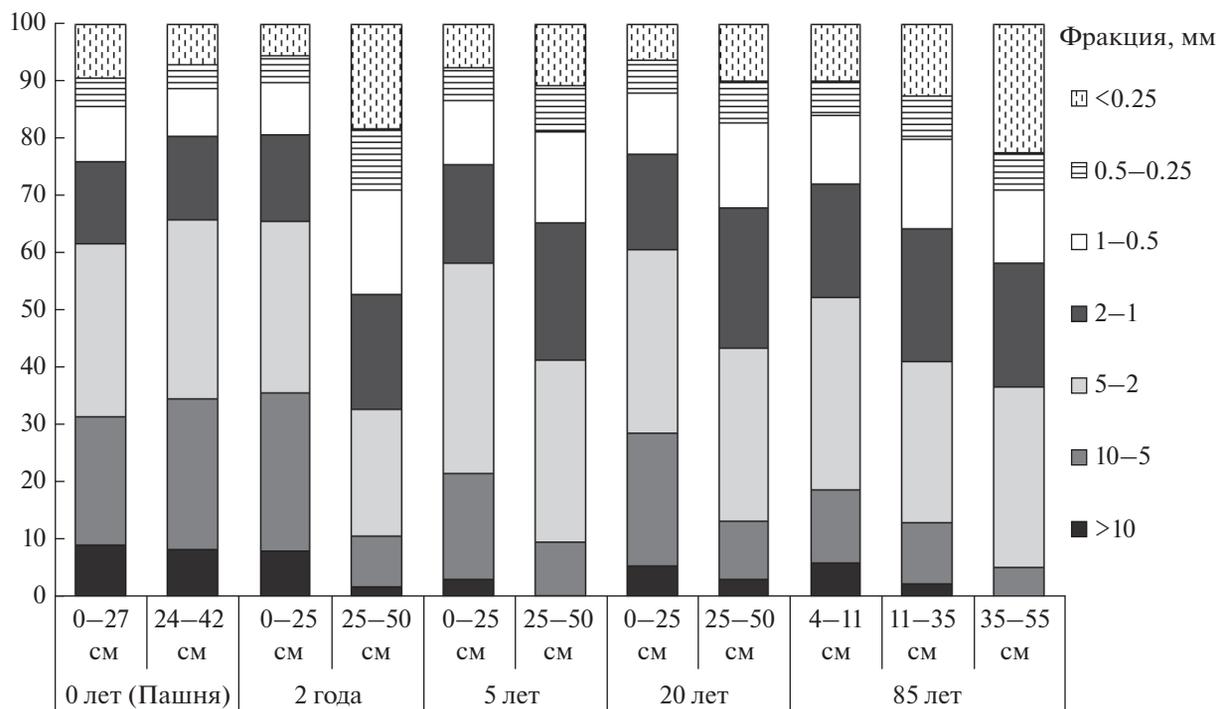


Рис. 2. Распределение фракций агрегатов в распашиваемом и залежных агротомогумусовых подбелах различного возраста.

преобразованные горизонты претерпевают изменения, ведущие к дифференциации и формированию исходного органического горизонта [8, 16, 18, 19, 27, 28]. В исследуемых вариантах явная дифференциация бывшего пахотного горизонта отмечена в 85-летней залежи, верхняя часть которого представляла собой плотную дернину, густо пронизанную корнями травянистых растений.

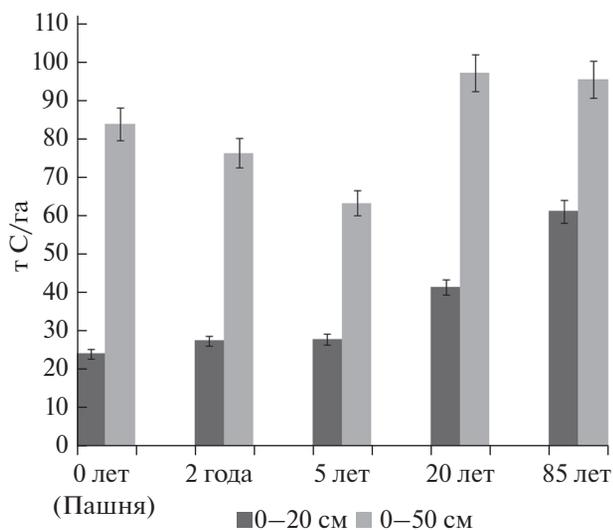


Рис. 3. Запасы углерода в распашиваемом и залежных агротомогумусовых подбелах различного возраста.

Исследование показало, что в целом темнотомогумусовые подбелы отличаются невысоким содержанием $C_{\text{общ}}$, что характерно для почв региона [14, 21]. Содержание $C_{\text{общ}}$ в горизонте 4–11 см самой зрелой из исследуемых залежей составляло 4.31%. В более молодых залежах содержание $C_{\text{общ}}$ в верхнем горизонте было значительно меньше. Стоит отметить, что 85-летняя залежь подвергалась периодическому кошению, соответственно основной источник органического вещества с поля убирался. По некоторым данным [11], периодическое отчуждение травостоя при длительной постагрогенной сукцессии способствует увеличению накопления $C_{\text{общ}}$ по сравнению с некосимыми вариантами. В целом в исследуемом хроноряду наблюдалась положительная динамика изменения содержания $C_{\text{общ}}$ с увеличением возраста постагрогенного периода, что согласуется с результатами работ других исследователей [15, 18, 32, 34, 36, 40].

Почва пашни характеризовалась наименьшим содержанием $C_{\text{общ}}$ в верхнем горизонте почвы. При этом в подпахотном горизонте наблюдается накопление $C_{\text{общ}}$, что вероятно связано с длительным применением органических удобрений животного происхождения [18, 32] одновременно с перемешиванием почвенной массы горизонтов между собой при распашке [14]. В почвах всех исследуемых залежей содержание $C_{\text{общ}}$ с глубиной уменьшается.

По мере развития сукцессионных процессов усиливается миграция углерода и происходит его перераспределение в почвенном профиле. Запасы углерода в верхнем горизонте (0–25 см) увеличиваются после прекращения распашки, достигая максимального значения к 85 годам (рис. 3). После вывода полей из оборота в толще 0–50 см запасы снижаются, что вероятно связано с резким уменьшением поступления органического вещества в виде удобрений. Позитивная динамика запасов углерода начинается через 5 лет после вывода земель из оборота, и к 20-летнему сроку прекращения распашки его запасы существенно увеличиваются. Стоит отметить, что почвы залежей 20- и 85-летнего возраста по запасам углерода в толще 0–50 см статистически значимо не различаются.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Традиционные методы ведения сельскохозяйственной деятельности ведут к ухудшению структурно-агрегатного состояния почвы. Количество глыбистой фракции (>10 мм) на пашне больше по сравнению с залежными аналогами. Коэффициент структурности и количество агрономически ценных агрегатов в подпахотном горизонте больше, чем в пахотном, что, вероятно, связано с систематическим механическим воздействием на почву. Изъятие темногумусовых подбелов из сельскохозяйственного использования способствовало улучшению структурно-агрегатных характеристик почвы. Коэффициент структурности в 20-летней залежи, равный 7.4, превышал показатель ее пахотного аналога на 60%.

По мере постагрогенного восстановления растительности происходит подкисление почв, что связано с изменением состава опада и формированием дернового слоя. В 20-летней залежи при появлении древесных пород наблюдалось некоторое увеличение уровня рН. В верхнем горизонте почвы 85-летней периодически косимой залежи и в пахотном горизонте современной пашни рН среды составлял 5.08.

Содержание углерода устойчиво увеличивается в течение всего исследованного периода постагрогенеза. Накопление углерода происходит за счет многократного увеличения запасов фитомассы, отсутствия отчуждения растительного материала, формирования горизонта подстилки. В первые годы после вывода полей из оборота запасы углерода в толще 0–50 см снижаются. В 20-летних залежах запасы углерода в верхней 50-сантиметровой толще профиля составляли 97.4 т С/га, что на 65% больше, чем в 2-летней залежи.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 121031000134-6).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Артемяева З.С.* Органическое вещество и гранулометрическая система почвы. М.: ГЕОС, 2010. 240 с.
2. *Бурдуковский М.Л., Голов В.И., Ковшик И.Г.* Изменение агрохимических свойств основных пахотных почв юга Дальнего Востока при длительном сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. 2016. № 10. С. 1244–1250. <https://doi.org/10.1134/S1064229316100057>
3. *Бурдуковский М.Л., Голов В.И., Перепелкина П.А., Киселева И.В., Тимофеева Я.О.* Агрогенные и постагрогенные изменения запасов углерода и физических свойств подбелов темногумусовых // Почвоведение. 2021. № 6. С. 747–756. <https://doi.org/10.1134/S1064229321060041>
4. *Голов В.И.* Кругооборот серы и микроэлементов в основных агроэкосистемах Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 2004. 316 с.
5. *Зайдельман Ф.Р.* Подзоло- и глееобразование. М.: Наука, 1974. 204 с.
6. *Иванов Г.И.* Почвообразование на юге Дальнего Востока. М.: Наука, 1976. 200 с.
7. Итоги Всероссийской сельскохозяйственной переписи 2016 года: в 8 т. М.: Статистика России, 2018. 459 с.
8. *Кечайкина И.О., Рюмин А.Г., Чуков С.Н.* Постагрогенная трансформация органического вещества дерново-подзолистых почв // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1178–1192. <https://doi.org/10.1134/S1064229311100061>
9. *Костенков Н.М., Ознобихин В.И.* Почвы и почвенные ресурсы юга Дальнего Востока и их оценка // Почвоведение. 2006. № 5. С. 517–526. <https://doi.org/10.1134/S1064229306050012>
10. *Кузнецова И.В., Тихонравова П.И., Бондарев А.Г.* Изменение свойств залежных серых лесных почв // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1142–1150. <https://doi.org/10.1134/S1064229309090142>
11. *Ларионова А.А., Ермолаев А.М., Никитишин В.И., Лопес де Гереню В.О., Евдокимов И.В.* Баланс углерода в пахотных серых лесных почвах при разных способах сельскохозяйственного использования // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1464–1474. <https://doi.org/10.1134/S1064229309120060>
12. *Литвинович А.В., Пыльова И.А.* Изменение кислотно-основных свойств дерново-подзолистой суглинистой почвы в процессе постагрогенной эволюции // Научное обеспечение развития АПК в условиях реформирования. СПб., 2009. С. 160–164.

13. *Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваяева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Т.* Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
14. *Пуртова Л.Н., Костенков Н.М., Шапова Л.Н.* Оценка гумусного состояния и продуцирования CO₂ почвами природных и агрогенных ландшафтов юга Дальнего Востока России // Почвоведение. 2017. № 1. С. 48–55.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317010124>
15. *Рыжова И.М., Ерохова А.А., Подвезенная М.А.* Динамика и структура запасов углерода в постагрогенных // Почвоведение. 2014. № 12. С. 1426–1435.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314090117>
16. *Рыжова И.М., Телеснина В.М., Ситникова А.А.* Динамика свойств почв и структуры запасов углерода в постагрогенных экосистемах в процессе естественного лесовосстановления // Почвоведение. 2020. № 2. С. 230–243.
<https://doi.org/10.1134/S1064229320020106>
17. *Тейт Р.Л.* Органическое вещество почвы: биологические и экологические аспекты. М.: Наука, 1991. 400 с.
18. *Телеснина В.М., Жуков М.А.* Влияние способа сельскохозяйственного освоения на динамику биологического круговорота и ряда почвенных свойств в ходе постагрогенной сукцессии (Костромская область) // Почвоведение. 2019. № 9. С. 1114–1129.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319070135>
19. *Телеснина В.М., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Овсепян Л.А., Личко В.И., Ермолаев А.М., Мишин Д.М.* Динамика свойств почв и состава растительности в ходе постагрогенного развития в разных биоклиматических зонах // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1514–1534.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317120109>
20. *Фомин Д.С., Валдес-Коровкин И.А., Голуб А.П., Юдина А.В.* Оптимизация анализа агрегатного состава почв методом автоматического расцева // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2019. № 96. С. 149–177.
<https://doi.org/10.19047/0136-1694-2019-96-149-177>
21. *Хавкина Н.В.* Гумусообразование и трансформация органического вещества в условиях переменного-глеевого почвообразования. Уссурийск: Изд-во ПГСХА, 2004. 272 с.
22. *Чевердин Ю.И., Поротиков И.Ф.* Влияние антропогенных факторов на реакцию почвенной среды черноземов // Агрохимия. 2015. № 8. С. 15–22.
23. *Шеин Е.В.* Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 432 с.
24. *Alcantara C., Kuemmerle T., Prishchepov A.V., Radeloff V.C.* Mapping abandoned agriculture with multi-temporal MODIS satellite data // Remote Sensing Environ. 2012. V. 124. P. 334–347.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.05.019>
25. *Beare M.H., Cabrera M.L., Hendrix P.F., Coleman D.C.* Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1994. V. 58. P. 787–795.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030021x>
26. *Burdukovskii M., Kiseleva I., Perepelkina P., Kosheleva Y.* Impact of different fallow durations on soil aggregate structure and humus status parameters // Soil and Water Res. 2020. V. 15. P. 1–8.
<https://doi.org/10.17221/174/2018-SWR>
27. *Cramer V.A., Hobbs R.J., Standish R.J.* What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly // Trends Ecol. Evol. 2008. V. 23. P. 104–112.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>
28. *Falkengren-Grerup U., ten Brink D.-J., Brunet J.* Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40–80 years of forest growth on agricultural soils // Forest Ecol. Manag. 2005. V. 225. P. 74–81.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.027>
29. *Hillel D.* Introduction to Environmental Soil Physics. Amsterdam: Acad. Press, 2003. 494 p.
30. *Kalinina O., Chertov O., Dolgikh A.V., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Vormstein S., Giani L.* Self restoration of postagrogenic Albeluvisols: Soil development, carbon stocks and dynamics of carbon pools // Geoderma. 2013. V. 207–208. P. 221–233.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.019>
31. *Kalinina O., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I., Najdenko L., Giani L.* Self-restoration of post-agrogenic sandy soils in the southern Taiga of Russia: Soil development, nutrient status, and carbon dynamics // Geoderma. 2009. V. 152. P. 35–42.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.05.014>
32. *Kalinina O., Goryachkin S.V., Lyuri D.I., Luise Giani.* Post-agrogenic development of vegetation, soils, and carbon stocks under self-restoration in different climatic zones of European Russia // Catena. 2015. V. 129. P. 18–29.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.016>
33. *Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Six J., Kuzyakov Y.* Carbon cost of collective farming collapse in Russia // Global Change Biol. 2014. V. 20. P. 938–947.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12379>
34. *Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V. O.* Assessment and prediction of changes in the reserves of organic carbon in abandoned soils of European Russia in 1990–2020 // Eurasian Soil Science. 2008. V. 41. P. 1371–1377.
<https://doi.org/10.1134/S1064229308130048>
35. *Li S., Li X.* Global understanding of farmland abandonment: A review and prospects // J. Geograph. Sci. 2017. V. 27. P. 1123–1150.
<https://doi.org/10.1007/s11442-017-1426-0>
36. *Liao J.D., Boutton T.W., Jastrow J.D.* Storage and dynamics of carbon and nitrogen in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland // Soil Biol. Biochem. 2006. V. 38. P. 3184–3196.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.003>
37. *Lipiec Y., Hatano R.* Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth // Geoderma. 2003. V. 116. P. 107–136.
[https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00097-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00097-1)
38. *Nichols K.A., Toro M.* A whole soil stability index (WSSI) for evaluating soil aggregation // Soil Till. Res. 2011. V. 111. P. 99–104.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2010.08.014>
39. *Poeplau C., Don A., Vesterdal L., Leifeld J., van Wese-mael B., Schumacher J., Gensior A.* Temporal dynam-

- ics of soil organic carbon after land use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach // *Global Change Biol.* 2011. V. 17. P. 2415–2427.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
40. Post W.M., Kwon K.C. Soil carbon sequestration and land use change: processes and potential // *Global Change Biol.* 2000. V. 6. P. 317–327.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
41. Ramankutty N., Foley J.A. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992 // *Global Biogeochem. Cycles.* 1999. V. 13. P. 997–1027.
<https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
42. Simansky V., Pollakova N., Jonczak J., Jankowski M. Which soil tillage is better in terms of the soil organic matter and soil structure changes? // *J. Centr. Eur. Agr.* 2016. V. 17. P. 391–401.
<https://doi.org/10.5513/JCEA01/17.2.1720>
43. Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics // *Soil Till. Res.* 2004. V. 79. P. 7–31.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
44. Tisdall J.M., Oades J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils // *Eur. J. Soil Sci.* 1982. V. 33. P. 141–163.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
45. Tormena C.A., Karlen D.L., Logsdon S., Cherubin M.R. Visual Soil Structure Effects of Tillage and Corn Stover Harvest in Iowa // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2016. V. 80. P. 720–726.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2015.12.0425>
46. Vesterdal L., Ritter E., Gundersen P. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land // *Forest Ecol. Manag.* 2002. V. 169. P. 137–147.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00304-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00304-3)
47. Wang L., Li X.G., Lv J., Fu T., Ma Q., Song W., Wang Y.P., Li F.M. Continuous plastic-film mulching increases soil aggregation but decreases soil pH in semiarid areas of China // *Soil Till. Res.* 2017. V. 167. P. 46–53.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.004>
48. World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: FAO, 2015.

Dynamics of Soil Acidity, Structural-Aggregate State and Carbon Stocks in Agro-Dark-Humus Podbels in the Course of Postagrogenic Development

M. L. Burdukovskii^{1, *}, Ya. O. Timofeeva¹, V. I. Golov¹, I. V. Kiseleva¹, and R. V. Timoshinov²

¹Federal Scientific Center of the East Asia Terrestrial Biodiversity, Far Eastern Branch of Russian Academy of Sciences, Vladivostok, 690022 Russia

²Federal Scientific Center of Agricultural Biotechnology of the Far East named after A.K. Chaika, Ussuriysk, 692539 Russia

*e-mail: mburdukovskii@gmail.com

Changes in the structural-aggregate state, soil acidity and carbon stocks of dark-humus podbels (Luvic Albic Mollic Planosols (Epiloamic, Endoclayic, Aric)) during their postagrogenic evolution have been studied. Studied were fallow soils in the territory of A.K. Chaika Experimental Field Station of the Federal Research Center for Agrobiotechnology of the Far East (Timiryazevskii settlement). It was established that the removal of soil from agricultural use is restored by its natural structure. It was established that the content of agronomically valuable aggregates increases and their weighted average diameter decreases in the former arable layer. As vegetation is restored, soils are acidified. The most sharp increase in the level of pH was observed in the 20-year-old fallow with the appearance of woody plants. The content and reserve of carbon in the fallow soils showed a stable tendency of increasing during the entire postagrogenic period under study. Carbon reserves in a layer of 0–25 cm increase after the cessation of plowing, reaching the maximum value by 85 years. Carbon reserves in the 20- and 85-year-old fallow soils were not statistically significant in the thickness of the soil 0–50 cm.

Keywords: abandoned lands, fallow land, soil structure, agro-dark-humus podbels

УДК 579.26

ИССЛЕДОВАНИЕ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ ПОЧВ АНТАРКТИКИ МЕТОДОМ СТЕКОЛ ОБРАСТАНИЯ¹

© 2022 г. А. В. Якушев^a *, Н. В. Величко^b, Д. Г. Фёдоров-Давыдов^c, Н. С. Мергелов^d,
А. В. Лупачев^c, Д. Е. Рабочая^b, А. Ф. Белосохов^a, В. С. Соина^a

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

^bСанкт-Петербургский государственный университет,
Университетская наб., 7/9, Санкт-Петербург, 199178 Россия

^cИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Пушкино, 142290 Россия

^dИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

*e-mail: a_yakushev84@mail.ru

Поступила в редакцию 16.05.2022 г.

После доработки 07.07.2022 г.

Принята к публикации 08.07.2022 г.

Микробные комплексы органо-аккумулятивных горизонтов почв Антарктики (Cryosols, Leptosols) в оазисах Ларсеманн, Ширмахера и на о. Кинг-Джордж изучали методом стекол обрастания. Метод позволяет изучить таксономический состав микроорганизмов, особенности их морфологии, межорганизменные взаимодействия и пространственную организацию комплекса микроорганизмов, а также смоделировать процессы колонизации минеральных поверхностей. Микробные комплексы можно разделить по типу доминирующих микроорганизмов на 4 группы: 1 – разнообразные микробные комплексы о. Кинг-Джордж, отличающиеся большей долей диатомовых среди водорослей и преобладанием грибного мицелия в структуре грибной биомассы; 2 – комплексы лишайниково-моховых, моховых и водорослево-моховых ассоциаций озерных котловин с большей долей эукариотических и коккоидных сине-зеленых водорослей, микромицеты представлены мицелием и спорами; 3 – комплексы моховых и водорослево-моховых ассоциаций, днищ влажных долин с большей долей нитчатых цианобактерий, грибы или отсутствуют, или представлены короткими цепочками хламидоспор; 4 – гиполитные микробные сообщества на скальных “ванн” сухих каменистых пустошей, в которых на стеклах не развилось микробное обрастание. Микробный комплекс разных образцов, отобранных в феврале–марте разных лет, находился на различных этапах развития. Не во всех водорослевых и моховых ассоциациях микроскопический мицелий грибов был обилен, в некоторых образцах его практически не было. В ряде местообитаний доминировали не цианобактерии, а эукариотические водоросли: диатомовые, зеленые и стрептофитовые. Совокупность признаков комплекса указывает на экстремальность местообитания: в конкретном образце доминирует один морфотип меланизированного грибного мицелия; нет разнообразия форм спор, что косвенно свидетельствует о низком таксономическом разнообразии грибов; распространены множественное хламидоспорообразование и микроцикл развития; среди цианобактерий часто встречается бурая и красноватая окраска, формирование биопленок на стеклах ограничивается микроколониями, в то время как водорослевые биопленки обильно покрывают почвенные частицы исследованных горизонтов. Видимо, протяженные биопленки формируются за сроки, превышающее время экспозиции стекол. Гиполитные сообщества на скальных “ванн” за несколько лет экспозиции не колонизировали новые местообитания (стекла), в оазисах в днищах влажных долин и озерных котловин стекла обросли за год, на о. Кинг-Джордж – за 10 дней.

Ключевые слова: антарктические почвы, гиполитные горизонты, биопленки, микромицеты, водоросли

DOI: 10.31857/S0032180X2260069X

ВВЕДЕНИЕ

Антарктида практически полностью покрыта ледяным щитом, и только оазисы остаются свободными от льда круглогодично (всего 0.35% от

всей площади материка) [10]. В пределах оазисов описаны разные типы почв, формирование которых происходит в экстремальных климатических и ландшафтных условиях. Климат антарктических оазисов неблагоприятен для организмов: низкие летние температуры воздуха (среднемесячные значения в декабре–январе для оазисов

¹ Дополнительные материалы к этой статье доступны по doi 10.31857/S0032180X2260069X для авторизованных пользователей.

чаще оказываются отрицательными) приводят к регулярным циклам замораживания—оттаивания; сильные ветра; местами экстремально аридные условия; высокий уровень солнечной радиации [26, 27]. При этом в нескольких сантиметрах под поверхностным слоем факторы выживания часто оказываются более благоприятными [8]. В связи с этим в антарктических оазисах часто формируются криптические сообщества микроорганизмов, которые обитают под верхним почвенным слоем — в гиполитных (“подкаменных”) горизонтах [15, 17]. Для существования водорослей под поверхностью важно присутствие в породе пропускающих свет минералов, например кварца, а также рыхлое сложение материала, что характерно для щебнистых каменных мостовых антарктических оазисов. Многие органо-аккумулятивные горизонты почв Антарктики представляют собой скопления минеральных частиц с адгезированными на них микробными биопленками, часто с доминирующим участием цианобактерий [13, 27, 45]. При этом микробные биопленки (толщиной от десятков до сотен микрон), обрастающие частицы почвенных тел, часто обнаруживаются в виде микрогоризонтов, расположенных на 1–5 см ниже поверхности [10].

Как правило, почвообразование в экстремальных ландшафтах Антарктики происходит без участия сосудистых растений. В то же время редко встречающиеся макрофиты (прежде всего, лишайники и мохообразные) оказывают существенное влияние на почвообразование и таксономический состав почвенного микробиома. Они образуют локальные сообщества или находятся в составе биогенных почвенных корок (biological soil crusts) [7, 9, 11]. В почвах, покрытых мхом, в отличие от окружающих земель, обильно представлены *Bacteroidetes*. Видимо, это напрямую связано с составом растительного покрова, снижающего уровень pH [19]. В то же время на о. Кинг-Джордж обнаружено, что травянистыми растениями *Deschampsia antarctica* и *Colobanthus quitensis* в ризосфере поддерживаются сходные бактериальные сообщества, сильно отличающиеся по составу от тех, где растений не обнаружено [43]. Например, в почвах ризосферы преобладают представители *Firmicutes*, *Actinobacteria* и *Proteobacteria*, в то время как в почвах, формирующихся вне сообществ сосудистых растений, *Firmicutes* отсутствуют. Интересно, что большая доля обнаруженных *Firmicutes* относится к клостридиям, что позволяет предположить влияние микроанаэробных условий ризосферы на структуру бактериального сообщества [48].

Однако большая часть поверхности антарктических оазисов лишена протяженных органо-аккумулятивных горизонтов, ризосферы и почвенной мезофауны [8, 44]. При этом многие антарктические почвы, имеющие как обычные, так и

гиполитные органо-аккумулятивные горизонты, изобилуют водорослями, которые часто встречаются в наиболее увлажненных местах наряду со мхами и лишайниками и участвуют в процессах почвообразования [14]. Микробные биопленки нередко формируются при значительном, а иногда и преимущественном участии азотфиксирующих гетеротрофных бактерий и цианобактерий, способных фиксировать атмосферный азот и снабжать микробные комплексы почв антарктических оазисов органическим веществом и азотом [5, 15, 18, 20]. При этом компоненты органического вещества микробного происхождения участвуют в процессах биохимического выветривания, новообразования минералов и оструктурирования минеральной массы. Подобные функции редуцированных гиполитных горизонтов Антарктиды сближают их с классическими почвами [5]. Таким образом, в Антарктиде строение почвенного профиля, включая мощность и расположение органо-аккумулятивного горизонта, определяется преимущественно той экологической нишей, которую занимают криптогамные растения и фотоавтотрофные микроорганизмы.

В последние годы опубликован огромный массив информации по составу и структуре микробиома наземных экосистем Антарктики, включая почвы [4–6, 13, 22, 28, 39], многолетнемерзлые породы [21, 24, 34], ледники [12, 40]. Однако пространственная организация подобных сообществ *in situ* и морфотипы доминирующих групп микроорганизмов остаются во многом неизученными. Согласно литературным данным, ранее исследовалось строение и таксономический состав микробных матов водных экосистем, таких как временные водоемы и большие озера [25, 35, 41]. В то же время систематическое исследование почвенной микробиоты с помощью стекол обрастания не проводилось. Практически нет информации о морфологии микроорганизмов, адгезированных на минеральных поверхностях, их пространственном расположении и скорости колонизации твердых субстратов.

Цель работы — изучение таксономического состава и пространственной организации микробных сообществ верхней части профиля антарктических почв, в том числе гиполитных, с помощью стекол обрастания.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследования. Исследовали почвы трех районов. Выбрали два антарктических объекта: прибрежный оазис Ларсеманн (Земля Принцессы Елизаветы) и зашельфовый оазис Ширмахера (Земля Королевы Мод). Это свободные ото льда сравнительно небольшие (площадью не более 50 км²) мелкосопочные территории Восточной Антарктиды. В качестве примера

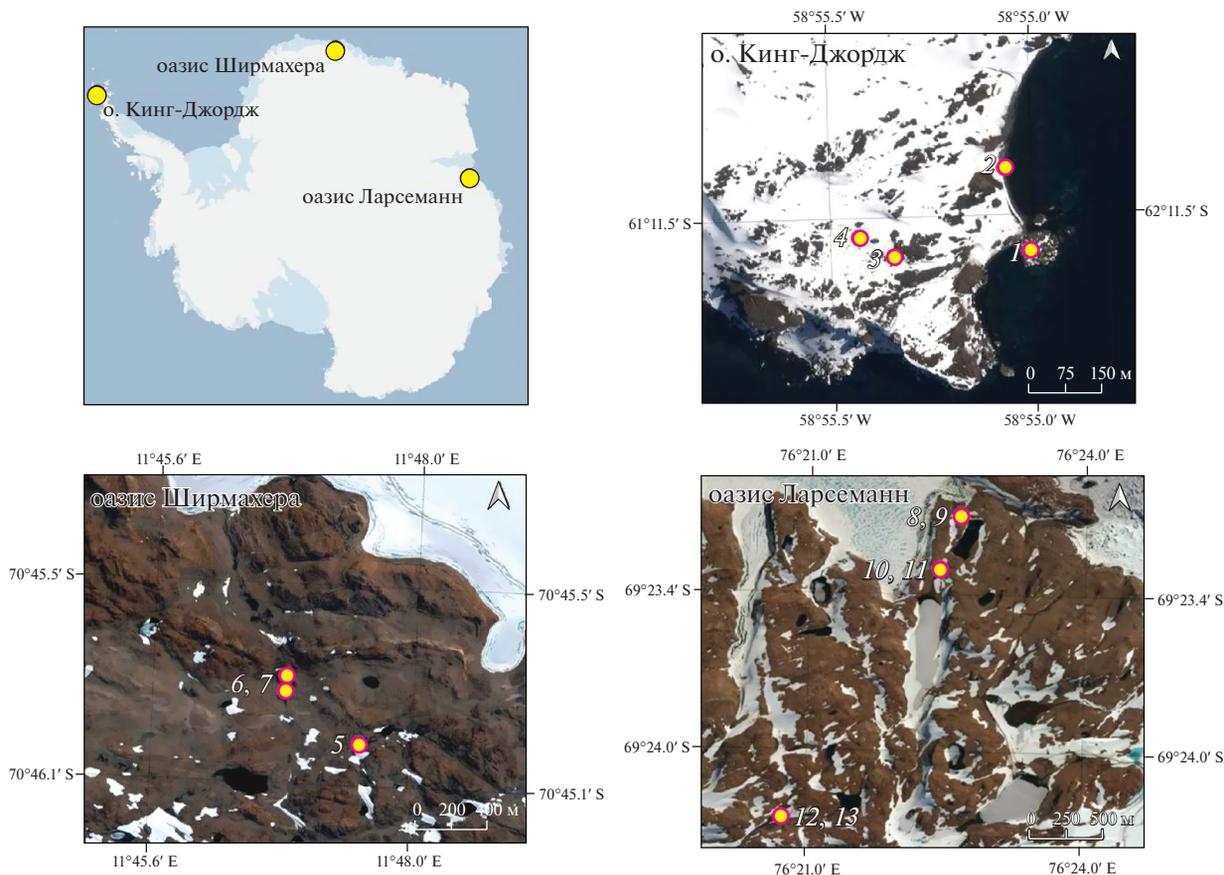


Рис. 1. Места установки стекол обрастания в почвах оазисов Ларсеманн, Ширмахера и на о. Кинг-Джордж (номера приведены в соответствии с индексацией в табл. 1).

почв, сформировавшихся в более мягком климате, исследовали почвы о. Кинг-Джордж (Южные Шетландские о-ва, расположенные в Южном океане в 120 км от Антарктического п-ова) (рис. 1).

Объекты выбрали так, чтобы охватить основные наземные антарктические экотопы с почвами, имеющими развитые органо-аккумулятивные горизонты: днища и склоны долин, питающихся талыми водами снежников, озерные котловины, наскальные “ванны”, морские террасы, а также гнездовья птиц (орнитогенные почвы активно изучаются в Антарктике [1]) и области распространения сосудистых растений (последние только на о. Кинг-Джордж). Известно, что для существования микроорганизмов важнее тип микроместообитания, чем общие свойства почвы или ландшафта, поэтому стекла в пределах экотопа закладывали в разные микролокусы: разрастания мхов, лишайников и др. Описание биотопов в точках исследования и название почв (по WRB [23]) в местах установки стекол приведены в табл. 1.

Методы исследований. Изучение развития микроорганизмов непосредственно в профиле антарктических почв проводили методом стекол

обрастания Холодного–Росси. Метод основан на способности микроорганизмов адгезироваться к твердым поверхностям и обрастать их, поскольку на границе раздела твердой и жидкой фаз концентрация питательных веществ повышается за счет процессов адсорбции [3]. Он позволяет смоделировать и описать процессы колонизации микроорганизмами минеральных поверхностей, в частности, их прикрепление к полупрозрачным зернам кварца и других минералов в гиполитном горизонте под “каменной мостовой”. Простерилизованные сухим жаром предметные стекла (75 × 25 мм) устанавливали в вертикальном положении непосредственно под дневной поверхностью в почвенную толщу на глубину, равную ширине стекла. В каждой точке исследования одновременно размещали несколько стекол. В оазисе Ширмахера экспонирование начали в марте 2009 г., на о. Кинг-Джордж – в феврале 2010 г., а в оазисе Ларсеманн – в марте 2010 г.

В оазисе Ширмахера с целью оценки скорости колонизации минеральных зерен микроорганизмами установленные стекла (9 шт. в одной точке) извлекали из почвы в разные годы: по 3 стекла сняли в феврале 2010, 2011 и 2014 гг. (1, 2 и 5 лет

Таблица 1. Характеристика сообществ микроорганизмов на стеклах обрастания

№	Район	Координаты	Биотоп (название почв по WRB [23])	Описание сообщества микроорганизмов
1	о. Кинг-Джордж (ст. Беллинггаузен)	62°11'30.3" S; 58°55'02.3" W	Небольшой останец на уровне первой морской террасы (6 м над ур. м.), рельеф скалистый, с выположенными террасированными участками между скалами. Дренажированность удовлетворительная. Разрастания <i>Deschampsia antarctica</i> площадью до 10 м ² . Почва – литозем посторнитокпрогенный (Lithic Leptosol (Humic, Ornithic))	Обильно представлены разнообразные микроорганизмы: среди водорослей доминируют нитчатые безгетероцистные цианобактерии (преимущественно представители пор. <i>Oscillatoriales</i> (cf. <i>Microcoleus</i> sp./ <i>Phormidium</i> sp. и <i>Leptolyngbya</i> sp.)); наблюдались скопления диатомовых водорослей cf. <i>Planothidium</i> sp., <i>Pseudostaurisira</i> sp./ <i>Pinnularia</i> sp (отдел <i>Bacillariophyta</i> , кл. <i>Bacillariophyceae</i> , пор. <i>Cocconeidales</i>). Микромицеты представлены гиалиновым и меланизированным мицелием (доля споровых форм не велика, встречаются прорастающие споры). Наблюдается большее количество гетеротрофных бактерий не только вокруг водорослей, но и на свободных от фототрофов участках стекол. Отмечены перья птиц, нематоды, панцирные клещи, разлагающиеся листья щучки антарктической
2		62°11'24.4" S; 58°55'05.1" W	Подножие небольшого останца на уровне первой морской террасы (8 м над ур. м.), склон северной экспозиции. Микро-рельеф каменистый с отдельными останцами. Дренажированность удовлетворительная. Тонкий покров, водоросли <i>Prasiola</i> sp. Почва – литозем посторнитокпрогенный (Hyperskeletal Leptosol (Fertic, Ornithic))	Микробные обрастания однообразные, но обильные. Доминирует зеленая водоросль <i>Prasiola</i> sp. (отдел <i>Chlorophyta</i> , кл. <i>Trebouxiophyceae</i> , пор. <i>Prasiolales</i>), представленная как в пла-стинчатой, так и в нитчатой форме. Отмечены диатомовые микроводоросли <i>Luticola</i> sp. (отдел <i>Bacillariophyta</i> , кл. <i>Bacillariophyceae</i> , пор. <i>Naviculales</i>), а также множество перьев птиц. Мицелий микромицетов и их споры не обнаружены
3		62°11'30.4" S; 58°55'21.3" W	Абсолютная высота 72 м над ур. м. Небольшой перевал между двумя распадками, вершина гребня. Средневысотный уровень. Микро-рельеф останцово-каменистый. Дренажированность территории нормальная. На крупных камнях черные подушки мхов и паразитирующие на них лишайники <i>Usnea antarctica</i> , растущие между камнями. Почва – литозем серогумусовый (Hyperskeletal Leptosol (Humic))	Среди водорослей доминировали цианобактерии – представители пор. <i>Oscillatoriales</i> (<i>Leptolyngbya</i> sp., cf. <i>Phormidium</i> sp.) и диатомовые микроводоросли кл. <i>Bacillariophyceae</i> (до уровня рода не определены). Встречались участки обрастания со сплошными разрастаниями диатомовых водорослей. Было отмечено присутствие зеленых макрофитов <i>Prasiola</i> sp. Наблюдался микроскопический гиалиновый мицелий
4		62°11'29.1" S; 58°55'25.6" W	Абсолютная высота 72 м над ур. м. Долина в нижней части террасированного слабого склона (1°–3°), средневысотный уровень, восточная экспозиция. Рельеф каменисто-осыпной, в пологой части – флювиальной природы. Дренажированность территории слабая. Обильный мощный покров из зеленых мхов. Почва – литозем органо-аккумулятивный (Hyperskeletal Leptosol (Humic))	Наблюдалась остатки листоватых мхов, а также обильная и разветвленная сеть несородосиющего меланизированного мицелия с многочисленными анастомозами. По форме отдельных конидий предположительно аскомицет сем. <i>Magarothaceae</i> . Водорослей практически нет (возможно, их затеняет покров зеленых мхов). Отмечены единичные клетки диатомовых водорослей cf. <i>Pinnularia</i> sp. (пор. <i>Naviculales</i>)

Таблица 1. Продолжение

№	Район	Координаты	Биотоп (название почв по WRB [23])	Описание сообщества микроорганизмов
5	Оазис Ширмахаера (ст. Новолазаревская)	70°45'58.2" S; 11°47'35.3" E	Долина озера № 113 юго-восточный борт, склон северозападной экспозиции. Участок вдоль многолетних наветренных снежников, с которых в летнее время текут ручьи. Обильные разрастания зеленых мхов, проективное покрытие 25–90%, большая часть мертвые. На поверхности мертвых мхов отмечается рост черного и белого накипных лишайников. Почва – псаммозем (Epileptic Cryosol (Skeletal, Oxyaquic, Arenic))	Остатки мхов (стебли, протонема и ризоиды) внутри которых отмечены меланизированные грибные гифы (возможно, эндопаразитизм). В разных повторностях на стекле преобладал только один морфотип мицелия микромицета (меланизированный или гиалиновый). Наблюдалось прорастание соредий лишайников грибным мицелием. Доля спор и хламидоспор невелика. Встречались споры и спороношение у <i>Vipolaris</i> sp. Отмечались меланизированные blastoconидии (возможно <i>Verrucosporium</i>), аскоспоры гипокрейнных грибов, меланизированные споры плейосторового гриба (возможно <i>Cordana</i> sp. или близкий род). Отмечены нитчатые зеленые водоросли <i>Klebsormidium</i> sp. (отдел Charophyta, пор. <i>Klebsormidiales</i>), но преобладали одноклеточные коккоидные эукариотические водоросли. Встречалась ориентация коккоидных водорослей вдоль грибных гиф. Цианобактерий крайне мало – отдельные представители пор. <i>Chroococcales</i> (<i>Gloeocapsa</i> cf. <i>salignea</i> / <i>Gloeocapsopsis</i> sp.) и пор. <i>Oscillatoriales</i> (<i>Tolythrix</i> sp./ <i>Nassalia</i> sp.)
6		70°45'45.3" S; 11°46'50.2" E	Северный каменистый берег оз. Черного, у тылового шва котловины. Разреженная ассоциация зеленых мхов с лишайниками, проективное покрытие до 90%. На поверхности мертвого мха растет накипный лишайник. Признаки гнездовья южно-полярных поморников: обильный помет, перья и кости снежных буревестников, а также птенцов поморника. Почва – псаммозем (Endoleptic Cryosol (Skeletal, Oxyaquic, Arenic))	Наблюдались остатки листостебельных мхов. Среди фотогенов преобладали коккоидные микроводоросли и нитчатые цианобактерии пор. <i>Nostocales</i> (<i>Stigonema</i> sp., <i>Scytonema</i> sp., <i>Nostoc</i> sp., <i>Calothrix</i> sp.), пор. <i>Oscillatoriales</i> (<i>Oscillatoria</i> sp./cf. <i>Phormidium</i> sp., <i>Lepolyngya</i> sp.) и пор. <i>Chroococcales</i> (cf. <i>Gloeocapsa</i> sp.). Микромицеты (предположительно <i>Thielaviopsis</i> sp.) представлены меланизированным хламидо-споробразующим мицелием. Отмечены спораносцы с оторвавшимися спорами на синнеме (коремии) у cf. <i>Thielaviopsis</i> sp. и прорастающие споры cf. <i>Anelospora</i> sp. или cf. <i>Spermospora</i> sp. (либо близких родов). Доля спор невелика. Регистрировали прорастание соредий лишайника мицелием и проникновение грибного мицелия в нити живых нитчатых цианобактерий <i>Stigonema</i> sp.
7		70°45'48.0" S; 11°46'49.7" E	Полигональный участок структурного грунта в южной части приозерного понижения оз. Черного с выраженными руслами временных водотоков. Разреженный моховой покров. Проективное покрытие 15–50%. Живые дерновинки составляют около 25% от общего проективного покрытия мха. Корочки водорослей или накипные лишайники на поверхности мертвых дерновинок. Проективное покрытие водорослей (в том числе растущих на поверхности мха) до 5–7%. Встречаются кости мелких птиц. Почва – псаммозем мерзлотный (Turbic Cryosol (Oxyaquic, Arenic, Eutric))	Сходный таксономический состав с точкой 5, но микромицетов гораздо меньше. Микромицеты представлены преимущественно мицелием. Среди фотогенов доминировали представители коккоидных и нитчатых зеленых водорослей (отдел <i>Chlorophyta</i>) наряду с одноклеточными (cf. <i>Gloeocapsa</i> sp., <i>Chroococcus</i> sp.) и нитчатыми (cf. <i>Phormidium</i> sp.) цианобактериями

Таблица 1. Окончание

№	Район	Координаты	Биотоп (название почв по WRB [23])	Описание сообщества микроорганизмов
8	Оазис Ларсеманн (ст. Прогресс)	69°23'03.4" S; 76°22'38.2" E	Пологий склон скалы северной экспозиции; ветровое убежище с несколькими насаженными "ваннами" разной влажностности, диаметром ~1.5–2 м; заполненными средне- и крупнозернистым песком, щебнем и крупными обломками – продуктами выветривания гранито-гнейсов. Выше по склону многолетний снежник – источником талой воды. Переувлажненная насаженная "ванна" с биопленками водорослей в гиполитном горизонте, которые местами выходят на поверхность между крупными фрагментами каменной мостовой в виде черных биопленок Почва – псаммозем (Oxuaquic Cryosol (Arenic))	Отмечено обрастания стекол микроводорослями и микромилетами. Единичные коккоидные и нитчатые цианобактерии, неадгезированные к стеклу (захваченные из почвы, так как располагались не непосредственно на стекле, а на почвенных частях)
9		69°23'03.6" S; 76°22'37.2" E	То же место, что и точка 8, но стекла установлены в тонкий (1–2 см) гиполитный горизонт сухой насаженной "ванны", который заселен водорослями. Почва – псаммозем (Skeletal Cryosol (Arenic))	Стекло не обрастает микроводорослями и микромилетами. Отмечены микроколони одноклоточных цианобактерий на частицах песка и минералов, не перешедшие на время экспозиции на стекла обрастания
10		69°23'16.4" S; 76°22'22.2" E	Днище влажной долины между озерами Рейд и Скандрет, структурные грунты. Мерзлотный полигон с сообществами мхов и водорослей. Почва – псаммозем (Oxuaquic Turbic Cryosol (Arenic))	Остатки мхов. Среди водорослей присутствуют цианобактерии: нитчатые представители пор. <i>Oscillatoriales</i> (<i>Leptolyngbya</i> sp., <i>Stigonema</i> sp., <i>Phormidesmis</i> sp.), пор. <i>Nostocales</i> (<i>Calothrix</i> sp., <i>Nostoc</i> sp., <i>Tolythrix</i> sp.) и одноклеточные пор. <i>Chroococcales</i> (cf. <i>Gloeocapsa</i> sp.). Микромилеты отсутствуют
11		69°23'16.5" S; 76°22'22.1" E	Днище влажной долины между озерами Рейд и Скандрет, структурные грунты. Микродепрессия – трещина/ложбина между полигонами, заросшая мхами и водорослями, но их биомасса больше по сравнению с предыдущим образцом, так как микродепрессия лучше защищена от ветра, в ней скапливается снег, доступнее влага. Почва – псаммозем (Oxuaquic Turbic Cryosol (Arenic))	Среди фототрофов только нитчатые цианобактерии пор. <i>Oscillatoriales</i> (<i>Leptolyngbya</i> sp., <i>Phormidesmis nigrescens</i>) и пор. <i>Nostocales</i> (<i>Stigonema</i> sp., <i>Calothrix</i> sp., <i>Nostoc</i> sp.). У микромилетов наблюдается только микроцикл развития, цепочки хламидиоспор, возможно, паразитизм на цианобактериях; встречаются споры <i>Dothideomycetes</i> (cf. <i>Dendryphiopsis</i> sp.). Остатки мхов
12		69°24'15.2" S; 76°20'37.7" E	Днище влажной долины CALM, структурные грунты, полигональный участок с "каменной мостовой". На поверхности водоросли и развитые подушки мха. Почва – псаммозем (Oxuaquic Turbic Cryosol (Arenic))	Среди фототрофов доминируют нитчатые цианобактерии пор. <i>Oscillatoriales</i> (<i>Oscillatoria</i> sp./ <i>Phormidium</i> sp., <i>Leptolyngbya</i> sp., <i>Phormidesmis</i> sp.), пор. <i>Nostocales</i> (<i>Stigonema</i> sp., <i>Nostoc</i> sp.) и одноклеточные пор. <i>Chroococcales</i> (<i>Gloeocapsa</i> sp.). Встречаются диатомовые (<i>Pinnularia</i> sp. и <i>Luticola</i> sp.), десмидиевые (<i>Actinotaenium</i> sp.) Мицелий микромилетов встречается редко (наблюдается микроцикл развития и цепочки хламидиоспор)
13		69°24'15.3" S; 76°20'38.0" E	Днище влажной долины CALM, структурные грунты, полигональный участок с "каменной мостовой", на поверхности водоросли и подушки мха, но мхов меньше, чем в точке 12. Почва – псаммозем (Oxuaquic Turbic Cryosol (Arenic))	Доминируют нитчатые цианобактерии – представители пор. <i>Oscillatoriales</i> (<i>Leptolyngbya</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp./cf. <i>Phormidium</i> sp., <i>Phormidesmis</i> sp., <i>Lyngbya</i> sp.) и диатомовые <i>Pinnularia</i> sp. Мицелий микромилетов встречается редко (наблюдаются только небольшие цепочки хламидиоспор)

экспонирования соответственно). На о. Кинг-Джордж и в оазисе Ларсеманн стекла (4 шт. в одной точке) также экспонировали разное время. На о. Кинг-Джордж с учетом более мягкого климата и более высокой биологической активности для части образцов опыт продолжался всего 10 сут. В связи с утратой части материала в случае о. Кинг-Джордж анализировали лишь эти стекла, а в случае оазиса Ларсеманн — те, которые находились в почве 4 года и были сняты в 2014 г. При извлечении из почвы, хранении и транспортировке стекол старались не нарушить сформировавшиеся на них обрастания. Их либо фиксировали в пламени спиртовки в день прекращения экспонирования (оазис Ширмахера, о. Кинг-Джордж), либо замораживали и хранили при отрицательной температуре до момента попадания в лабораторию (оазис Ларсеманн). Микробные обрастания изучали методами световой микроскопии. Форму, размер и линейные параметры клеток описывали с помощью фазово-контрастных микроскопов DM2500 (Leica) и Биомед 6, оснащенных цифровой камерой (DCM-510). Морфометрическую обработку линейных размеров микроорганизмов осуществляли с помощью программы ScorePhoto v3.1 (<http://www.scoretek.com>). Объем клеток рассчитывали по методу подобия геометрической фигуры. Например, объем грибного мицелия рассчитывали, как цилиндр. Среднюю плотность клеток микроорганизмов приняли равной 1.1 г/см^3 , содержание сухого вещества — 20%. Сухую биомассу рассчитывали на 1 см^2 поверхности стекла.

Статистическая обработка данных. Интегральный анализ структуры биомассы микромицетов на стеклах обрастания, а также учет доли различных таксонов (%) среди водорослей в исследованных биотопах проводили методом главных компонент в программе Statistica 8. Результаты определения временной динамики концентрации сухой биомассы водорослей и микромицетов в расчете на см^2 стекла в точках 5–7 (оазис Ширмахера) представляли как среднее арифметическое \pm доверительные интервалы при $p = 0.95$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Разнообразие микроорганизмов, выявленных на стеклах обрастания. На стеклах наблюдались микробные обрастания во всех вариантах, кроме на скальных “ванн”, где они отсутствовали (точки 8 и 9). Обрастания были сформированы как гетеротрофными, так и фототрофными микроорганизмами. Краткая характеристика обрастаний приведена на рис. 2, 3 и в табл. 1. Для точек 5–7 (оазис Ширмахера), для которых проводили динамические наблюдения, данные приведены на момент 5 лет экспонирования. Различий в характере об-

растаний в период после года экспонирования не наблюдалось.

Гетеротрофные микроорганизмы представлены микромицетами и одноклеточными прокариотами. На стеклах обрастания не зафиксирован протяженный (длиной десятки мкм и более) мицелий актиномицетов. Подобный мицелий легко заметить на стеклах обрастания. Тем не менее, актиномицеты, способные образовывать протяженный мицелий, постоянно обнаруживают в почвах Антарктики [38]. Возможно, у актиномицетов развитие останавливается на стадии короткого мицелия, аналогично микроциклу развития у грибов.

Мицелий микромицетов зарегистрирован в обрастаниях на стеклах во всех трех районах исследования (точки 1, 3–7, 10–12). Во всех типах почв его морфологическое разнообразие было низко. Доминировал септированный тип мицелия, и только в одном образце отмечен ценциальный мицелий (точка 3). Пряжкового мицелия, характерного для базидиальных грибов в дикариотической стадии, не зарегистрировано. Как правило, на стеклах преобладал один морфотип меланизированного мицелия. На основании анализа морфологических признаков установлена таксономическая принадлежность некоторых микромицетов. Так, в оазисе Ширмахера на стеклах, экспонированных в почве под моховым сообществом из долины озера № 113, часто встречался представитель кл. *Dothideomycetes* (пор. *Pleosporales*) — *Bipolaris* sp. (рис. S1), в то время как в котловине оз. Черного — сапротрофный микромицет из кл. *Sordariomycetes* (пор. *Microascales*) — *Thielaviopsis* sp. (рис. S2). Признаками экстремальности местообитания для грибов являлось массовое распространение множественного хламидоспорообразования, поскольку частое высыхание и промерзание почвы требует постоянного и быстрого образования покоящихся структур для их выживания в экстремальных условиях (рис. S4). Одним из путей решения этой проблемы является обильное образование хламидоспор. Другим признаком экстремальности местообитания было зарегистрированное укорачивание жизненного цикла у грибов вплоть до микроцикла (рис. S5, S6). С другой стороны, иногда микромицеты наоборот образуют сложные морфологические структуры. В точке 6 у *Thielaviopsis* sp. регистрировали скопления спораносцев на мицелиальном тяжце: синнеме или коремии (рис. S3).

О потенциально низком таксономическом разнообразии почвенных микромицетов косвенно свидетельствует низкое разнообразие их споровых форм. Известно, что микромицеты, встречающиеся в прибрежной части Антарктиды и Антарктического п-ова, таксономически более разнообразны, чем на территории континенталь-

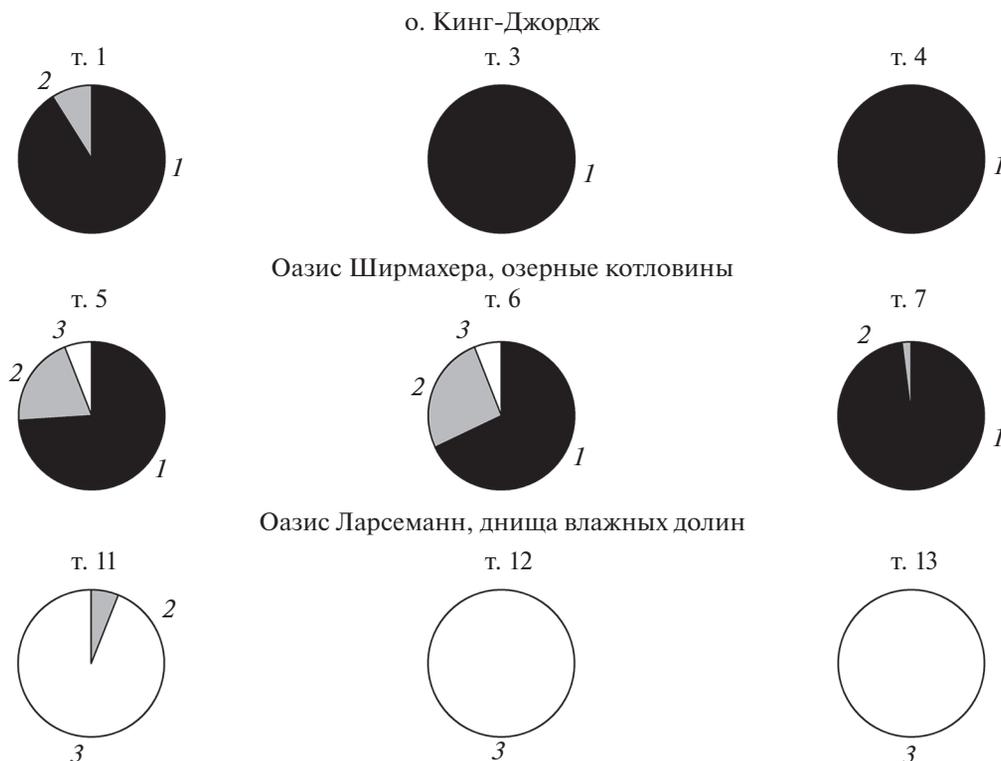


Рис. 2. Доля мицелия, хламидоспор и спор микромицетов на стеклах обрастания, %: 1 – мицелий, 2 – споры, 3 – цисты хламидоспор. Микромицеты не регистрировались о. Кинг-Джордж: т. 2 (разрастания *Prasiola* sp.), Оазис Ларсеманн: т. 8 (переувлажненная наскальная “ванна”), т. 9 (сухая наскальная “ванна”), т. 10 (мерзлотный полигон с сообществами мхов, водорослей и цианобактерий).

ной части [36]. Например, в многолетнемерзлых породах недалеко от станции Беллинсгаузен (о. Кинг-Джордж) обнаружено около 26 родов микромицетов, в то время как абсолютное меньшинство таксонов зарегистрировано в образцах гравия и песка в районе станции Прогресс (оазис Ларсеманн) [24].

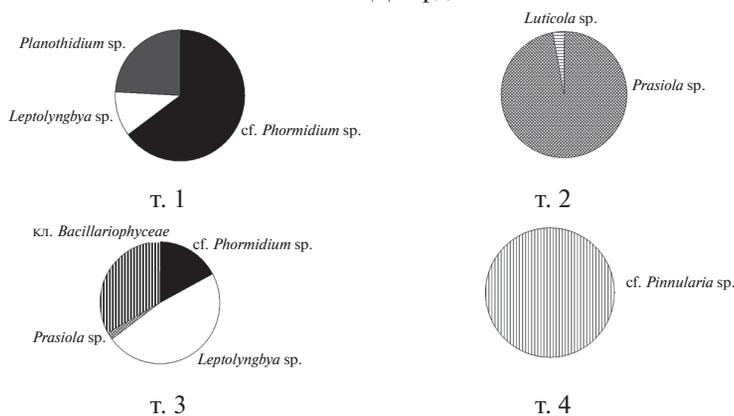
Фототрофы, представленные в почвах окисленными фотосинтетиками, относились к нитчатым и одноклеточным цианобактериям, а также диатомовым, зеленым и стрептофитовым эукариотическим микроводорослям. Среди цианобактерий на стеклах обрастания (рис. S7–S10), как и в целом в антарктических микробных консорциумах, преобладали нитчатые осцилляториевые (р. *Leptolyngbya*, *Phormidium*, *Phormidesmis*, *Microcoleus*, *Oscillatoria*, *Scytonema*) и гетероцистные (р. *Nostoc*, *Calothrix*, *Stigonema*, *Nodularia*, *Tolypothrix*, *Hassallia*) формы [41, 46]. В некоторых случаях цианобактерии удалось определить как *Lyngbya* cf. *antarctica* Gain./*Lyngbya* cf. *martensiana* Meneghini ex Gomont, *Phormidesmis nigrescens*, *Nostoc commune*, *Nostoc* cf. *sphaericum* Vaucher ex Ex Bornet et Flahault.

Полученные данные хорошо согласуются с ранее опубликованными, согласно которым среди почвенных цианобактерий в Антарктиде встреча-

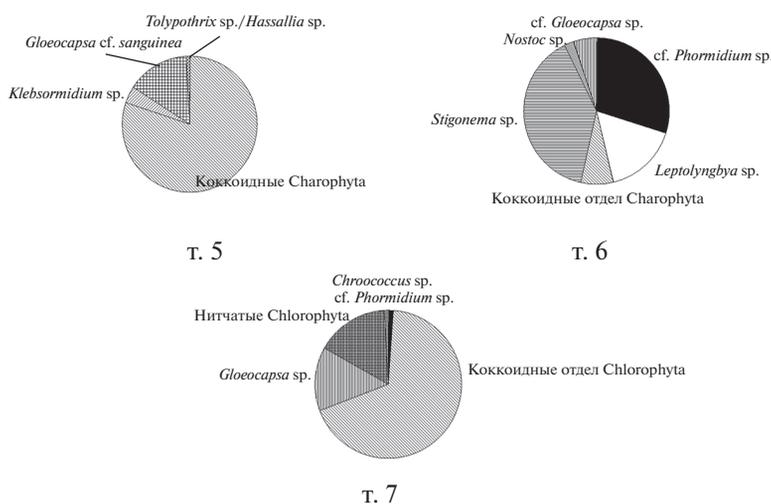
ются в основном представители родов *Oscillatoria*, *Microcoleus*, *Phormidium*, *Leptolyngbya*, *Nostoc*, *Anabaena*, *Microcystis* и *Synechococcus* [31, 49]. Многие авторы полагают, что именно нитчатые цианобактерии играют важную роль в формировании основы микробных биопленок [16, 25, 30]. Способные к азотфиксации цианобактерии считаются основными поставщиками азота в антарктические экосистемы [16, 25, 30, 32, 37]. Среди обнаруженных на стеклах обрастания нитчатых цианобактерий велика доля гетероцистных форм. Видимо, это указывает на дефицит азота в сообществе гиполитных микроорганизмов. О том, что в Антарктиде среди почвенных цианобактерий преобладают азотфиксаторы, писали ранее [29].

Кроме этого, на стеклах обрастания отмечены одноклеточные цианобактерии родов *Gloeocapsa*, *Gloeocapsopsis* и *Chroococcus*, которые часто встречаются в других антарктических экотопях [42, 46, 47]. Таким образом, на стеклах обрастания обнаружены цианобактерии большинства субсекций (пор. *Chroococcales*, *Oscillatoriales*, *Nostocales* и *Stigonematales*). Несмотря на то, что среди цианобактерий встречалось много образующих внеклеточный матрикс (например, *Gloeocapsa* sp. или *Nostoc* sp.), на стеклах обрастания не сформировались биопленки, занимающие площади в сотни и более мкм².

о. Кинг-Джордж



Оазис Ширмахера, озерные котловины



Оазис Ларсеманн, днища влажных долин

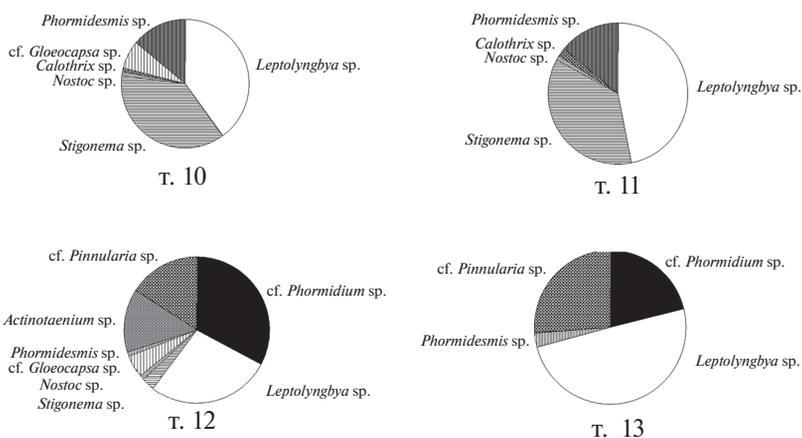


Рис. 3. Доля различных таксонов (%) среди водорослей в исследованных биотопах (в т. 8 и 9 – наскальные “ванны”, обрастания отсутствовали).

Формирование биопленок на стеклах обрастания часто ограничивается шаровидными микроколонииями (рис. S8). Это необычно, так как водорослевые биопленки обильно покрывают почвенные частицы исследованных горизонтов. Видимо,

протяженные колонии, наблюдаемые в биопленках антарктических оазисов, формируются за сроки, превышающие время экспозиции стекол.

Необходимо отметить, что не во всех антарктических почвах среди фотоавтотрофов преобла-

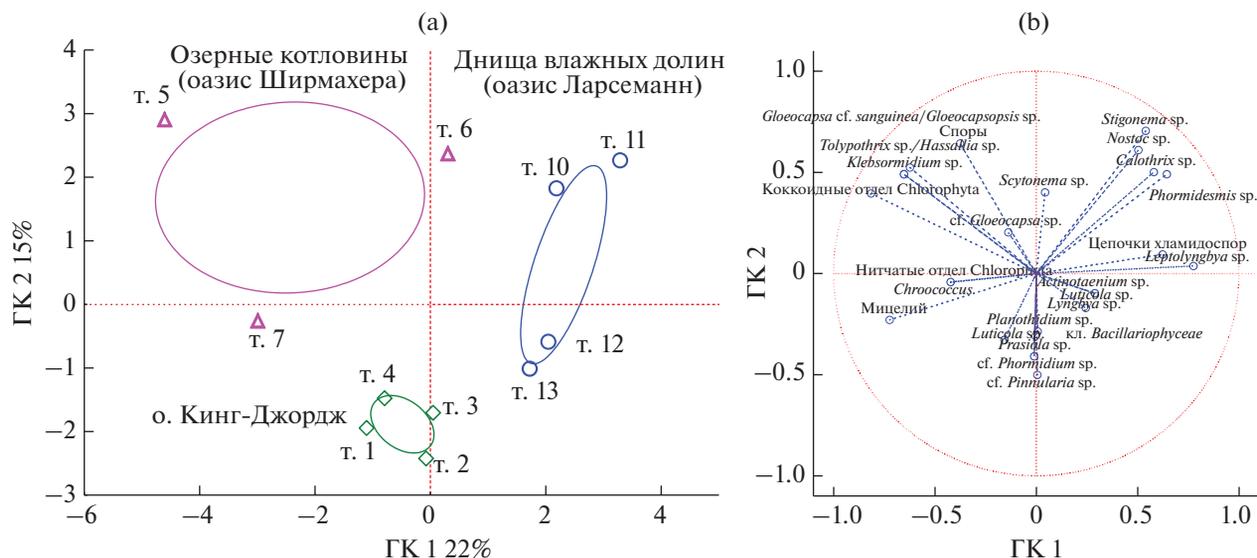


Рис. 4. Результаты анализа методом главных компонент доли мицелия, хламидоспор и спор микромицетов на стеклах обрастания, а также доли различных таксонов (%) среди водорослей в исследованных биотопах: а – взаиморасположение микробных комплексов в пространстве главных компонент 1 и 2; б – корреляция между главными компонентами и структурой биомассы микромицетов, а также долями таксонов водорослей.

дали цианобактерии. Так, в обрастаниях о. Кинг-Джордж (точка 2) и в оазисе Ширмахера (точки 5 и 7) фототрофный компонент был представлен преимущественно ассоциацией одноклеточных и нитчатых зеленых и стрептофитовых водорослей (в том числе *Zygnema* sp. и *Klebsormidium* sp.) (табл. 1). Интересно отметить доминирование пластинчатого таллома водоросли *Prasiola* sp. (отдел *Chlorophyta*, кл. *Trebouxiophyceae*) среди фототрофов орнитогенных почв в прибрежном районе о. Кинг-Джордж (точка 2) (рис. S11). Этот вид считается орнитофильным и часто встречается в местах притока воды и в окрестностях колоний пингвинов [33].

Для антарктических экосистем установлено, что доминирующим фототрофным компонентом водных микробных матов являются не только нитчатые цианобактерии, но и эукариотические микроводоросли (р. *Zygnema*, *Mougeotia* и *Klebsormidium*), а также диатомовые (р. *Navicula*, *Nitzsia*, *Pinnularia* и *Achnanthes*) [32, 40, 46]. Среди диатомовых водорослей на стеклах обрастания преобладали представители родов *Planorhynchium*, *Pseudostaurosira*, *Pinnularia* и *Luticola* (точки 2, 3, 13). Обнаруженные протяженные участки монодоминирования диатомовых водорослей (рис. S12) в обрастаниях точки 3 (о. Кинг-Джордж) не характерны для почв, но встречаются среди водных экотопов Антарктики [2]. В почвах диатомеи обычно обитают в слизи других водорослей.

В почве влажной долины оазиса Ларсеманн (точка 12) в число доминантов входила влаголюбивая стрептофитовая водоросль *Actinotaenium* sp. (кл. *Zygnematales*, пор. *Desmidiaceae*). Видимо,

это связано с возникновением временных водотоков на этой территории в период максимального таяния питающего долину снежника.

Интегральный анализ методом главных компонент доли мицелия, хламидоспор и спор микромицетов на стеклах обрастания (рис. 2), а также доли различных таксонов (%) среди водорослей в исследованных биотопах (рис. 3) показал, что существует две статистически значимые главные компоненты (на основании критерия Кайзера, графика Каменной осыпи и кросс-валидации), которые суммарно объясняют 37% дисперсии. Установлено, что микробные комплексы на стеклах обрастания объединяются в 3 группы: точки, расположенные на о. Кинг-Джордж; точки, расположенные в озерных котловинах оазиса Ширмахера; точки, расположенные во влажных долинах оазиса Ларсеманн (рис. 4а). Анализ корреляции главных компонент 1 и 2 с показателями относительно обилия микроорганизмов (рис. 4б) показал, что микробные сообщества, наблюдаемые в точках на о. Кинг-Джордж, отличались большей долей диатомовых среди водорослей и преобладанием грибного мицелия в структуре грибной биомассы. В озерных котловинах оазиса Ширмахера больше доля эукариотических водорослей и коккоидных сине-зеленых, а микромицеты представлены мицелием и спорами. Во влажных долинах оазиса Ларсеманн больше доля нитчатых цианобактерий, а грибы или отсутствуют, или представлены короткими цепочками хламидоспор. Отметим, что еще одну группу образуют наскальные “ванны” (точки 8, 9), в которых на стеклах не развилось микробное обрастание.

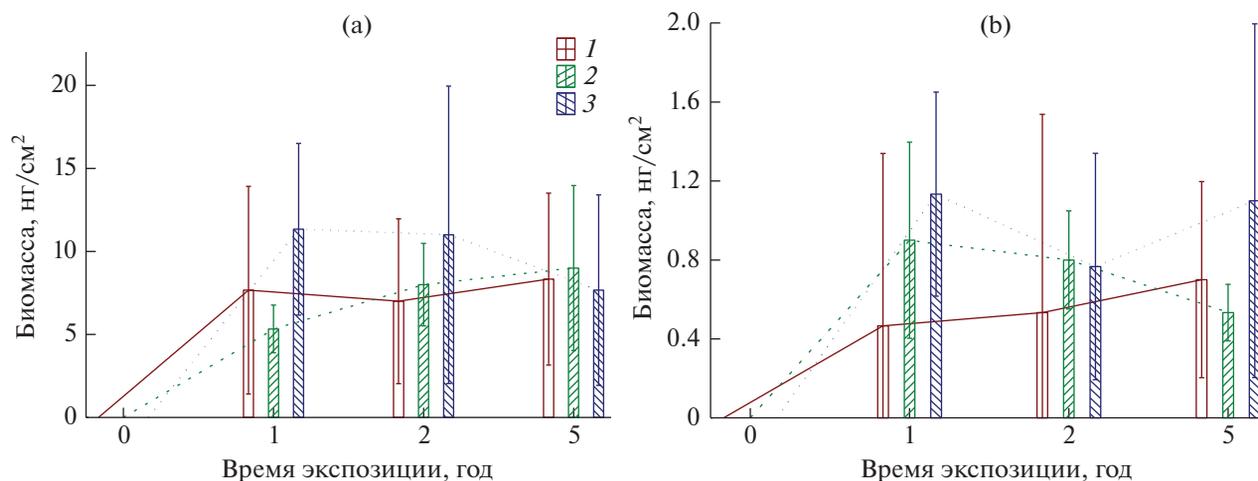


Рис. 5. Изменения во время экспонирования концентрации сухой биомассы водорослей (а) и микромицетов (б) в расчете на cm^2 стекла обрастания в точках 5–7 (оазис Ширмахера). Столбики – среднее арифметическое, усики – доверительные интервалы при $p = 0.95$. 1 – обильные разрастания мхов, точка 5, 2 – разреженные разрастания мхов и лишайников, точка 6, 3 – водно-моховые ассоциации, точка 7.

Скорость обрастания стекол. Наиболее важный и интересный результат, полученный в ходе эксперимента, касается скорости обрастания. Установлено, что в почвах о. Кинг-Джордж (точки 1–4) обильные микробные обрастания сформировались уже за первые 10 дней экспозиции. В гиполитных органо-аккумулятивных горизонтах влажной и сухой наскальных “ванн” (точки 8, 9) обрастания стекол не произошло даже за 4 года экспозиции ни на одном из 8 заложенных стекол. На стеклах встречались единичные микроколониции коккоидных и нитчатых (точка 8) цианобактерий, не адгезированных к стеклу (то есть не выросших во время экспозиции непосредственно на поверхности стекла обрастания), а случайно захваченных со стеклом из почвы на зернах минералов. И это несмотря на то, что гиполитные сообщества были прекрасно видны невооруженным глазом при установке стекол. Можно утверждать, что подобные гиполитные сообщества росли крайне медленно на протяжении времени экспозиции стекол. В почвах моховых и лишайниково-моховых сообществ с участием водорослей в оазисе Ширмахера (точки 5–7) обрастания достигали стационарного уровня через год после установки стекол (рис. 5). Отметим, что состав водорослевого блока и структура грибной биомассы не претерпевали изменений в течение последующих лет экспозиции. Видимо, каждый новый теплый сезон происходит обновление микробной биомассы, так как на стеклах, отобранных в конце теплого сезона (время сбора стекол обрастания февраль–март), часто наблюдаются обильные, но отмирающие разрастания фототрофов и микромицетов. Это означает, что микробные биопленки активно нарастают по крайней мере каждый сезон. Процессу обновле-

ния микробной биомассы способствуют и почвенные животные-микрофаги: простейшие, нематоды и панцирные клещи, обнаруженные на стеклах обрастания. Активное ежегодное нарастание биопленок в оазисе Ширмахера отмечается и для ручьев и временных водоемов [2]. Учитывая однотипность природных условий в оазисах Восточной Антарктиды, можно предположить, что и во влажных долинах оазиса Ларсеманн колонизация почвенными микроорганизмами стерильных поверхностей происходит уже в первый год экспонирования. В обоих оазисах изучаемые почвы долин насыщены влагой на протяжении всего вегетационного периода или большей его части. Вероятно, есть порог влажности, при котором происходит колонизация новых поверхностей. По всей видимости, он не был достигнут (или регулярно не достигался) в наскальных “ваннах” в период экспонирования стекол. В точке 8 во время установки стекол почва была влажная из-за таяния снежника, однако в последующие годы снежник мог изменить конфигурацию или исчезнуть, таким образом, отсутствие воды стало лимитирующим фактором для развития гиполитных сообществ. Нижние части влажных долин (точки 10–13) – гораздо более крупные геоморфологические структуры по сравнению с наскальными “ваннами” и могут аккумулировать значительные запасы снега. В теплый сезон они имеют постоянные источники увлажнения от крупных снежников. Вероятно, именно различиями в увлажненности объясняются выявленные различия между наскальными “ваннами” и днищами крупных долин.

Пространственно-временная организация обрастаний и взаимодействия между организмами. Стекла изымали примерно в один и тот же срок:

февраль—март, это позволило подметить еще одну временную особенность обрастаний — гетерохронность развития сообществ в условиях Антарктики. Предположительно, она связана с разным временем достижения благоприятной температуры и влажности в различных микролокусках. Эта особенность хорошо видна по морфологии фототрофов и микромицетов. Так, у микромицетов в одних обрастаниях в большом количестве встречались прорастающие споры (точка 1), в других — вегетирующий мицелий (точка 4), в третьих — конидиальное спороношение (точка 5), в четвертых — только покоящиеся споры (точка 12). Физиологическое состояние водорослей также сильно различалось. На одних стеклах, заложенных в оазисе Ширмахера, встречались активно вегетирующие водоросли, на других — отмирающие. Возможно, именно гетерохронностью объясняется то, что в одних обрастаниях мицелий микромицетов обилен (точки 1, 3–7, 10–11), а в других (точки 2, 8, 9, 12) он или отсутствовал, или был сильно угнетен (наблюдались короткие цепочки хламидоспор и отдельные стадии микроцикла развития).

На ряде стекол, заложенных в оазисах Ширмахера и Ларсеманн, колонизированных водорослями, максимум обрастания находился в центральной части стекла. Во втором случае это соответствует гиполитной экологической нише, в которой условия обитания менее экстремальные, чем на дневной поверхности.

Согласно полученным данным, цианобактерии и микромицеты в большинстве исследованных местообитаниях имеют защитную пигментацию буро-оливкового, коричневого и красного цвета (видимо, вследствие накопления каротиноидов и других УФ-протекторных веществ для защиты от высокого уровня солнечной радиации). Для защиты от ультрафиолетового излучения микроорганизмы используют пигменты — каротиноиды и фотопротекторные вещества, такие как глеокапсин, сцитонемин, микоспорин и меланин [50]. Например, в точке 13 (днище влажной долины CALM², оазис Ларсеманн) обнаружены тонкие осцилляториевые цианобактерии в черных чехлах. На основании этого характерного признака их удалось определить как *Phormidismis nigrescens* (рис. S13). Отмеченная закономерность в пигментации цианобактерий наземных экосистем ранее отмечена для некоторых цианобактерий водных матов оазисов Ширмахера и Ларсеманн [2].

Отмечено несколько примеров взаимодействий между организмами. Во-первых, это разви-

тие мицелия микромицетов и одноклеточных гетеротрофных прокариот в скоплениях живых и отмирающих водорослей. Это явление постоянно встречается в почве. В некоторых случаях взаимодействия принимали более интересные формы. Так, неоднократно отмечались коккоидные эукариотические водоросли, расположенные вдоль гиф микромицетов (рис. S15). Можно предполагать адгезию и рост водорослей вдоль гиф. Кроме этого, гифы микромицетов обнаружены в трихомах цианобактерии р. *Stigonema* (рис. S16) и в протонеме мхов (рис. S17). При этом в некоторых случаях наблюдали отдельные стадии микроцикла развития микромицета. Механизм и метаболические особенности подобных взаимодействий нам не известны, они могут быть изучены в дальнейшем на примере лабораторных модельных бинарных культур микромицет-фототроф (цианобактерия, микроводоросль или мох). Можно предположить, что в последних случаях имеет место паразитизм гриба на фототрофах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование микробных биопленок в контрастно различающихся биотопах Антарктики интересно тем, что они являются аналогами древних биопленок, существовавших на суше в период до массового распространения сухопутных беспозвоночных животных и растений. Исследования показали возможность и эффективность применения метода стекол обрастания в изучении микробного комплекса почв Антарктики: возможно выявить не только их таксономическое разнообразие, но и скорость колонизации субстрата, а также особенности морфологии и межорганизменных взаимодействий непосредственно в природных условиях, что нельзя изучить другими методами. Именно благодаря стеклам, заложенным в органо-аккумулятивные горизонты, удалось смоделировать прикрепление микроорганизмов к полупрозрачным зернам кварца и процесс колонизации микроорганизмами новых минеральных поверхностей. На примере почв оазиса Ширмахера установлено, что под развитым растительным покровом влажных долин этот процесс происходит быстро — в течение одного теплого сезона, а дальнейшее экспонирование принципиально не изменяет концентрацию микроорганизмов на поверхности. В условиях более мягкого климата и более развитой растительности о. Кинг-Джордж обрастание стекол происходит еще быстрее: в разгар вегетационного периода для этого достаточно нескольких суток. Эксперимент на внутрипочвенному экспонированию стерильных стекол позволил выявить особенности организации микробных сообществ (ориентация коккоидных эукариотических водорослей вдоль гиф микромицетов, образование микромицетами, с

² Условное название долины дано в связи с проведением в ней мониторинговых исследований в рамках международной программы “Циркумпольный мониторинг деятельного слоя” (Circumpolar Active Layer Monitoring – CALM).

одной стороны, упрощенных форм (микроцикл развития), с другой стороны, сложных морфологических структур (коремий) и т. д.).

Микробные комплексы в поверхностных и гиполитных органо-аккумулятивных горизонтах антарктических почв можно разделить по типу доминирующих микроорганизмов и физико-химическим условиям на следующие группы:

Первая группа. Разнообразные микробные комплексы о. Кинг-Джордж. Это микробный комплекс, сформировавшийся в почве под разрастаниями травянистого растения *Deschampsia antarctica* (точка 1, о. Кинг-Джордж). Он отличается от других исследованных объектов тем, что гетеротрофные бактерии не только расположены рядом с водорослями и растениями, но и встречаются отдельно. Это объясняется достаточным количеством пищевого субстрата – почвенного органического вещества. Встречаются зеленые микроводоросли, цианобактерии, микромицеты и беспозвоночные. В эту группу входит микробный комплекс прибрежной территории, сформировавшийся под влиянием более теплого (чем у побережья Антарктиды) моря и орнитологического фактора (точка 2, о. Кинг-Джордж), который отличается доминированием зеленой эукариотической водоросли *Prasiola* sp. Сюда попадают сплошные подушки живых мхов (точка 4, о. Кинг-Джордж). Из-за затенения мхами фототрофные микроорганизмы единичны, стекла обрастают гетеротрофными микроорганизмами: одноклеточными прокариотами и обильным мицелием микромицетов.

Вторая группа. Лишайниково-моховые, моховые и водорослево-моховые ассоциации (моховой покров разрежен). Расположены в оазисе Ширмахера (точки 5–7). На стеклах присутствуют признаки развития мхов: протонема, ризоиды и остатки листостебельных мхов. Отмечены соредии лишайников, иногда из соредий прорастает мицелий. Для этого типа обрастаний характерно большое разнообразие микроорганизмов: нитчатых и одноклеточных цианобактерий, одноклеточных зеленых микроводорослей, а также микромицетов (часто присутствует только один морфотип).

Третья группа. Моховые и водорослево-моховые ассоциации (точки 10–13), расположенные на дне влажных долин в оазисе Ларсеманн. Характерны обильные разрастания на стеклах цианобактерий, а также диатомовых и зеленых микроводорослей. Микромицетов мало, они сильно подавлены (регистрируется микроцикл развития).

Четвертая группа. Гиполитные микробные сообщества наскальных “ванн” сухих каменистых пустошей (точки 8 и 9 в оазисе Ларсеманн). Стекла не обрастают микроорганизмами даже за 4 года экспонирования. Обнаружены единичные шаровидные колонии одного вида цианобактерий

(предположительно *Gloeocapsa*) в полисахаридном внеклеточном матриксе, прилипшие к стеклу из почвенного субстрата, а не выросшие непосредственно на нем.

В заключение стоит отметить, что выявленные типы обрастаний минеральных поверхностей в антарктических почвах демонстрируют особенности существования сообществ микроорганизмов в климатически экстремальных условиях: не зафиксирован на стеклах обрастания протяженный (длинной десятки мкм и более) мицелий актиномицетов; цианобактерии в оазисах Ширмахера и Ларсеманн имеют защитную пигментацию буро-оливкового, коричневого и красного цвета (по-видимому, вследствие накопления каротиноидов и других УФ-протекторных веществ для защиты от высокого уровня солнечной радиации) и др. Исследованные сообщества содержат пул микроорганизмов, которые встречаются в эпилитных, водных местообитаниях и на поверхности мхов. Поэтому изученные горизонты почв содержат микроорганизмы, необходимые для поддержания биоразнообразия в вышеперечисленных смежных средах обитания. Таким образом, почвы Антарктики, несмотря на экстремальность условий, выполняют биосферную функцию по поддержанию разнообразия микроорганизмов в наземных экосистемах Антарктики.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Благодарим А.И. Ивашенко, Р.А. Чернова, В.А. Шишкова, Д.Г. Шмелева и А.В. Долгих за снятие стекол обрастания и м.н.с. Ботанического института им. В.Л. Комарова РАН С.В. Смирнову за помощь в идентификации водорослей.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа А.В. Якушева выполнена в рамках темы государственного задания “Почвенные микробиомы: геномное разнообразие, функциональная активность, география и биотехнологический потенциал”, № 121040800174-6 и при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, проект № 075-15-2021-1396. Работа Д.Г. Фёдорова-Давыдова и А.В. Лупачева выполнена в рамках государственного задания ИФХ и БПП РАН АААА-А18-118013190181-6. Работа Н.В. Величко и Д.Е. Рабочей поддержана финансированием в рамках проекта РНФ № 22-24-00590 “Биологическое разнообразие цианопрокариот в антарктических альго-бактериальных консорциумах”. Работа А.Ф. Белосохова выполнена в рамках темы государственного задания “Биологическое разнообразие и экология грибов и лишайников как основа рационального природопользования” № 121032300081-7. Работа Н.С. Мергелова выполнена в рамках государственного задания Института географии РАН АААА-А19-119022190169-5 (FMGE-2019-0006).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов Е.В., Парникоза И.Ю., Жиянски М., Янева Р., Лупачев А.В., Андреев М.П., Власов Д.Ю., Риано Дж., Харамильо Н.* Орнитогенный фактор почвообразования в Антарктике (обзор) // Почвоведение. 2021. № 4. С. 451–464. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2104002X>
2. *Смирнова С.В., Чаплыгина О.Я., Лукницкая А.Ф.* Сообщества водорослей водоемов оазиса Ширмахе-ра, Восточная Антарктида // Проблемы Арктики и Антарктики. 2020. Т. 66. № 2. С. 198–216. <https://doi.org/10.30758/0555-2648-2020-66-2-198-216>
3. *Якушев А.В.* Микромир почвы: тема урока в музее // Тр. гос. Дарвиновского музея Вып. XVIII. М., 2014. С. 203–215.
4. *Alekseev I., Zverev A., Abakumov E.* Microbial communities in permafrost soils of Larsemann Hills, eastern Antarctica: environmental controls and effect of human impact // Microorganisms. 2020. V. 8. № 8. P. 1202. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8081202>
5. *Barrett J.E., Virginia R.A., Wall D.H., Cary S.C., Adams B.J., Hacker A.L., Aislabie M.* Co-variation in soil biodiversity and biogeochemistry in northern and southern Victoria Land, Antarctica // Antarct. Sci. 2006. V. 18. P. 535–548. <https://doi.org/10.1017/S0954102006000587>
6. *Bajerski F., Wagner D.* Bacterial succession in Antarctic soils of two glacier forefields on Larsemann Hills, East Antarctica // FEMS Microbiol. Ecol. 2013. V. 85. P. 128–142. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12105>
7. *Belnap J., Weber B., Büdel B.* Biological soil crusts as an organizing principle in drylands // Biological soil crusts: an organizing principle in drylands. Ecological studies (analysis and synthesis). Switzerland: Springer, 2016. V. 226. P. 3–13. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30214-0_1
8. *Bockheim J.G.* Soil-forming factors in Antarctica // The Soils of Antarctica. Heidelberg: Springer, 2015. P. 5–20.
9. *Bowker M.A., Reed S.C., Maestre F.T., Eldridge D.J.* Biocrusts: the living skin of the earth // Plant and Soil. 2018. V. 429. P. 1–7. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3735-1>
10. *Bottos E.M., Scarrow J.W., Archer S.D.J., McDonald I.R., Cary S.C.* Bacterial community structures of Antarctic soils // Antarctic terrestrial microbiology: physical and biological properties of Antarctic soil habitats. Berlin: Springer. 2014. P. 9–35.
11. *Büdel B., Colesie C.* Biological soil crusts // Antarctic terrestrial microbiology: physical and biological properties of Antarctic soil habitats. Berlin: Springer, 2014. P. 131–161.
12. *Cameron K.A., Hodson A.J., Osborn A.M.* Structure and diversity of bacterial, eukaryotic and archaeal communities in glacial cryoconite holes from the Arctic and the Antarctic // FEMS Microb. Ecol. 2012. V. 82(2). P. 254–267. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01277.x>
13. *Cary S.C., McDonald I.R., Barrett J.E., Cowan D.A.* On the rocks: the microbiology of Antarctic Dry Valley soils // Nat. Rev. Microbiol. 2010. V. 8(2). P. 129–138. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2281>
14. *Cowan D.A., Sohm J.A., Makhalyane T.P., Capone D.G., Green T.G., Cary S.C., Tuffin I.M.* Hypolithic communities: important nitrogen sources in Antarctic desert soils // Env. Microbiol. Rep. 2011. V. 3. P. 581–586. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2011.00266.x>
15. *Cowan D.A.* Introduction // Antarctic terrestrial microbiology: physical and biological properties of Antarctic soil habitats. Berlin: Springer, 2014. P. 1–8.
16. *Christmas N.A.M., Anesio A.M., Sanchez-Baracaldo P.* Multiple adaptations to polar and alpine environments within cyanobacteria: a phylogenomic and Bayesian approach // Front. Microbiol. 2015. V. 6. P. 1070. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01070>
17. *De los Ríos A., Cary C., Cowan D.* The spatial structures of hypolithic communities in the Dry Valleys of East Antarctica // Pol. Biol. 2014. V. 37(12). P. 1823–1833. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1564-0>
18. *Fernández-Martínez M.Á., García-Villadangos M., Moreno-Paz M., Gangloff V., Carrizo D., Blanco Y., González S. et al.* Geomicrobiological heterogeneity of lithic habitats in the extreme environment of Antarctic nunataks: a potential early Mars analog // Front. Microbiol. 2021. V. 12. P. 10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.670982>
19. *Ganzert L., Lipski A., Hubberten H.-W., Wagner D.* The impact of different soil parameters on the community structure of dominant bacteria from nine different soils located on Livingston Island, South Shetland Archipelago, Antarctica // FEMS Microb. Ecol. 2011. V. 76. P. 476–491. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01068.x>
20. *Garrido-Benavent I., Perez-Ortega S., Duran, J., Ascaso C., Pointing S. B., Rodriguez-Cielos R., Navarro F., De los Ríos A.* Differential colonization and succession of microbial communities in rock and soil substrates on a maritime Antarctic glacier Forefield // Front. Microbiol. 2020. V. 11. P. 126. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00126>
21. *Gilichinsky D.A., Wilson G.S., Friedmann E.I., McKay C.P., Sletten R.S., Rivkina E.M., Vishnivetskaya T.A. et al.* Microbial populations in Antarctic permafrost: biodiversity, state, age, and implication for astrobiology // Astrobiology. 2007. V. 7(2). P. 275–311. <https://doi.org/10.1089/ast.2006.0012>
22. *Herbold C.W., McDonald I.R., Cary S.C.* Microbial Ecology of Geothermal Habitats in Antarctica // Antarctic terrestrial microbiology. Berlin: Springer, 2014. P. 181–216.
23. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating leg-

- ends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome, 2015.
24. Kochkina G., Ivanushkina N., Ozerskaya S., Chigineva N., Vasilenko O., Firsov S., Spirina E., Gilichinsky D. Ancient fungi in Antarctic permafrost environments // FEMS Microbiol. Ecol. 2012. V. 82(2). P. 501–509. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01442.x>
 25. Koo H., Mojib N., Hakim J.A., Hawes I., Tanabe Y., Andersen D.T., Bej A.K. Microbial communities and their predicted metabolic functions in growth laminae of a unique large conical mat from Lake Untersee, East Antarctica // Frontiers Microbiol. 2017. V. 8. P. 1347. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01347>
 26. Lambrechts S., Willems A., Tahon G. Uncovering the uncultivated majority in Antarctic soils: toward a synergistic approach // Front. Microbiol. 2019. V. 10. P. 242. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00242>
 27. Mergelov N., Dolgikh A., Shorkunov I., Zazovskaya E., Soina V., Yakushev A., Fedorov-Davydov D., Pryakhin S., Dobryansky A. Hypolithic communities shape soils and organic matter reservoirs in the ice-free landscapes of East Antarctica // Sci. Rep. 2020. V. 10(1). P. 10277. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67248-3>
 28. Niederberger T.D., McDonald I.R., Hacker A.L., Soo R.M., Barrett J.E., Wall D.H., Cary S.C. Microbial community composition in soils of Northern Victoria Land // Antarctica. Env. Microbiol. 2017. V. 10. P. 1713–1724. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2008.01593.x>
 29. Pandey K.D., Shukla S.P., Shukla P.N., Giri D.D., Singh J.S., Singh P., Kashyap A.K. Cyanobacteria in Antarctica: ecology, physiology and cold adaptation // Cell. Mol. Biol. 2004. V. 50(5). P. 575–584. <https://doi.org/10.1170/T547>
 30. Pessi I.S., Maalouf P.D.C., Laughinghouse H.D., Bau-rain D., Wilmotte A. On the use of high-throughput sequencing for the study of cyanobacterial diversity in antarctic aquatic mats // J. Phycol. 2014. V. 52. P. 356–368. <https://doi.org/10.1111/jpy.12399>
 31. Pearce D.A., Newsham K.K., Thorne M.A., Calvo-Bado L., Krsek M., Laskaris P., Hodson A., Wellington E.M. Metagenomic analysis of a southern maritime Antarctic soil // Front. Microbiol. 2012. V. 3. P. 403. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00403>
 32. Prieto-Barajas C.M., Valencia-Canterob E., Santoyo G. Microbial mat ecosystems: structure types, functional diversity, and biotechnological application // Electron. J. Biotechnol. 2018. V. 31. P. 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2017.11.001>
 33. Putzke J., Pereira A.B. The Antarctic Mosses with special reference to the South Shetland Islands. Canoas: Edulbra, 2001. 186 p.
 34. Rego A., Raio F., Martins T.P., Ribeiro H., Sousa A.G.G., Senecca J., Baptista M.S. et al. Actinobacteria and cyanobacteria diversity in terrestrial Antarctic microenvironments evaluated by culture-dependent and independent methods // Front. Microbiol. 2019. V. 10. P. 1018. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01018>
 35. Rochera C., Fernández-Valiente E., Van de Vijver B., Rico E., Toro M., Vincent W.F., Quesada A., Camacho A. Community structure and photosynthetic activity of benthic biofilms from a waterfall in the maritime Antarctica // Polar Biol. 2013. V. 36. P. 1709–1722. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1388-3>
 36. Rosa L.H., Zani C.L., Cantrell C.L., Duke S.O., Van Dijk P., Desideri A., Rosa C.A. Fungi in Antarctica: diversity, ecology, effects of climate change, and bio-prospection for bioactive compounds // Fungi of Antarctica. Switzerland: Springer Cham, 2019. P. 1–17.
 37. Singh S.M., Elster J. Cyanobacteria in Antarctic Lake environments // Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments. Dordrecht: Springer, 2007. P. 303–320.
 38. Silva L.J., Crevelin E.J., Souza D.T., Lacerda-Júnior G.V., De Oliveira V.M., Ruiz A.L.T.G., Rosa L.H., Moraes L.A.B., Melo I.S. Actinobacteria from Antarctica as a source for anticancer discovery // Sci Rep. 2020. V. 10. P. 13870. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69786-2>
 39. Severgnini M., Canini F., Consolandi C., Camboni T., D'Acqui P.L., Mascalchi C., Ventura S., Zucconi L. Highly differentiated soil bacterial communities in Victoria Land macro-areas (Antarctica) // FEMS Microbiol. Ecol. 2021. V. 97. P. 7. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab087>
 40. Sommers P., Darcy J.L., Gendron E.M., Stanish L.F., Bagshaw E.A., Porazinska D.L., Schmidt S.K. Diversity patterns of microbial eukaryotes mirror those of bacteria in Antarctic cryoconite holes // FEMS Microbiol. Ecol. 2018. V. 94(1). P. 167. <https://doi.org/10.1093/femsec/fix167>
 41. Sumner D.Y., Jungblut A.D., Hawes I., Andersen D.T., Mackey T.J., Wall K. Growth of elaborate microbial pinnacles in Lake Vanda, Antarctica // Geobiology. 2016. V. 14(6). P. 556–574. <https://doi.org/10.1111/gbi.12188>
 42. Taton A., Grubisic S., Brambilla E., De Wit R., Wilmotte A. Cyanobacterial diversity in natural and artificial microbial mats of lake Fryxell (McMurdo Dry Valleys, Antarctica): a morphological and molecular approach // Appl. Env. Microbiol. 2003. V. 69(9). P. 5157–5169. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.9.5157-5169.2003>
 43. Teixeira L., Peixoto R., Cury J., Sul W.J., Pellizari V.H., Tiedje J., Rosado A.S. Bacterial diversity in rhizosphere soil from Antarctic vascular plants of Admiralty Bay, maritime Antarctica // ISME J. 2010. V. 4. P. 989–1001. <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.35>
 44. Ugolini F.C., Bockheim J.G. Antarctic soils and soil formation in a changing environment: a review // Geoderma. 2008. V. 144(1–2). P. 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.10.005>
 45. Velichko N.V., Smirnova S.V., Averina S.G., Pinevich A.V. A survey of Antarctic cyanobacteria // Hydrobiologia. 2021. V. 848(11). P. 1–26. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04588-9>
 46. Warwick F.V., Quesada A. Cyanobacteria in the cryosphere: snow, ice and extreme cold // Ecology of Cyanobacteria II. Dordrecht: Springer, 2012. P. 387–399.
 47. Wood S.A., Mountfort D., Selwood A.I., Holland P.T., Puddick J., Cary S.C. Widespread distribution and identification of eight novel microcystins in Antarctic cyanobacteria mats // Appl. Env. Microbiol. 2008. V. 74. P. 7243–7251.

48. Yergeau E. Fell-field soil microbiology / In: Cowan D. (ed) Antarctic terrestrial microbiology. Berlin-Heidelberg: Springer, 2014. P. 115–129.
49. Yergeau E., Newsham K.K., Pearce D.A., Kowalchuk G.A. Patterns of bacterial diversity across a range of Antarctic terrestrial habitats // *Env. Microbiol.* 2007. V. 9. P. 2670–2682.
<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01379.x>
50. Zakhia F., Jungblut A.-D., Taton A., Vincent W.F., Wilmotte A. Cyanobacteria in cold environments // *Psychrophiles: from biodiversity to biotechnology*. Heidelberg: Springer-Verlag, 2008. P. 121–135.

Organization of Microbial Communities in Soils: Experiment with Fouling Glasses in Extreme Terrestrial Landscapes of Antarctica

A. V. Yakushev¹*, N. V. Velichko², D. G. Fedorov-Davydov³, N. S. Mergelov⁴, A. V. Lupachev³, D. E. Rabochaya², A. F. Belosokhov¹, and V. S. Soina¹

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

²*St. Petersburg State University, St. Petersburg, 199178 Russia*

³*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

⁴*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

*e-mail: a_yakushev84@mail.ru

The study of microbial complexes in organoaccumulative horizons of Antarctic soils (Cryosols, Leptosols) at the Larsemann Hills, Schirmacher oases, and King George Island was carried out by the fouling glass method. The method allows to study the taxonomic composition of microorganisms, features of their morphology, interorganismal interactions and spatial organization of the complex of microorganisms, as well as to simulate the processes of colonization of mineral surfaces. The microbial complex in different samples and in different years was in the same period of sample collection at different stages of development. Microscopic mycelium of fungi is not abundant in all algae and moss associations, in some it is practically absent. Among algae in a number of habitats, not cyanobacteria dominate, but eukaryotic algae: diatoms, green and streptophytes. The totality of the complex features indicate the extremity of the habitat: one morphotype of melanized fungal mycelium dominates in a particular sample; there is no diversity of spore forms, which indirectly indicates a low taxonomic diversity of fungi; multiple chlamyospore formation and development microcycle are common; among cyanobacteria, brown and reddish coloration is often found and the formation of biofilms on glasses is limited to microcolonies, while algal biofilms abundantly cover the soil of the studied horizons. Apparently, extended biofilms are formed in a time exceeding the exposure time of the glasses. Hypolithic communities did not colonize new habitats (glasses) for several years of exposure, unlike the bottoms of hydromorphic valleys and lake basins in oases (glasses overgrown in a year) and King George Island (glasses overgrown in 10 days).

Keywords: Antarctic soils, hypolithic horizons, biofilms, micromycetes

**АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ**

УДК 631.4

АЛЛЕЛОТОКСИЧНОСТЬ ПОЧВ (ОБЗОР)© 2022 г. И. В. Горепекин^а, *, Г. Н. Федотов^а, С. А. Шоба^а^аФакультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: decembrist96@yandex.ru

Поступила в редакцию 02.06.2022 г.

После доработки 20.06.2022 г.

Принята к публикации 29.06.2022 г.

Рассмотрены основные понятия, характеризующие накопление в почве аллелотоксичных соединений, обоснована необходимость изучения аллелотоксичности почв и способов уменьшения ее негативного влияния на растения. Показано, что основными источниками формирования почвенной аллелотоксичности выступают выделения растений, микроорганизмов, а также вещества, образующиеся при разложении растительных остатков. Рассмотрены различные классы веществ, являющиеся аллелотоксинами, приведены предполагаемые механизмы трансформации аллелотоксинов в почве, показаны возможности и ограничения существующих подходов к оценке почвенной аллелотоксичности. Сделан вывод о том, что в связи с трудностью получения информации о наличии аллелотоксинов методами химического анализа основными способами изучения этого явления должны служить методы биотестирования. На основе анализа литературных данных предложены пути снижения негативного влияния аллелотоксичности почв на растения, которые могут быть основаны на снижении концентрации аллелотоксинов (или их активности) в почвах или на границе семя–почва за счет закрепления аллелотоксинов на вносимых сорбентах или активизации потребления аллелотоксинов микроорганизмами.

Ключевые слова: источники аллелотоксинов, состав аллелотоксинов, устойчивость аллелотоксинов в почвах, определение аллелотоксичности почв, снижение аллелотоксичности почв

DOI: 10.31857/S0032180X22600809

ВВЕДЕНИЕ

При решении вопросов улучшения плодородия почв ключевое внимание уделяется их агрофизическим характеристикам, а также агрохимическим и физико-химическим свойствам. На оптимизации этих показателей основана значительная часть моделей управления плодородием почв и продукционными процессами в агроэкосистемах [8]. Однако почва выступает не только как субстрат, обеспечивающий растения водой и питательными веществами. Она является биологически активной средой и процессы, протекающие в ней, напрямую связаны с уровнем почвенного плодородия [8]. Биологически активные вещества (БАВ), которые образуются в результате данных процессов и аккумулируются в почве, по своему влиянию на растения можно разделить на стимулирующие и ингибирующие. Последняя группа соединений известна в литературе как аллелотоксины [18, 62, 67].

В настоящее время существует несколько понятий, отражающих накопление в почвах аллелотоксичных соединений: токсикоз почв, аллелопатическое почвоутомление и аллелотоксичность почв [2, 6, 18].

Аллелотоксичность, как свойство почв, можно определить как способность замедлять развитие живых организмов за счет аккумуляции биологически активных соединений естественного происхождения: выделений растений и микроорганизмов, а также веществ, образующихся при разложении растительных остатков [2, 6, 18, 21, 29, 42, 58]. Именно это понятие, на наш взгляд, лучше всего отражает источники формирования почвенных аллелотоксинов, а также их воздействие на фитообъекты.

Понятие токсикоза почв во многом идентично аллелотоксичности почв, однако почвенный токсикоз может быть вызван поступлением веществ не только из природных, но из антропогенных источников [6].

Аллелопатическое почвоутомление представляет собой комплексный механизм, приводимый в действие аллелотоксинами и влияющий не только на скорость развития живых объектов, но и изменяющий саму почвенную среду посредством нарушения ее структуры, физико-химических свойств, сдвига рН, одностороннего выноса элементов питания и микроэлементов, наруше-

ния солевого баланса, накопления болезней и вредителей [2].

Однако очень трудно доказать, что накопление в почвах аллелотоксинов является непосредственной причиной почвоутомления [2]. Связано это с тем, что негативное влияние аллелотоксинов на растения происходит постепенно, и на начальном этапе его трудно заметить. Ослабленные растения теряют стойкость к холоду или засухе, в них резко снижается иммунитет к фитопатогенам и вредителям, а также уменьшается конкурентоспособность по отношению к сорнякам. В этих условиях болезни, вредители, сорняки начинают активно развиваться. Они хорошо заметны, поэтому именно их принимают за истинную причину почвоутомления, тогда как они являются лишь реакцией экосистемы на наличие почвенной аллелотоксичности. Подавление болезней и вредителей, борьба с сорняками часто не дают результата, так как причина – наличие в почве аллелотоксинов – сохраняется [2].

Формирование аллелотоксичности почв не всегда сопровождается замедлением развития произрастающих на почвах растений. Наряду с качественным и количественным составом аллелотоксинов важную роль играет восприимчивость самих растений к комплексу аллелотоксинов конкретной почвы [2, 9, 45, 52, 66]. Этот подход нашел отражение в классификации, предложенной А.М. Гродзинским, который выделил группы растений на основе их аллелопатической активности и толерантности к ингибирующим БАВ [2]: ауто толерантные, аутоинтолерантные, аллотолерантные и аллоинтолерантные.¹ Кроме того, даже в рамках одного вида реакция растений на аллелотоксичность почв неодинакова и зависит от стадии их развития. Наибольшей уязвимостью к действию аллелотоксинов обладают растения на начальных этапах развития: на стадии развития проростков и в ювенильной фазе [4, 5].

Данный факт имеет важное практическое значение, так как между скоростью развития растений на начальных этапах и конечной величиной получаемых урожаев отмечено существование тесной корреляции [8], которая делает необходимым снижение аллелотоксичности почв перед посевом и ее контроль для предотвращения потерь урожая. Эти потери в результате накопления

¹ Ауто толерантный, то есть переносящий сам себя, следовательно, не вызывающий почвоутомления. Аутоинтолерантный, то есть не переносящий сам себя, вызывающий резкое почвоутомление под своей же культурой. Аллотолерантный, то есть терпимый к различным аллелопатическим влияниям, таким образом, нечувствительный к почвоутомлению, вызванному другим видом растения. Аллоинтолерантный – не теряющий других видов в качестве соседей, предпочитающий быть в собственном окружении.

в почвах аллелотоксинов по данным ФАО, в отдельные годы достигают 25% [7].

Между тем неизвестно, что делать с этими токсинами, как можно регулировать их содержание в почве. Надежно обоснованных предложений по преодолению почвенной аллелотоксичности почти нет, и вопрос о накоплении фитотоксических веществ в почве и о мероприятиях по их удалению остается открытым. В настоящее время наиболее обычным общим мероприятием, направленным на преодоление почвоутомления, остается, как и в древние времена, перенос культуры на новое место, то есть плодосмен, культурооборот, севооборот [2, 7].

Следует подчеркнуть, что основные правила севооборотов, подбор предшествующих и последующих культур, агротехнические мероприятия сложились в результате многовекового опыта, эмпирически, и они снижают негативное влияние почвенной аллелотоксичности. Изучение механизмов снижения аллелотоксичности почв, несомненно, представляет весьма важный, но практически неиспользуемый резерв повышения плодородия почв и продуктивности сельского хозяйства.

Настоящая статья посвящена поиску перспективных направлений по снижению влияния почвенных аллелотоксинов на растения и возможных путей использования информации об аллелотоксичности почв в растениеводстве.

Для решения этой задачи необходимо рассмотреть:

- источники почвенных аллелотоксинов;
- состав аллелотоксинов и методы их определения;
- выбор подходов для снижения негативного влияния аллелотоксинов на растения.

ИСТОЧНИКИ ПОЧВЕННЫХ АЛЛЕЛОТОКСИНОВ

Известны различные пути поступления аллелотоксинов в почву. Растения способны выделять токсины при наступлении любых неблагоприятных условий во внешней среде, препятствующих их жизнедеятельности.

К числу абиотических факторов, влияющих на производство аллелотоксинов, можно отнести обеспеченность растений водой [21, 22, 31, 35, 40, 58, 63], температурные условия [22, 35], освещенность и интенсивность ультрафиолетового облучения [1, 35, 40, 63], засоление [21].

При рассмотрении влияния биотических взаимодействий на производство аллелопатических соединений следует выделить: использование аллелотоксинов в конкуренции, а также в качестве сигнальных молекул.

Формирование аллелотоксичности в процессе конкурентных взаимодействий направлено на обеспечение преимуществ в потреблении ресурса, который находится в дефиците. Если таковыми являются питательные элементы, то растения способны выделять в почву вещества, повышающие их доступность [21, 22, 25, 40, 41, 43]. Одновременно с этим действие аллелотоксинов может иметь целью подавление развития видов, которые занимают с растением-донором аллелотоксинов сходную трофическую нишу [21, 40, 47], а также ассоциированных с ними видов микроорганизмов [32].

Сигнальную функцию аллелотоксинов можно подразделить на защитную и индикаторную. Защитная составляющая реализуется за счет собственных иммунных откликов растения и воздействия на атакующие растения организмы [13, 21, 25, 27, 34, 35, 46, 63, 67, 68]. Активаторами таких реакций, в частности, являются соединения группы элиситоров. Они способны [13, 34]:

- усиливать механические барьеры на пути проникновения вредителей, например, посредством лигнификации;

- создавать химические барьеры, которые способны подавлять рост и развитие патогенов, а также нейтрализовывать действие их токсинов;

- активировать гены устойчивости и вызывать быстрый некроз растительных клеток в области патогенного инфицирования.

Индикаторная функция аллелотоксинов проявляется при идентификации растением соседствующих видов. Значение этого механизма заключается как в контроле плотности собственной популяции [21, 31], так и во взаимодействии с другими видами растений, в частности, инвазивными [22, 28, 62] и сорными [22, 29, 31, 46, 62, 63, 68]. Кроме того, использование аллелопатических веществ может быть направлено на привлечение симбиотических микроорганизмов [46, 63, 68].

Выделение аллелотоксинов микроорганизмами во многом сходится по своим причинам с растениями, однако для некоторых из них растения сами служат источником питания: часть видов используют растения в качестве симбионтов, другие стремятся к паразитированию.

Стремление симбионтов к сохранению источника своего питания может выражаться:

- в выделении соединений, которые будут повышать доступность питательных элементов для растений-хозяев [22, 33, 38, 57, 70];

- в производстве БАВ, в частности фитогормонов, которые будут стимулировать развитие растений [19, 23, 38, 39, 57, 69];

- в выделении токсинов, предотвращающих развитие патогенов [19, 22, 38, 53, 64];

- в защите растения от производимых патогенами токсинов за счет потребления/преобразования этих веществ [29, 32, 44, 46–48, 67], либо за счет повышения устойчивости растения к этим веществам [32, 53, 59, 69].

Кроме того, симбиотические микроорганизмы способны использовать аллелопатические вещества для идентификации растения-хозяина [63, 68].

Яркими представителями группы симбионтов выступают эндофитные микроорганизмы, которые могут реализовывать описанные выше функции [19, 57].

Микроорганизмы, ведущие паразитический образ жизни, в свою очередь, также способны производить собственные токсины для ослабления защитных реакций растения-хозяина и предотвращения развития симбиотических видов [6, 50, 53, 59]. Известна способность к производству токсинов многих бактерий (*Bacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*), актиномицетов и грибов (*Penicillium* и *Fusarium*) [6]. Некоторые из веществ обладают избирательной токсичностью, подавляя рост корней или ростков. Паразитические микроорганизмы также могут использовать аллелотоксины для идентификации растения хозяина [50, 63].

Другим важным источником формирования аллелотоксичности почв являются растительные остатки [2, 21, 22, 29, 41, 45, 47, 58, 61, 68], которые, с одной стороны, поставляют в почву токсины при гумификации [69] и минерализации, а с другой, служат субстратом для развития сапротрофных микроорганизмов, в частности фитопатогенных грибов, метаболиты которых вносят заметный вклад в формирование почвенной аллелотоксичности.

СОСТАВ АЛЛЕЛОТОКСИНОВ И ПОДХОДЫ К ОПРЕДЕЛЕНИЮ АЛЛЕЛОТОКСИЧНОСТИ ПОЧВ

Природа естественных фитотоксинов весьма разнообразна. Среди них обнаружены [29]: простые водорастворимые органические кислоты, спирты с неразветвленной цепью, алифатические альдегиды и кетоны, простые ненасыщенные лактоны, жирные кислоты с длинной цепью, нафтохиноны, антрахиноны и сложные хиноны, терпеноиды и стероиды, простые фенолы, бензойная кислота и их производные, коричная кислота и ее производные, кумарины, флавоноиды, танины, аминокислоты и полипептиды, алколоиды и циангидрины, сульфиды и гликозиды горчичного масла, пурины и нуклеозиды – 14 групп химических соединений. Все эти вещества можно встретить при проявлении почвоутомления.

Аллелотоксины, имея разнообразную химическую природу, не остаются в почве в неизменном виде. Исходя из физико-химических свойств почв, можно предположить, что при взаимодействии аллелотоксинов с почвами могут происходить следующие процессы [2, 21, 24, 30, 36, 41, 42, 45, 46, 48, 58, 61, 65]:

– химические превращения активных соединений: гидролиз, окисление, восстановление, нейтрализация, нитрование, декарбоксилирование, амидирование, полимеризация и др.;

– сорбция на глинистых минералах и гумусовом комплексе;

– обменная сорбция;

– биологическое поглощение почвенной флорой и фауной с соответствующими превращениями;

– нахождение в свободном состоянии.

Период полураспада аллелотоксинов в почвах колеблется от нескольких часов до нескольких месяцев [29, 48, 55, 65]. Это связано с концентрацией аллелотоксинов, типом почвы, ферментами почвы, населенностью почвы микроорганизмами и структурой микробного сообщества [24, 29, 36, 55].

Ряд данных, полученных при изучении роли почвы, свидетельствует о том, что почва является не пассивным посредником, а активным участником химического взаимодействия растений. Так, при пропускании через слой почвы растительных экстрактов более чем в половине случаев их активность по отношению к биотестам не уменьшалась, а наоборот, возрастала. Данный факт может быть объяснен обменной сорбцией физиологически активных веществ, в результате которой освобождаются ранее поглощенные соединения. В результате токсичность такой вытяжки может стать выше, чем была у исходной [1].

На растения действуют аллелотоксины, которые могут быть поглощены корнями [45] или иным способом проникнуть в растения, а также аллелотоксины, способные воздействовать косвенно – через регулирование сопутствующих микроорганизмов [49]. Исходя из этого, при проведении экспериментов по оценке аллелотоксичности почв необходимо ответить на два основных вопроса:

1. Как извлекать из почв только те аллелотоксины, которые действуют на растения?

2. Какими методами оценивать влияние аллелотоксичности почв на растения?

Методическая сложность экстракции аллелотоксинов заключается в том, чтобы найти такой метод их извлечения, который бы хорошо моделировал растворяющую и поглощательную способность корней и микроорганизмов-симбионтов по отношению к закрепленным в почвах органическим веществам.

В связи с тем, что аллелотоксины имеют различную химическую природу [29] и закреплены в почвах связями с сильно отличающейся энергией [2, 10, 26, 65], экстракция каким-либо одним растворителем представляется маловероятной. В то же время часто используют изучение влияния водных вытяжек из почв на развитие семян тест-культур [14, 52] на инертных субстратах [2, 21, 22]. Такой упрощенный подход позволяет на качественном уровне судить о наличии в почвах аллелотоксинов. При этом даже при максимально узких соотношениях почва : вода – 1 : 1.5; 1 : 1 и 1 : 0.5, при которых воду приходится отжимать из почвы с помощью пресса или центрифугирования, извлекается небольшое количество органических соединений [2]. Поэтому результаты, полученные при проращивании семян на инертных субстратах с использованием почвенных вытяжек, часто могут не соответствовать воздействию аллелотоксинов на семена, прорастающие в почве, содержащей эти аллелотоксины. Связано это с тем, что семена и корни растений выделяют широкий спектр веществ (сахара, аминокислоты, витамины и др.) [12, 49, 58], которые могут вступать в обменную сорбцию с закрепленными в почвах соединениями. Дополнительные трудности экстрагирования аллелотоксинов из почв основаны на том, что органические вещества в почве связываются 2- и 3-валентными катионами, водородными мостиками карбоксильных или гидроксильных групп при фенольных или алифатических молекулах, а также аминогрупп с глинистыми или кремнеземными минералами [2, 21, 30, 44]. Ситуация осложняется тем, что в методике необходимо учитывать возможность работы с почвами различных типов [2].

Следует отметить, что аллелотоксины могут стабилизироваться закреплением в почве, а при выделении способны реагировать с растворителем, между собой, с кислородом воздуха и др. Поэтому различные способы извлечения аллелотоксинов могут вести к неодинаковым результатам и несопоставимости данных, полученных разными методами. Кроме того, не только способы экстракции, но и способы подготовки почвенного образца к исследованию будут влиять на доступность аллелотоксинов для растений. Так, почва, отобранная и сохраняемая во влажном состоянии до момента исследования, будет заметно отличаться по своей аллелотоксичности от почвы, содержащей такое же количество аллелотоксинов, но прошедшей предварительное высушивание до воздушно-сухого состояния и последующее увлажнение до влажности, соответствующей периоду ее отбора [10].

В результате практически невозможно определить, какая часть молекул аллелотоксинов, находящихся в почве, будет оказывать негативное влияние на растения, а к каким из них растения

будут нечувствительны. Как следствие, практически невозможно подобрать растворитель или раствор органического вещества, позволяющий количественно извлекать только те аллелотоксины, которые доступны растениям.

Однако даже если предположить, что такая экстракция возможна, возникает вопрос, каким образом следует оценивать аллелотоксичность. Для этого можно использовать два подхода: химический анализ и биотестирование.

При определении аллелотоксичности методами химического анализа результат экспериментов заключается в получении информации о наборе содержащихся в почве веществ и их концентрациях. Интерпретировать подобные данные сложно по ряду причин. Во-первых, известных соединений, которые могут ингибировать развитие растений, много.² Значительная часть информации о составе аллелопатических веществ получена при изучении вытяжек из растений, их частей или выделений микроорганизмов [2, 6, 21, 22, 31, 32, 67]. Почвы из-за высокой сорбционной способности выступают резервуаром для сотен и тысяч биологически активных веществ. Количественный анализ всего массива возможных аллелотоксинов и веществ, способных оказать влияние на аллелотоксичность, исчисляемых по меньшей мере сотнями, представляется маловероятным в силу ограничений приборно-инструментальной базы. При этом порог чувствительности обнаружения вещества может быть выше его действующей концентрации. Это означает, что при проявлении эффекта ингибирования технически выявить ответственные за него вещества не представляется возможным. Во-вторых, аллелотоксины во многих случаях являются смесью различных веществ. Причем эти вещества не действуют независимо друг на друга, а практически каждое вещество способно влиять на другие вещества, усиливая или ослабляя суммарный эффект действия смеси [35, 47, 61]. Возможны случаи, когда при концентрации каждого из компонентов ниже порога ингибирования суммарное угнетение может быть очень сильным [21, 61]. В-третьих, некоторые из веществ сами по себе не являются токсичными (сахара, нитрат-ионы), но значительно усиливают действие аллелотоксинов [21]. В-четвертых, одни и те же аллелотоксины в зависимости от концентрации могут как стимулировать, так и угнетать растения [68].

Таким образом, даже определение содержания в почвах веществ-аллелотоксинов совместных с концентрациями стимулирующих или нейтральных веществ не позволит установить корреляцию

с аллелотоксичностью почв из-за синергетических взаимных влияний этих веществ друг на друга и невозможности учесть все эти влияния. Эта мысль была выражена А.М. Гродзинским в работе [2]: “Даже в случаях, когда химическая природа одного или даже многих компонентов определена и концентрация их известна, биологический эффект предсказать невозможно”.

Важное значение при изучении аллелотоксичности почв имеет получение ответов на следующие вопросы:

1. Как связана аллелотоксичность почв и урожайность произрастающих на них растений?
2. Можно ли оценивать эффективность применяемых агротехнических мероприятий, используя в качестве показателя выделение растениями аллелотоксинов?
3. Какие приемы можно использовать для снижения аллелотоксичности почв?

В связи с трудностью получения однозначных ответов при помощи методов химического анализа на первый план при изучении аллелотоксичности почв выходят методы биотестирования (табл. 1).

Биотестирование, в отличие от методов химического анализа, позволяет судить об аллелотоксичности смеси – основном вопросе, на который требуется получить ответ при оценке качества почв, не изучая состава аллелотоксинов.

Однако некоторые методы биотестирования, основанные на обработке семян вытяжками из почв [14, 52], имеют большой недостаток – в вытяжку переходят только свободные аллелотоксины. А в реальных условиях семена и корни выделяют молекулы веществ [12, 49, 58], которые путем обмена вытесняют молекулы аллелотоксинов, находящиеся в почве в сорбированном состоянии. Поэтому необходимо использовать методы биотестирования, которые основаны на прорастивании семян тест-объектов в почве. В этом случае аллелотоксины поступают из почв в растения естественным путем.

Наряду с этим, биотестирование не лишено некоторых ограничений. Связано это с тем, что растения отличаются по своей восприимчивости к аллелотоксинам [2, 9, 45, 52, 66]. Установив степень аллелотоксичности почв на тест-объектах, однозначно предсказать поведение на этих почвах всех культур трудно. Хотя для зерновых такая возможность имеется [16], так как в лабораторных экспериментах наблюдается корреляция в ответной реакции разных культур и сортов зерновых с аллелотоксичностью почв, в которых проводят биотестирование.

Следует отметить, что степень угнетения аллелотоксинами растений зависит не только от их вида или сорта, но также от стадии развития. Эффекты ингибирования аллелотоксинами особен-

² В работах [1, 11] приводятся данные о том, что несколько тысяч химических соединений производных фенолов обладают биологической активностью. Сходная ситуация отмечена для флавоноидов [68].

Таблица 1. Причины необходимости использования биотестирования при изучении аллелотоксичности почв

Фактор	Комментарий
Большое разнообразие веществ-аллелотоксинов (сотни и тысячи) [1, 11, 68]	Сложность количественного определения большого числа химических веществ в малых концентрациях
Неоднозначность воздействия аллелотоксинов на растения [68]	В зависимости от концентрации аллелотоксины могут как стимулировать, так и угнетать растения
Нелинейность суммарных эффектов воздействия аллелотоксинов [35, 47, 61]	При одновременном воздействии разных аллелотоксинов предсказать эффект практически невозможно
Нелинейность эффектов воздействия аллелотоксинов и некоторых питательных веществ [21]	Эффект от действия аллелотоксинов может заметно возрастать в присутствии нейтральных веществ (глюкозы, нитрат-ионов и др.)
Выделение аллелотоксинов из почв за счет обменной сорбции [61]	Аллелотоксины в большинстве не могут перейти в раствор путем растворения из-за закрепленности на частицах почвы
Отсутствие однозначной связи между составом и содержанием аллелотоксинов в почве и ее аллелотоксичностью [10, 26]	Из-за изменения закрепления аллелотоксинов в образцах почвы с разной предысторией (высушивание, автоклавирование, без воздействий) аллелотоксичность почвы изменяется в разы

но сильно проявляются при прорастании семян и развития из них растений [4, 5, 21, 22, 30], поэтому аллелотоксичность почв исследуют, как правило, ориентируясь на прорастание семян [66]. При этом из фитометрических показателей прорастания семян и развития из них растений наиболее значимым является величина ингибирования роста корней и ростков (проростков). Уже при 8–10%-ном уровне угнетения следует ожидать появление признаков почвоутомления на уровне продуктивности и состояния агрофитоценозов [8].

Усложняет проведение биотестирования наличие у семян разнокачественности [12], учет которой при определении средней длины проростков требует использовать сотни и тысячи семян.

На наш взгляд именно отсутствие высокопроизводительной методики, позволяющей путем измерения суммарной длины проростков больших массивов семян получать количественные результаты методом биотестирования, долго сдерживало изучение аллелотоксичности почв.

Появление методики основанной на существовании линейной зависимости между суммарной длиной проростков массивов семян зерновых культур и насыпным объемом проросших семян (с ростками и корешками) в воде [18] сняло эти ограничения и позволило ускорить исследования по изучению аллелотоксичности почв.

СНИЖЕНИЕ НЕГАТИВНОГО ВЛИЯНИЯ ПОЧВЕННЫХ АЛЛЕЛОТОКСИНОВ НА РАСТЕНИЯ

К настоящему времени можно выделить следующие направления по устранению или минимизации негативного влияния почвенных аллелотоксинов на растения:

1. Подбор культур/сортов, которые обладают наибольшей устойчивостью к комплексу аллелотоксинов конкретной почвы, которые остались от предшествующей культуры.

2. Удаление аллелотоксинов из почв путем промывки.

3. Активизация микробиологической активности для ускорения переработки аллелотоксичных соединений.

4. Использование сорбционных составов для ограничения доступности для растений аллелотоксинов, находящихся в почве.

Следует отметить, что только первое направление, реализуемое за счет использования севооборотов, получило широкое распространение в сельскохозяйственной практике. При этом существующие схемы севооборотов ориентированы, в первую очередь, на подбор предшественника, не угнетающего следующие за ним культуры. Между тем, реакция растений на комплекс аллелотоксинов конкретной почвы проявляется даже на уровне сортов [16], поэтому подбор наиболее толерантных из них к аллелотоксинам может способствовать повышению урожайности. Еще одним потенциальным приемом для преодоления негативного влияния почвенных аллелотоксинов в рамках севооборотов является подбор сидератов [54, 55].

Второе направление – удаление аллелотоксинов из почв путем промывки различными веществами: водой [6], органическими растворителями [51], 2%-ными растворами щелочи и серной кислоты с последующим насыщением кальцием [6] предпринимали в лабораторных экспериментах. Однако невоспроизводимость получаемых результатов, а также высокая стоимость внедрения и поддержания рабочих систем делают этот

вариант наименее предпочтительным для реализации в полевых условиях.

В ряде работ отмечали влияние микроорганизмов на снижение аллелотоксичности почв [2, 20, 21, 42, 48, 55] за счет использования ими аллелотоксинов в качестве источников углерода [46, 67]. Применение этого эффекта в практике возможно путем:

- подбора способов обработки почвы, которые создают оптимальные водно-воздушные условия для развития микроорганизмов, снижающих почвенную аллелотоксичность;

- целенаправленного внесения в почвы микроорганизмов, потребляющих аллелотоксины в качестве источника углерода. Эти микроорганизмы могут быть внесены как в чистом виде, так и в сочетании с органическими удобрениями [15, 20].

Четвертым направлением по снижению негативного влияния почвенных аллелотоксинов на растения является использование сорбентов, которые будут закреплять аллелотоксины и снижать их активность. Это направление можно реализовать как за счет предпосевной обработки ими семян, так и путем внесения сорбционных препаратов в почву.

Следует отметить, что попытки использовать сорбенты для закрепления аллелотоксинов в последние годы предпринимали неоднократно [17, 37, 56]. При этом авторы ставили своей целью пролонгировать эффект аллелотоксинов, чтобы использовать полученные смеси в качестве биогербицидов [37, 56].

К сорбентам добавляли и стимулирующие вещества [17], которые могут активировать как развитие симбиотических микроорганизмов в зоне контактирующей с растением, так и непосредственно воздействовать на само растение. При этом использование сорбентов с высокой сорбционной емкостью позволяло ограничить поступление в растения аллелотоксинов, уже присутствующих в почве, и усилить действие препаратов стимуляторов.

Таким образом, рассмотренные направления использования аллелопатических эффектов (их минимизации или усиления) изучены в различной мере, и практическая реализация некоторых из них возможна лишь при дальнейшем исследовании процессов, происходящих на границе почва–растение. Однако все они представляют собой перспективные способы повышения урожайности и качества сельскохозяйственной продукции:

- выбор оптимальных условий проведения яблечной вспашки для активизации микробиологических процессов разложения опада с целью минимизации весенней аллелотоксичности почв перед посевом;

- выбор сидератов, запашка которых, увеличив содержание в почве органических веществ, не повысит аллелотоксичность почв;

- введение в почву сорбентов для снижения активности в них аллелотоксинов, что особенно актуально для тепличных хозяйств, в которых напряженность биологических процессов намного выше по сравнению с открытым грунтом;

- внесение в почвы сорбентов для аллелотоксинов при ожидающихся стрессах для растений – пересадка (посадка) деревьев и кустарников;

- снижение негативного влияния аллелотоксичности почв на прорастание семян и развитие из них растений путем создания на границе почва–зерновка защитного слоя, способного сорбировать аллелотоксины.

Можно с уверенностью сказать, что это не полный перечень возможностей практического использования снижения аллелотоксичности почв.

Необходимо отметить осуществимость изучения реакции растений на использование различных агроприемов (внесение удобрений, известкование, обработка растений пестицидами, способы обработки почвы и др.), определяя аллелотоксичность почвы после применения того или иного воздействия. Увеличение аллелотоксичности будет свидетельствовать о величине стресса растений как реакции на применяемый прием.

Направления применения сведений об аллелотоксичности почв и ее влияния на растения многообразны, не требуют больших экспериментальных усилий, и могут дать важную дополнительную информацию для трактовки получаемых результатов. Имеет смысл проводить исследования совместно с селекционерами или агрономами, отбирая для изучения образцы почв до посева и после сбора ими урожая. В результате информацию об урожае (его величине и качестве) можно связывать с аллелотоксичностью почв.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Аллелотоксичность – свойство почв, которое формируется в результате накопления в почве БАВ-ингибиторов – аллелотоксинов. В природных условиях растения постоянно выделяют в среду подобные вещества для обеспечения конкурентных преимуществ или в качестве сигнальных молекул, однако именно в стрессовых условиях активность аллелотоксинов оказывает критическое влияние на рост и развитие растений и микроорганизмов.

Эффект почвенной аллелотоксичности на растения определяется степенью закрепления веществ-ингибиторов, их совместным действием на растение, а также чувствительностью самого растения к аллелотоксинам. Поэтому на данный момент единственным количественным методом

выражения эффекта аллелотоксичности является биотестирование.

Изучение данного свойства даст возможность решать прикладные задачи по повышению урожайности сельскохозяйственных растений путем разработки методов снижения негативного влияния на растения аллелотоксичности почв. Кроме того, полученные результаты можно использовать в почвоведении для получения дополнительной информации и расширения наших представлений о функционировании системы почва—растение.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках проекта РНФ № 22-14-00107 “Методологические основы оценки продукционного потенциала почв на федеральном, региональном и локальном уровнях”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Вольнец А.П.* Фенольные соединения в жизнедеятельности растений. Минск: Беларус. Навука, 2015. 286 с.
2. *Гродзинский А.М., Богдан Г.П., Головки Э.А.* Аллелопатическое почвоутомление. Киев: Наукова думка, 1979. 248 с.
3. *Игнатъев Н.Н., Селицкая О.В., Бирюков А.О.* Особенности стимулирующей и ингибирующей активности тепличного грунта при применении регуляторов роста растений // Известия ТСХА. 2005. № 4. С. 3–10.
4. *Коношина С.Н.* Влияние различных способов использования почвы на ее аллелопатическую активность. Дис. ... канд. с.-х. наук. Орел, 2000. 145 с.
5. *Коношина С.Н.* Влияние физиолого-активных веществ высших растений на формирование аллелопатической активности почвы // Современные проблемы науки и образования. 2015. № 3. С. 617–617.
6. *Красильников Н.А.* Микроорганизмы почвы и высшие растения. М.: Изд-во АН СССР, 1958. 464 с.
7. *Лобков В.Т.* Использование почвенно-биологического фактора в земледелии. Орел, 2017. 166 с.
8. *Лобков В.Т.* Почвоутомление при выращивании полевых культур. М.: Колос, 1994. 112 с.
9. *Млечко Е.А., Мотренко А.В.* Аллелопатическое действие водного экстракта шалфея эфиопского (*Salvia Aethiopsis* L.) на прорастание семян тест-растений // Вестник ВолГУ. 2015 Т. 9. № 13. С. 10–14.
10. *Потапов Д.И., Шваров А.П., Горепекин И.В., Салимгареева О.А., Федотов Г.Н.* Влияние пробоподготовки почвенных образцов на их теплогидрофизические свойства и аллелотоксичность // Почвоведение. 2022. № 3. С. 315–325. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2203011X>
11. *Прусакова Л.Д., Кефели В.И., Белопухов С.Л., Вакуленко В.В., Кузнецова С.А.* Роль фенольных соединений в растениях // Агрехимия. 2008. Т. 7. С. 86–96.
12. *Сечняк Л.К., Киндрук Н.А., Слюсаренко О.К., Иващенко В.Г., Кузнецов Е.Д.* Экология семян пшеницы. М.: Колос, 1983. 349 с.
13. *Соколов Ю.А.* Элиситоры и их применение в растениеводстве. Минск: Беларуская навука, 2016. 201 с.
14. Способ оценки почвоутомления. Пат. 2181238 РФ. Оpubл. 2002.04.20.
15. *Федотов Г.Н., Горепекин И.В., Лысак Л.В.* Возможность снижения аллелотоксичности почв для зерновых культур // Почвоведение. 2020. № 1. С. 102–109.
16. *Федотов Г.Н., Горепекин И.В., Позднякова А.Д., Загородняя Ю.А., Исакова С.А.* Взаимосвязь предистории использования и химических свойств почв с их аллелотоксичностью // Почвоведение. 2020. № 3. С. 379–386.
17. *Федотов Г.Н., Шоба С.А., Горепекин И.В.* Аллелотоксичность почв и способы уменьшения ее негативного влияния на начальную стадию развития растений // Почвоведение. 2020. № 8. С. 1007–1015.
18. *Федотов Г.Н., Шоба С.А., Федотова М.Ф., Горепекин И.В.* Влияние аллелотоксичности почв на прорастание семян зерновых культур // Почвоведение. 2019. № 4. С. 489–496.
19. *Чеботарь В.К., Щербаков А.В., Щербакова Е.Н., Масленникова С.Н., Заплаткин А.Н., Мальфанова Н.В.* Эндифитные бактерии как перспективный биотехнологический ресурс и их разнообразие // Сельскохозяйственная биология. 2015. № 5. С. 648–654.
20. *Шоба С.А., Грачева Т.А., Степанов А.Л., Федотов Г.Н., Горепекин И.В.* О природе влияния некоторых микелиальных актинобактерий на прорастание семян яровой пшеницы в почвах // Докл. РАН. Наука о жизни. 2021. Т. 498. С. 275–278. <https://doi.org/10.31857/S2686738921030136>
21. Allelopathy: a physiological process with ecological implications / Eds. The Netherlands: Springer Science & Business Media, 2006. 637 p.
22. Allelopathy: current trends and future applications / Eds. Z.A. Cheema, M. Farooq, A. Wahid. Berlin Heidelberg: Springer Science & Business Media, 2013. 513 p.
23. *Barea J.M., Navarro E., Montoya E.* Production of Plant Growth Regulators by Rhizosphere Phosphate-solubilizing Bacteria // J. Appl. Bacteriol. 1976. V. 40. № 2. P. 129–134.
24. *Belz R.G.* Allelopathy in crop/weed interactions—an update // Pest Management Science: formerly Pesticide Science. 2007. V. 63. № 4. P. 308–326.
25. *Bertin C., Yang X., Weston L.A.* The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere // Plant and soil. 2003. V. 256. № 1. P. 67–83.
26. *Blum U., Wentworth T.R., Klein K., Worsham A.D., King L.D., Gerig T.M., Lyu S.W.* Phenolic acid content of soils from wheat-no till, wheat-conventional till, and fallow-

- conventional till soybean cropping systems // *J. Chem. Ecol.* 1991. V. 17. № 6. P. 1045–1068.
27. *Carvalhais L.C., Dennis P.G., Badri D.V., Tyson G.W., Vivanco J.M., Schenk P.M.* Activation of the jasmonic acid plant defence pathway alters the composition of rhizosphere bacterial communities // *PLoS One.* 2013. V. 8. № 2. P. e56457.
 28. *Chen B.M., Liao H.X., Chen W.B., Wei H.J., Peng S.L.* Role of allelopathy in plant invasion and control of invasive plants // *Allelopathy J.* 2017. V. 41. P. 155–166.
 29. *Cheng F., Cheng Z.* Research progress on the use of plant allelopathy in agriculture and the physiological and ecological mechanisms of allelopathy // *Front. Plant Sci.* 2015. V. 6. P. 1–16.
 30. *Cheng H.H.* A conceptual framework for assessing allelochemicals in the soil environment // *Allelopathy.* Springer, Dordrecht. 1992. P. 21–29.
 31. *Chou C.H.* Roles of allelopathy in plant biodiversity and sustainable agriculture // *Critical Reviews in Plant Sciences.* 1999. V. 18. № 5. P. 609–636.
 32. *Cipollini D., Riggsby C.M., Barto E.K.* Microbes as Targets and Mediators of Allelopathy in Plants // *J. Chem. Ecol.* 2012. V. 38. № 6. P. 714–727.
 33. *Dodd J.C.* The role of arbuscular mycorrhizal fungi in agro- and natural ecosystems // *Outlook Agriculture.* 2000. V. 29. № 1. P. 55–62.
 34. *Eder J., Cosio E.G.* Elicitors of plant defense responses // *Int. Rev. Cytology.* 1994. V. 148. P. 1–36.
 35. *Einhellig F.A.* Interactions involving allelopathy in cropping systems // *Agronomy J.* 1996. V. 88. № 6. P. 886–893.
 36. *Galán-Pérez J.A., Gámiz B., Celis R.* Determining the effect of soil properties on the stability of scopoletin and its toxicity to target plants // *Biol. Fertility Soils.* 2021. V. 57. № 5. P. 643–655.
 37. *Gámiz B., Facenda G., Celis R.* Nanoengineered sorbents to increase the persistence of the allelochemical carvone in the rhizosphere // *J. Agricultural Food Chem.* 2018. V. 67. № 2. P. 589–596.
 38. *Hayat R., Ali S., Amara U., Khalid R., Ahmed I.* Soil beneficial bacteria and their role in plant growth promotion: a review // *Annals Microbiol.* 2010. V. 60. № 4. P. 579–598.
 39. *Hussain A., Vančura V.* Formation of biologically active substances by rhizosphere bacteria and their effect on plant growth // *Folia Microbiologica.* 1970. V. 15. № 6. P. 468–478.
 40. *Inderjit Moral D.R.* Is separating resource competition from allelopathy realistic? // *Botanical Rev.* 1997. V. 63. № 3. P. 221–230.
 41. *Inderjit Weiner J.* Plant allelochemical interference or soil chemical ecology? // *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics.* 2001. V. 4. № 1. P. 3–12.
 42. *Jilani G., Mahmood S., Chaudhry A. N., Hassan I., Akram M.* Allelochemicals: sources, toxicity and microbial transformation in soil—a review // *Ann. Microbiol.* 2008. V. 58. № 3. P. 351–357.
 43. *Johnson J.F., Allan D.L., Vance C.P.* Phosphorus stress-induced proteoid roots show altered metabolism in *Lupinus albus* // *Plant Physiology.* 1994. V. 104. № 2. P. 657–665.
 44. *Kaur H., Kaur R., Kaur S., Baldwin I. T.* Taking 63ic effects of released metabolites // *PLoS One.* 2009. V. 4. № 3. P. 1–6.
 45. *Kobayashi K.* Factors affecting phytotoxic activity of allelochemicals in soil // *Weed Biol. Managem.* 2004. V. 4. № 1. P. 1–7.
 46. *Kong C.H. Xuan T.D., Khanh T.D., Tran H.D., Trung N.T.* Allelochemicals and signaling chemicals in plants // *Molecules.* 2019. V. 24. № 15. P. 2737.
 47. *Latif S., Chiapusio G., Weston L.A.* Allelopathy and the role of allelochemicals in plant defence // *Adv. Botanical Res.* 2017. V. 82. P. 19–54.
 48. *Li Y.P., Feng Y.L., Chen Y.J. et al.* Soil microbes alleviate allelopathy of invasive plants // *Sci. Bull.* 2015. V. 60. P. 1083–109.
 49. *Li X.G., Ding C.F., Hua K., Zhang T.L., Zhang Y.N., Zhao L., Yang Y.R., Liu J.G., Wang X.X.* Soil sickness of peanuts is attributable to modifications in soil microbes induced by peanut root exudates rather than to direct allelopathy // *Soil Biol. Biochem.* 2014. V. 78. P. 149–159.
 50. *Mattner S.W.* The impact of pathogens on plant interference and allelopathy // *Allelochemicals: Biological control of plant pathogens and diseases* / Ed. Inderjit M. Springer, 2006. P. 79–101.
 51. *McCalla T.M., Haskins F.A.* Phytotoxic substances from soil microorganisms and crop residues // *Bacteriological Rev.* 1964. V. 28. № 2. P. 181–207.
 52. *Mushtaq W., Siddiqui M.B.* Allelopathy in Solanaceae plants // *J. Plant Protection Res.* 2018. V. 58. № 1.
 53. *Pal K.K., Gardener B.M.* Biological Control of Plant Pathogens // *Plant Health Instructor.* 2006. P. 1–25.
 54. *Pavliuchenko N.A., Dovhaliuk N.I.* Phytotechnological foundations of fighting with allelopathic soil sickness in *Syringa vulgaris* L. monocultural plantings // *Plant Introduction.* 2019. V. 82. P. 77–84.
 55. *Real M., Facenda G., Celis R.* Sorption and dissipation of the allelochemicals umbelliferone and salicylic acid in a Mediterranean soil environment: Effect of olive-mill waste addition // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 774. P. 145027.
 56. *Real M., Gámiz B., López-Cabeza R., Celis R.* Sorption, persistence, and leaching of the allelochemical umbelliferone in soils treated with nanoengineered sorbents // *Scientific Rep.* 2019. V. 9. № 1. P. 1–11.
 57. *Santi Ferrara F.I., Oliveira Z.M., Gonzales H.H.S., Floh E.I.S., Barbosa H.R.* Endophytic and rhizospheric enterobacteria isolated from sugar cane have different potentials for producing plant growth-promoting substances // *Plant and Soil.* 2012. V. 353. № 1. P. 409–417.
 58. *Scavo A., Abbate C., Mauromicale G.* Plant allelochemicals: Agronomic, nutritional and ecological relevance in the soil system // *Plant and Soil.* 2019. V. 442. № 1. P. 23–48.
 59. *Schrey S.D., Tarkka M. T.* Friends and foes: streptomycetes as modulators of plant disease and symbiosis // *Antonie Van Leeuwenhoek.* 2008. V. 94. № 1. P. 11–19.
 60. *Shen Y., Tang H., Wu W., Shang H., Zhang D., Zhan X., Xing B.* Role of nano-biochar in attenuating the allelopathic effect from *Imperata cylindrica* on rice seedlings // *Environ. Science: Nano.* 2020. V. 7. № 1. P. 116–126.

61. *Tharayil N., Bhowmik P.C., Xing B.* Bioavailability of allelochemicals as affected by companion compounds in soil matrices // *J. Agricultural Food Chem.* 2008. V. 56. № 10. P. 3706–3713.
62. *Tomilov A., Tomilova N., Shin D.H., Jamison D., Torres M., Reagan R., McGray H., Horning T., Truong R., Nava A., Nava A., Yoder J.I.* Chemical signalling between plants // *Chem. Ecology: From Gene to Ecosystem.* The Netherlands: Springer. 2006. P. 55–69.
63. *Treutter D.* Significance of flavonoids in plant resistance: a review // *Environ. Chem. Lett.* 2006. V. 4. № 3. P. 147–157.
64. *Tyc O., Song C., Dickschat J.S., Vos M., Garbeva P.* The ecological role of volatile and soluble secondary metabolites produced by soil bacteria // *Trends Microbiol.* 2017. V. 25. № 4. P. 280–292.
65. *Vinken R., Schäffer A., Ji R.* Abiotic association of soil-borne monomeric phenols with humic acids // *Org. Geochem.* 2005. V. 36. № 4. P. 583–593.
66. *Vyvyyan J.R.* Allelochemicals as leads for new herbicides and agrochemicals // *Tetrahedron.* 2002. V. 58. № 9. P. 1631–1646.
67. *Weir T.L., Park S., Vivanco J.M.* Biochemical and physiological mechanisms mediated by allelochemicals // *Curr. Opin. Plant Biol.* 2004 V. 7. № 4. P. 472–479.
68. *Weston L.A., Mathesius U.* Flavonoids: their structure, biosynthesis and role in the rhizosphere, including allelopathy // *J. Chem. Ecology.* 2013. V. 39. № 2. P. 283–297.
69. *Zavarzina A.G., Danchenko N.N., Demin V.V., Artemyeva Z.S., Kogut B.M.* Humic substances: hypotheses and reality (a review) // *Eurasian Soil Science.* 2021. V. 54. № 12. P. 1826–1854.
<https://doi.org/10.1134/S1064229321120164>
70. *Zahir Z.A., Arshad M., Frankenberger W.T.* Plant growth promoting rhizobacteria: applications and perspectives in agriculture // *Adv. Agronomy.* 2004. V. 81. P. 97–168.

Allelotoxicity of Soils (Review)

I. V. Gorepekin^{1, *}, G. N. Fedotov¹, and S. A. Shoba¹

¹*Faculty of Soil Science of Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: decembrist96@yandex.ru*

The review considers the basic terms characterizing the accumulation of allelotoxic compounds in the soil, and justifies the need to study soil allelotoxicity and approaches to reduce its negative impact on plants. It is shown that the main sources of soil allelotoxicity formation are plant and microorganism secretions and substances released during the decomposition of plant residues. The various classes of substances that present allelotoxins and possible mechanisms of allelotoxins transformation in soil and possibilities and limitations of existing approaches to the assessment of soil allelotoxicity are listed. Due to the difficulty of obtaining meaningful information by chemical analysis methods, the main methods of studying soil allelotoxicity should be bioassay methods. Based on literature analyses, practically significant ways are proposed to reduce the negative effect of soil allelotoxicity on plants. They can be implemented via the decreasing allelotoxins concentration (or activity) in the soils or at the border seeds-soil through fixing allelotoxins on the introduced sorbents or activating the consumption of allelotoxins by microorganisms.

Keywords: sources of allelotoxins, composition of allelotoxins, stability of allelotoxins in soils, determination soil allelotoxicity, reduction of soil allelotoxicity

**АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ**

УДК 631.48:911.6

**АМПЕЛОПЕДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ
ГЕОГРАФИЧЕСКИХ РАЙОНОВ ВИНОГРАДАРСТВА КРЫМА¹**© 2022 г. Ф. Н. Лисецкий^{a, b, *}, Е. Я. Зеленская^a^aБелгородский государственный национальный исследовательский университет,
ул. Победы, 85, Белгород, 308015 Россия^bКазанский федеральный университет, ул. Кремлевская, 18, Казань, 420008 Россия
*e-mail: liset@bsu.edu.ru

Поступила в редакцию 16.05.2022 г.

После доработки 07.07.2022 г.

Принята к публикации 08.07.2022 г.

Большое ландшафтное разнообразие территории Крымского п-ова, которое формируется за счет 20 агроклиматических районов и 17 генетических групп почв, способствует формированию местных терруаров для виноградарства, что может обеспечить создание широкого спектра продукции виноделия с органолептической индивидуальностью. Цель исследования состояла в сравнительном анализе физико-химических и биогеохимических особенностей региональных почв в трех исторических и пяти современных географических районах виноградарства. Для комплексного исследования почв под виноградниками использован почвенно-генетический и биогеохимический подход, что позволило установить для районов виноградарства уникальные комбинации почвенных параметров, которые в комплексе с местными экологическими условиями формируют ключевые компоненты для применения концепции терруара на региональном уровне. При попарном сопоставлении валового состава постагрогенных почв из трех районов античного виноградарства (Северо-Западный, Юго-Западный и предгорный Крым) установлено, что наибольшие различия между ними отмечаются по содержанию таких макроэлементов в оксидной форме, как CaO, SiO₂, Al₂O₃, MgO, MnO, K₂O, Na₂O, а также микроэлементов (Sr, Rb, As). Сравнение почв под виноградниками показало, что ведущая роль географического фактора установлена как при их классификации по агрофизическим показателям, так и при сравнении содержания 18 химических элементов. Благоприятным биогеохимическим потенциалом обладают почвы Юго-Западного и предгорного Крыма, для которых установлено превышение в 1.5–2 раза по сравнению с другими районами содержания ряда эссенциальных элементов (Ca, P, K). При сравнительном анализе геохимических особенностей почв пяти основных районов виноградарства диагностическими элементами на Южном берегу Крыма выступают Sr, Co и Ba. На почвах под современными виноградниками выявлено повышенное содержание Cu, Cr, Ni, Pb, V. При увеличении площадей крымских виноградников возрастает значение ампелопедологического подхода для диагностики агропроизводственных групп почв, способных обеспечить получение винодельческой продукции яркой индивидуальности и формирование системы внутрирегиональных терруаров.

Ключевые слова: haplic Chernozems, Cambisols, терруар, биогеохимия почв, физико-химические свойства почв

DOI: 10.31857/S0032180X22600688**ВВЕДЕНИЕ**

Площадь современных плодоносящих виноградников на Крымском п-ове составляет 20.1 тыс. га (25% от общей площади виноградников России) [20]. Перспектива увеличения объема производимой продукции (80 тыс. т винограда в год) затрудняется тем, что виноградники имеют возраст свыше 20 лет более чем на половине площадей. Для повышения конкурентоспособности необходимо более эффективно использовать земельные ре-

сурсы в традиционных районах виноградарства, что стимулируется принятым в 2019 г. правительством Российской Федерации законом, направленным на увеличение площадей виноградников и улучшение качества производимой продукции, которая будет обладать системой защиты по географическому признаку.

Понятие терруар (фр. terroir) в виноградарстве включает сочетание местного ландшафта и свойственных только этому району условий окружающей среды, которое обеспечивает создание продукции яркой индивидуальности, оцениваемой как “букет вина” [49]. Географический фактор,

¹ Дополнительные материалы к этой статье доступны по doi 10.31857/S0032180X22600688 для авторизованных пользователей.

который образно называют “вкус места” [30] или дактилоскопический отпечаток вина (geographical “fingerprint” of a wine) [44], явно или опосредованно обусловлен влиянием семи основных факторов, среди которых “экогеопедологическая среда”, включая влагообеспеченность и минеральное питание [44]. При индивидуализации земельного участка ключевыми факторами при определении терруара определены климат, почва и сорт винограда. Эффективность виноградарства в условиях склонового земледелия существенно зависит от гипсометрического уровня расположения участка, уклона и экспозиции, а также местоположения участка относительно макрорельефа местности (оценка заморозкоопасности и др.) [9]. Среди почвоведов доминирует трактовка термина “терруар”, обоснованная школой Бордо (*Institut des Sciences de la Vigne et du Vin*), как экофизиологического понятия, согласно которому органолептические характеристики вина связаны с его географическим происхождением [48, 49]. И поскольку терруар является многофакторным понятием, то отличительные характеристики вина из определенного места обусловлены уникальной комбинацией почвенных параметров, которые, взаимодействуя с местным климатом, сортом винограда, урожаем и техникой виноделия, формируют терруар конкретного участка [50].

Виноградное растение может произрастать на одном месте длительный период (около 60–80 лет), оно характеризуется развитой корневой системой, которая уходит вглубь на 6–8 м. Поэтому виноград отличается высокой способностью извлекать питательные вещества из больших глубин корнеобитаемого слоя, в то же время растение чутко реагирует на факторы среды и дает при различных условиях урожай, заметно отличающийся по величине и качеству [15, 33, 35, 36]. Элементный состав вина зависит от биогеохимии той почвы, на которой выращивается виноград, и поэтому используется для определения географического происхождения различных вин [45]. Поскольку на качество вин влияют почти все свойства почвы и в целом ее плодородие, то это определяет важную роль ампелопедологии, которая обеспечивает результаты генетического изучения почв под виноградниками.

Цель ампелопедологического изучения территории Крымского п-ова заключалась в сравнительной оценке почв в пяти географических районах виноградарства, в которых крупнейшие предприятия могут нарастить объемы производимой продукции за счет расширения площадей, а также на перспективных землях для размещения виноградной культуры с учетом богатого исторического прошлого региона.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований. Эмпирическую основу составили наряду с современными почвами под

виноградниками (32 объекта), постагрогенные почвы в размежеванных наделах и на террасах (13 объектов), а также эталоны (целинные почвы) в каждом из пяти районов виноградарства (рис. 1). Почвы под виноградниками – это обобщенное название, которое в условиях сложной структуры почвенного покрова подразумевает общую агротехническую трансформацию (плантажную обработку, регулярные обработки междурядий, значительную агрохимическую нагрузку и др.), не подменяя их генетической и классификационной идентичности. Полевые исследования в исторических районах виноградарства выполняли на залежах, имеющих объективные свидетельства размежевания и плантажа в античную эпоху [5, 21]. Такие объекты изучали в Юго-Западном (Гераклейский п-ов), Северо-Западном (мыс Ойрат, земли вблизи античных центров и усадеб: Калос-Лимен, Ортли, Мамай-Тюп) и Восточном Крыму: виноградные террасы на п-ове Казантип и к западу от Керчи (Пантикапея), у с. Октябрьское (табл. 1).

Исторические районы виноградарства, сложившиеся в Тавриде в античную эпоху, охватывали значительные площади земель в Юго-Западном и Восточном Крыму, на отдельных массивах в Северо-Западном Крыму и предгорьях. Но сельское хозяйство греков не распространялось на территории, заселенными таврами, и, в частности, на южный берег Крыма (ЮБК) от Балаклавы до Феодосии, который имеет благоприятные почвенно-климатические условия для культивирования виноградной лозы. Боспорские виноградари в Восточном Крыму стали заниматься акклиматизацией винограда уже в VI–V вв. до н. э., через два века многолетние насаждения появились в Юго-Западном Крыму. В сельской округе Херсонесского государства виноградарство, как отрасль аграрного сектора экономики, доминировало в доскифский период: виноградниками была занята прибрежная зона Гераклейского п-ова в IV–начале III вв. до н. э. [5]. В Северо-Западном Крыму, начиная с первой четверти IV в. до н. э., стало развиваться садоводство и виноградарство, о чем свидетельствуют следы древнего размежевания земель вблизи восьми поселений и усадеб [46]. Большая роль, которая отводилась древнегреческими земледельцами культивированию виноградной лозы в различных районах Крыма, а также винодельческой технологии в экономике античных государств, оказала влияние на распространение полного цикла виноградарства у скифов и тавров, что, например, фиксируется археологическими данными на поселениях поздних скифов (II–III вв. н. э.), а также палеоботаническими анализами косточек, которые свидетельствуют о развитии местной селекции культурного винограда, основанной на использовании сорта дикого лесного винограда горного Крыма [5, 8, 16, 28, 31]. На большинстве боспорских поселений I в. до н. э.–

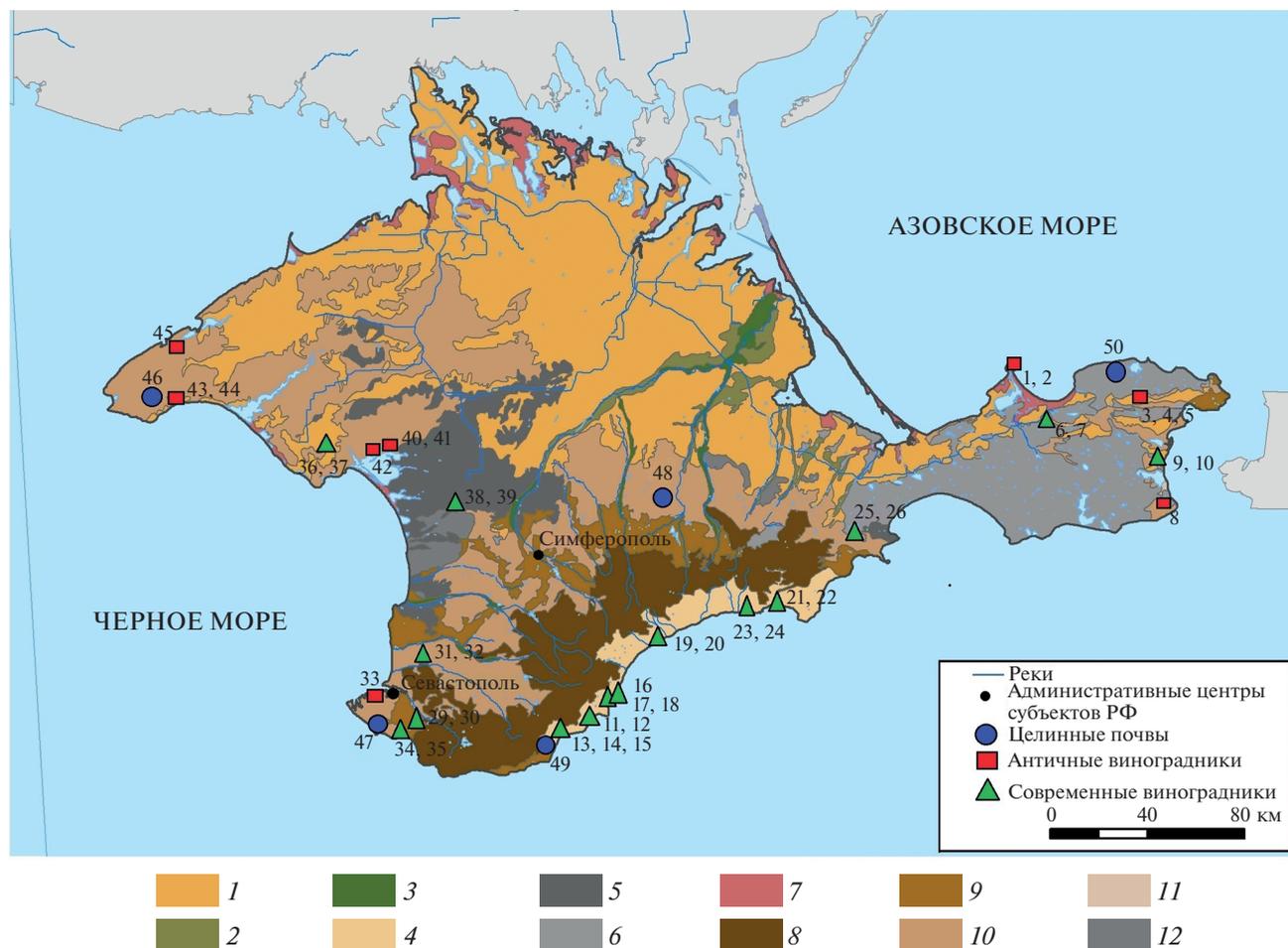


Рис. 1. Расположение точек отбора почвенных образцов на постантичных залежах и современных виноградниках Крымского п-ова (в подложке – слой материнских пород из векторизованной карты (источник: Почвенная карта Крымского п-ова, Укрземпроект, 1972, М 1 : 200000). 1 – лёссы и лёссовидные суглинки, 2 – аллювий древний, 3 – аллювий современный, 4 – элювий сланцев и песков, 5 – глины, 6 – глины засоленные, 7 – современные морские отложения, 8 – глины, конгломераты, песчаники, 9 – делювий карбонатных пород, 10 – элювий карбонатных пород, 11 – элювий рудных пород, 12 – галечник и конгломераты.

III в. н. э. производственные объемы виноматериалов превышали собственные потребности, активное развитие этой отрасли продолжалось в конце III–V вв. до н. э. [5]. Крымское виноделие на местном сырье развивалось в Юго-Западном Крыму и в эпоху средневековья, о чем свидетельствуют находки около 200 винодельческих комплексов, которые могли одновременно производить не менее 2 млн л винной продукции [7].

Почвы, которые сформированы на элювии карбонатных пород, широко представлены как в Северо-Западном (56% площади), так и в Восточном Крыму (на скалистых известняковых гребнях Керченского холмогорья). Это черноземы карбонатные (Haplic Chernozems) и дерновые карбонатные почвы (Calcaric Chernic Rendzic Phaeozems), которые уже с 40–55 см подстилаются плитой известняка и на которых в районах виноградарства применяли плантажную обработку. В Северо-Западном Крыму античные виноград-

ники в 1.2 км к северо-востоку от античного центра Калос Лимена (начало IV в. до н. э.–начало II в. н. э.) и вблизи усадеб Ортли и Мамай-Тюп (второй половины IV–III вв. до н. э.), открытые крымскими археологами [22, 46], изучали в ходе междисциплинарных исследований, что определило репрезентативность заложения почвенных разрезов в системах внутривинного межевания. Результаты дистанционных и геофизических исследований хорошо сохранившегося надела под многолетние насаждения у мыса Ойрат вблизи усадьбы конца IV–II вв. до н. э. [21], которые позволили определить планировочную структуру (ограды участка, плантажные стены), способствовали организации детальных почвенных опробований с применением системы спутниковой навигации геодезического класса. Почвенные образцы на Гераклеяском п-ове отбирали в 69 наиболее хорошо сохранившихся земельных наделах сельской округи Херсонеса Таврического.

Таблица 1. Объекты изучения залежных почв на античных виноградниках Крыма

Античное поселение	№ объекта*	Высота над уровнем моря, м	Уклон, град	Экспозиция	Основной (внутренний) размер участка	Почва, порода**
Гераклий	1, 2	15	3–5	ЮЗ	100 × 100	Д-К, Эл.
Пантикапей	3–5	95	3–5	ЮВ	250 × 200	Д-К, Эл.
Китей	8	12–15	1–2	В	210 × 210	ЧЮ, Гл.
Херсонес	33	50	1–2	ЮВ	630 × 420 (210 × 210)	К, Эл.-Дел.
Ортли	40, 41	5–8	1–2	ЗЮЗ	210 × 210	ЧК, Щ.
Мамай-Тюп	42	2–8	0–3	Ю, ЮВ	220 × 270 (52.5 × 52.5)	Д-К, Эл.
Ойрат	43, 44	6–10	2–3	ЮВ	210 × 210 (52.5 × 52.5)	Д-К, Эл.
Калос Лимен	45	7–8	1–2	В	52.5 × 52.5	ЧК, Сср.

* Номер объекта соответствует рис. 1.

** Д-К, Эл. — дерновые карбонатные почвы на элювии плотных карбонатных пород, К, Эл.-Дел. — коричневые горные карбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород, ЧК, Сср. — чернозем карбонатный среднесуглинистый на лёссовидных суглинках, ЧК, Щ. — чернозем карбонатный щебнистый на суглинках, ЧЮ, Гл. — чернозем южный глинистый.

На территории Восточного Крыма изучены два сходных объекта — античные земельные наделы под виноградники на склонах южной экспозиции с дерновыми карбонатными щебенчатыми почвами на элювии плотных карбонатных пород: у поселения Казантип I (II в. до н. э.—III в. н. э.) и у античной усадьбы (IV—III вв. до н. э.) вблизи с. Октябрьское (в 9 км к западу от Керчи (античного Пантикапея)). На юге Керченского п-ова, где в приморской зоне развиты черноземы на плотных серо-зеленых (2.5Y 6/4 (dry)) глинах, в 2019–2020 гг. авторами повторно изучены земельные участки шириной 15–16 м с оградами в 520 м к западу от городища Китей (V в. до н. э.—V в. н. э.). Результаты ранее проведенных почвенных исследований позволили определить, что сформированные турбированного горизонта (мощностью 70 см) произошло 2400 лет назад [26]. Почвы Восточного Крыма, сформированные на элювии плотных пород и на плотных глинах, по содержанию карбонатов кальция (CaCO₃) значительно отличаются: в среднем 38 и 16% соответственно. Поэтому эти группы объектов далее анализируются отдельно.

В современных районах виноградарства полевые исследования выполняли в Юго-Западном (Балаклавский и Нахимовский р-ны), Северо-Западном (Сакский р-н) и Восточном (Ленинский р-н) Крыму, в предгорном Крыму (Белогорский р-н) и на южном берегу Крыма (ЮБК) (городские округа: Ялта, Алушта, Судак, Феодосия) (табл. 2). Наиболее привлекательные для виноградарства субсредиземноморские ландшафты ЮБК занимают самый низкий ярус Главной гряды Крымских гор шириной 1–15 км на общей площади 1255 км² [39]. В этом районе, а также в предгорьях к западу и востоку от Главной гряды, представлены коричне-

вые лесные почвы (по номенклатуре почв Крыма) или Cambisols [34].

На территориях современных виноградников отбор почвенных образцов проводили в горизонтах А, АВ и В (0–120 см) в междурядье, а для сравнения агрофизических показателей в горизонтах А и АВ, как в ряду виноградника, так и в его междурядье. Кроме того, отобрали 41 образец из горизонта В (>80 см) и по вертикали для построения геохимических эпюр в двух разрезах почвенно-лессовой толщи глубиной 2.5 и 6.5 м (у современного виноградника и на целине). На постантичных залежах ниже дернинного слоя (мощностью 3–6 см) выделяли ренатурированный горизонт агропедогенеза мощностью 21–25 см, который и был объектом изучения.

Методы исследований. Научный подход, основанный на интеграции почвоведения, археологии, геоморфологии ландшафта, данных дистанционного зондирования Земли и ГИС-технологий, позволяющий обнаружить следы древнего землеустройства и земледелия [37], уже показал свою эффективность. Но для исторических районов виноградарства был дополнен результатами обработки данных дистанционного зондирования и геомагнитной съемки [23, 46]. При исследованиях почв виноградников результаты применения комплексного почвенно-генетического и биогеохимического подхода являются ключевым компонентом для практического использования концепции “терруар”.

Большое разнообразие почвообразующих пород Крымского п-ова объясняется сложностью его геологического строения. Их пространственное распределение методами картографии выполняли в локальной ГИС на многофункциональной платформе ArcGIS 10.5 от ESRI. Создание и оцифров-

Таблица 2. Объекты изучения почв под современными виноградниками на Крымском п-ове

Населенный пункт	№ объекта*	Высота над уровнем моря, м	Уклон, град	Экспозиция	Почва	Гранулометрический состав почв
Останино	6, 7	30	1–2	Ю	Чернозем южный слабогумусированный на лёссовидных глинах и суглинках	Легкоглинистый
Челядиново	9, 10	64	2–3	ЮЗ	Чернозем южный слабогумусированный мицеллярно-высококарбонатный на лёссовидных глинах и суглинках	Средне и тяжелоглинистый
Ялта	11, 12	20	2–3	Ю	Коричневые горные некарбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород	Тяжелосуглинистый, щебенчатый
	13–15	260	3–5	Ю	Коричневые горные карбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород	Легкоглинистый, щебенчатый
Гурзуф	16	155	2–3	ЮВ	Коричневые горные некарбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород	Тяжелосуглинистый, щебенчатый
	17, 18	75	5–7	ЮВ		
Алушта	19, 20	65	2–3	Ю	Коричневые горные некарбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород	Тяжелосуглинистый, щебенчатый
Судак	21, 22	67	1–2	ЮВ	Коричневые горные некарбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород	Тяжелосуглинистый, щебенчатый
Новый Свет	23, 24	140	2–3	В	Коричневые горные солонцеватые почвы на делювии коренных пород	Легкоглинистый, щебенчатый
Феодосия	25, 26	93	1–2	ЮВ	Чернозем солонцеватый на плотных глинах	Легкоглинистый, щебенчатый
Кричное	27, 28	270	3–5	ЮВ, В	Дерновые карбонатные почвы на элювии плотных карбонатных пород	Легкоглинистый
Севастополь	29, 30	115	1–2	Ю, ЮВ	Коричневые горные карбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород	Тяжелосуглинистый, щебенчатый
	34, 35	180	1–2	ЮВ		
Солнечный	31, 32	102	2–3	Ю	Коричневые горные карбонатные почвы на элювии и делювии коренных пород	Тяжелосуглинистый, щебенчатый
Ромашкино	36, 37	35	1–2	Ю, ЮВ	Чернозем южный слабогумусированный мицеллярно-высококарбонатный на лёссовидных глинах и суглинках	Легкоглинистый
Скворцово	38, 39	43	1–2	ЮВ	Чернозем, преимущественно карбонатный, щебнистый и галечниковый на элювии плотных и галечниковых карбонатных и окаربончатых пород	Легкоглинистый

* Номер объекта соответствует рис. 1.

ку картографического материала проводили в географической системе координат WGS-1984. Для обеспечения подосновы в ГИС на всю территорию полуострова конвертировали и по сетке разграфки привязывали листы топографической карты масштаба 1 : 200 000 (Почвенная карта Крымского п-ова. Укрземпроект, 1972). Также

в качестве подложки использовали современные (2017–2020 гг.) мозаики высокдетальных космических снимков, предоставляемые картографическими веб-сервисами от Google, Yandex.

Агрофизическое состояние почв определяли по 45 объектам в горизонтах А и АВ (0–35 см) современных почв под виноградниками (в ряду и меж-

дурядье) и для постантичных залежей, используя фракционирование почвы в воздушно-сухом состоянии и оценку водоустойчивости мезоагрегатов. Сухое просеивание выполняли с использованием комплекта из восьми сит с квадратными ячейками *Fritch GmbH* (диаметром <0.25, 0.25–1, 1–2, 2–3.15, 3.15–5, 5–7, 7–10, >10 мм) на структурные отдельности по методу Н.И. Саввинова. Для наглядного отображения результатов использовали треугольник Ферре, который обычно применяют для представления результатов структурного состава почв [27]. Коэффициент структурности почвы ($K_{стр}$) рассчитывали, как соотношение массы структурных отдельностей от 1 до 7 мм к массе структурных отдельностей <1 и >7 мм [18]. Коэффициент дефляционной опасности определяли по доле макроагрегатов >1 мм. Анализ водоустойчивости мезоагрегатов по градациям диаметров 1–2, 2–3.15, 3.15–5 мм проводили путем оценки скорости распада агрегатов ($n = 50$) на увлажненной фильтровальной бумаге в чашке Петри по времени, рекомендованном в методе [3]. По соотношению процентного содержания водоустойчивых агрегатов к доле структурных отдельностей диаметром 3.15–5 мм рассчитывали критерий водоустойчивости (A).

Цвет почвенных образцов в сухом состоянии определяли по шкале Манселла [42]. Для определения содержания органического вещества использовали метод И.В. Тюрина (в модификации ЦИНАО). В почвенных образцах определяли: CO_2 карбонатов – ацидометрическим методом, рН водной вытяжки – потенциометрическим методом, общий азот титриметрическим методом (ГОСТ Р 58596-19), подвижный фосфор и обменный калий – по методу Мачигина (ГОСТ 26205-91), подвижные соединения меди – по методу Крупского и Александровой (ГОСТ Р 50683-94), подвижные соединения бора – по методу Бергера и Труога (ГОСТ Р 50688-94).

Валовой анализ в порошковых пробах почв и пород проводили по методике измерений массовой доли химических элементов на вакуумном волнодисперсионном рентгенофлуоресцентном спектрометре “Спектроскан Макс-GV”. Количественную калибровку проводили с использованием комплекта государственных стандартных образцов состава почв. Наиболее информативные геохимические коэффициенты для диагностики агрогенной трансформации почв обоснованы в ряде специальных работ [10, 13]. Использовали формулы расчета коэффициента элювирования: $K_3 = Al_2O_3 / (MnO + CaO + K_2O + MgO + Na_2O)$ [41] и коэффициента подвижности химических элементов: $K_p = \sum (Na, K, Mg, Zn) / SiO_2$ [12], а также индекс потенциального почвенного плодородия: $FI = (CaO + MgO + 10P_2O_5) / SiO_2$ [47] и формулу для расчета коэффициента качества почв [12], кото-

рую адаптировали по данным [15] для виноградного растения: $SQ = (P_2O_5 \cdot K_2O \cdot CaO \cdot Zn \cdot Fe_2O_3 \cdot MgO)^{1/6}$.

Для определения химического состава золы пробоподготовку растительного вещества из виноградного куста проводили путем озоления в фарфоровых тиглях в муфельной печи при 450°C.

Статистическую обработку проводили стандартными методами в программах Excel и Statistica 10.0. При определении наиболее информативных геохимических показателей использовали коэффициент вариации ($V, \%$). Классификационное сходство объектов (почв, пород) определяли путем интерпретации результатов кластерного анализа в программном продукте Statistica 10.0, используя метод многомерного кластерного анализа (алгоритм древовидной кластеризации методом Уорда в квадрате Евклидова расстояния по нормированным значениям).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Агрофизическое состояние почв. Виноградное растение относительно толерантно относится к условиям произрастания на щебенчатых почвах. Для почв, содержащих грубоскелетный материал, разработана классификация почв по каменистости применительно к культуре винограда, которая показывает, что насаждения винограда на слабо- и среднескелетных почвах (частиц размером >3 мм от 1 до 30%) долговечны и дают высокие урожаи хорошего качества [15]. Ранее показано [38], что в противоположность природному почвообразованию, приводящему к дивергенции почвенных свойств, агропедогенез приводит к их конвергенции. В этой связи важно отметить, что технология античного виноградарства предполагала проведение плантажной обработки, поэтому все почвы под виноградниками в исторических районах виноградарства Крыма в стартовых условиях агропедогенеза характеризовались гомогенизацией верхнего корнеобитаемого слоя. Известно, что античные виноградари крупные камни складировали на границе земельного массива под многолетние насаждения как это отмечено у мыса Ойрат [21], или укладывали в плантажные стены шириной и высотой 1 м [25]. Как установлено ранее при изучении античных виноградников в наделах III–II вв. до н. э. сельской округи Херсонеса при сплошном плантаже закладывали траншею глубиной 0.70–0.80 м, а сохранившаяся глубина древнего плантажа 0.50–0.80 м [25], и это турбированный горизонт с определенными агротехнологическими характеристиками. Например, если карбонатный элювий у целинной почвы содержит 34% частиц размером >3 мм (сильноскелетный), то в сопоставимом по глубине плантажированном горизонте античного виноградника у Калос–Лимена выборкой камней был достигнут

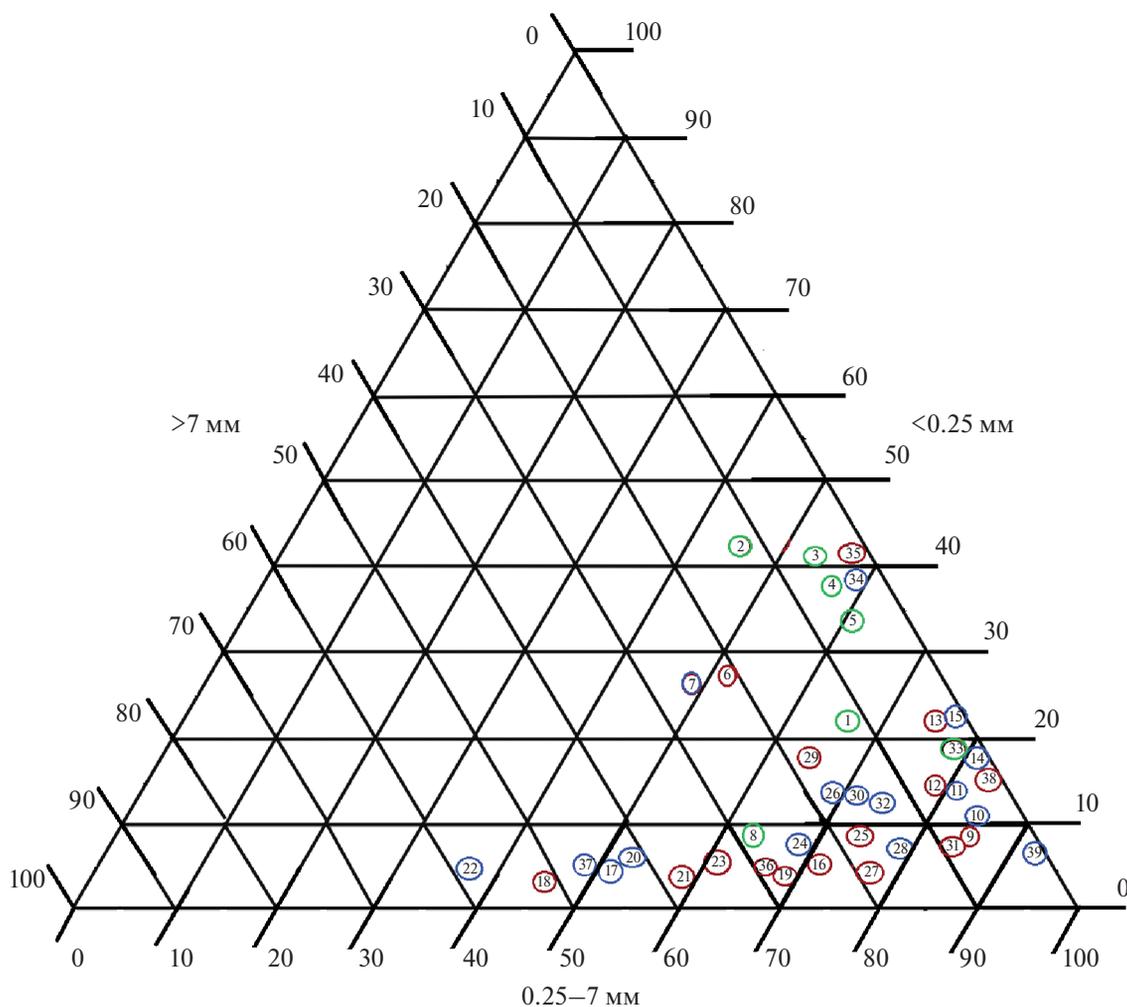


Рис. 2. Определение различий почвенной структуры (горизонт А) с помощью треугольника Ферре (номера объекта соответствуют рис. 1): красные значки – образцы в ряду виноградника, синие значки – образцы в междурядье виноградника, зеленые значки – образцы на постантичных залежах.

уровень средней скелетности (доля щебня >3 мм составляла от 18% (0–63 см) до 23% (63–84 см)).

При агрономической оценке почвы большое значение имеет ее структура и водоустойчивость. В агрономическом отношении наиболее ценными являются агрегаты диаметром от 0.25 до 7 мм [18]. Бесструктурные распыленные агрегаты (<0.25 мм) и глыбистые агрегаты (>7 мм [18]) обладают плохой водо- и воздухопроницаемостью, уплотненностью [27].

Анализ данных (рис. 2) показал, что без учета современных залежей, данные по которым сильно различаются, в большинстве случаев лучшей структурностью обладают почвы, образцы которых были отобраны в рядах современных виноградников по сравнению с их междурядьями, испытывающими регулярные механические обработки. Используя критерий существенности разности для двух выборок (почвы в ряду и в междурядье виноградника) по содержанию агроно-

мически ценных агрегатов (0.25–7 мм), определено, что $t_{\text{факт}} > t_{05} < t_{01}$, то есть разность существенна на 5%-ном уровне значимости, но на 1%-ном уровне – образцы почвы относятся к одной совокупности. В рядах виноградников после первичного плантажа почвы отсутствуют турбации за время, соответствующее возрасту виноградника. Однако в междурядьях виноградников снижение доли агрономически ценных агрегатов обусловлено большим содержанием глыбистых форм (>7 мм) за счет плантажной обработки и последующей культивации почвы при обработке междурядий (4–6 раз в год на глубину 10–12 см) при традиционной агротехнологии.

Величины коэффициента водоустойчивости значительно больше на постантичных и современных залежах ($>85\%$) в отличие от современных виноградников (40–60%), почвы которых характеризуются большей выпашанностью (табл. S1). В современных виноградниках средневзвешенный по

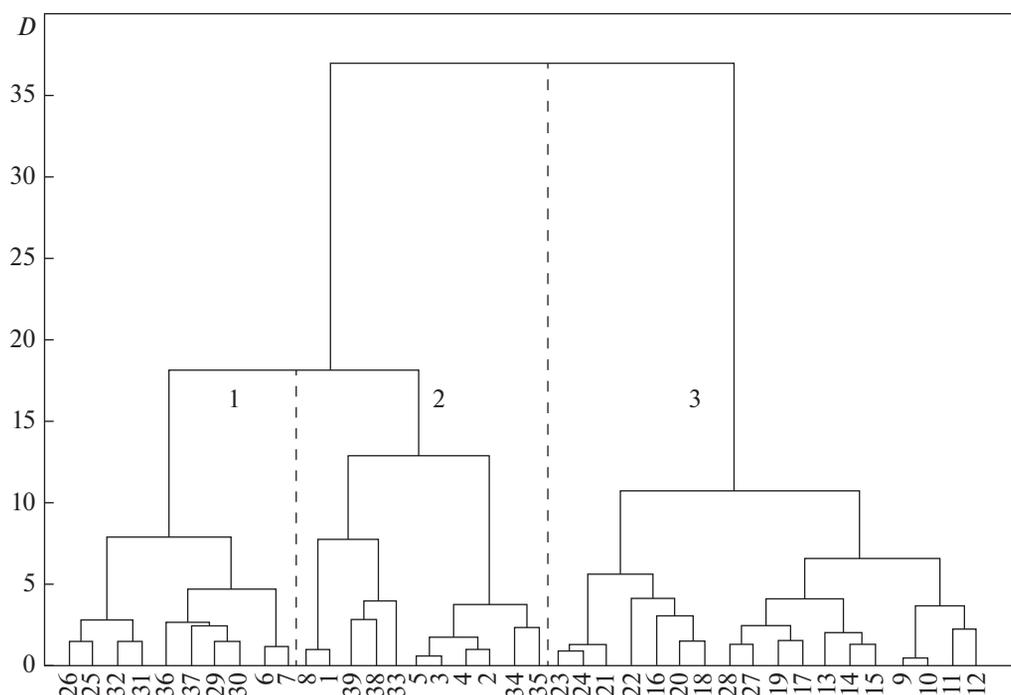


Рис. 3. Дендрограмма кластерного анализа по 39 почвам под виноградниками Крымского п-ова по показателям их структурного состояния (D – расстояние объединения).

трем градациям показатель d_w (водоустойчивость агрегатов диаметром от 1 до 5 мм) показал различия величин для почв в ряду и междурядье. Если почвы в ряду имели среднее значение d_w 46.9%, то из-за регулярных турбаций в междурядьях величина d_w была вдвое ниже – 20.8%, что определяет структуру почвы как неудовлетворительную.

Режим залежи позволяет восстановить структурное состояние почв в диапазоне размерностей 0.25–7 мм, при этом реликтовые признаки механической обработки сохраняются в пылевой фракции (<0.25 мм). Это отмечено как для постантичных залежных почв (объекты 1–5), так и для постагрогенных почв текущего этапа освоения на Керченском п-ове (объекты 34–35).

Для группировки исследованных объектов по доле мезо- и микроагрегатов, а также по величинам агрофизических показателей почв (табл. S1) выполнен кластерный анализ, с помощью нормирования значений показателей по среднеквадратическому отклонению. Анализ рис. 3 показал, что почвы под виноградниками по своему агрофизическому состоянию могут быть классифицированы с использованием величины порогового расстояния (D), на три основные группы. К первой группе в основном относятся почвы современных виноградников, расположенные в Юго-Западном (объекты 29–32) и Северо-Западном (объекты 36, 37) Крыму. Их объединяют близкие величины коэффициента дефляционной опасности (значения находятся в пределах 50–70%), пока-

зателя водоустойчивости (3.15–5 мм) – 40–60%, критерия водоустойчивости, значения которого входят в диапазон от 40 до 60. Ко второй группе относятся постантичные залежи Восточного Крыма (объекты 1–5, 8) и современные залежи Юго-Западного (33–35) и Северо-Западного (объекты 38, 39) Крыма. Агрегатное состояние почв 1-й и 2-й группы варьирует в пределах 0.6–1.2, что соответствует категории удовлетворительной структуры. В группе 1 отмечается самое большое по сравнению с другими группами среднее содержание агрономически ценных агрегатов – 82.8%. Величины коэффициента водоустойчивости значительно больше на постантичных и современных залежах (>85%) в отличие от современных виноградников (40–60%), что характеризует степень выпханности их почв. При этом в группе 2 наблюдается увеличение содержания фракции <0.25 мм, которое составляет около 30–40%. Это свидетельствует о том, что структурные отдельности из агрономически ценных в результате агрогенеза превратились в пылеватые формы, то есть установлены остаточные (после длительного залежного режима) признаки выпханности почв.

К группе 3, которая обособляется на высоком уровне иерархической классификации, относятся современные виноградники ЮБК (объекты 13–24) и залежи нового времени в предгорном Крыму (объекты 27, 28). На более высоком уровне объединения с этой группой ассоциируются почвы из виноградника института “Мага-

рач” (объекты 11, 12) и оставленного виноградника на Керченском п-ове (объекты 9, 10).

Отличием группы 3 (от групп 1 и 2) является значительная величина коэффициента структурности, что позволяет оценить структуру как хорошую ($K_{стр} > 1.5$). При этом агрономически ценными агрегатами в должной мере обладают не все объекты: преобладание глыбистой фракции (>7 мм) наблюдается в междурядьях современных виноградников в п. Гурзуф (29.8%), г. Алушта (37.5%) и Судак (53.3%). Показатель водоустойчивости также имеет отличия. Там, где отбор проводили в ряду современного виноградника, коэффициент является одним из самых низких – в среднем 37% при том, что в междурядье (из-за регулярных турбаций) водоустойчивость вдвое меньше – 19%, что определяет структуру почвы как неудовлетворительную. На современных залежах, напротив, средняя величина коэффициента водоустойчивости имеет высокое значение – около 93%. Результаты оценки агрофизического состояния почв под виноградниками подтверждают ведущую роль географического фактора в их типологии даже при различиях истории освоения и интенсивности агрогенных трансформаций.

Геохимия почв в исторических районах виноградарства. Статистическая обработка всего массива геохимических данных ($n = 153$) по изученным объектам (табл. S3) показала значительную изменчивость всех химических элементов (по величинам коэффициентов вариации от 19 до 120%), то есть их высокую информативность для определения внутрирегиональных (порайонных) различий. Однако, используя подход, основанный на сравнении величин стандартного отклонения и коэффициента вариации для различных вариантов разброса значений при увеличении средней величины [32], удалось установить среди 22 макро- и микроэлементов узкий перечень диагностических показателей, которые в наибольшей степени могут отразить почвенные различия между тремя историческими регионами виноградарства Крыма. В частности, среди 10 макроэлементов, в выборке которых отмечено относительное постоянство величин стандартного отклонения, определены (при величинах коэффициента вариации более 28%) четыре диагностических макроэлемента (оксида): CaO, Fe₂O₃, Al₂O₃, SiO₂ (рис. 4), а среди 12 микроэлементов четыре (Pb, As, Rb, Zn) (рис. 5) могут быть признаны наиболее информативными для идентификации почв географических районов.

При сравнении содержания в почве 22 макро- и микроэлементов в трех исторических районах виноградарства, ни один элемент не был исключен при использовании выбранного критерия – величин соотношений в отдельных парах объектов более или менее 20%. Сравнение трех районов античного виноградарства (табл. S3) показало,

что наибольшие различия при попарном сравнении отмечаются по содержанию в горизонте А таких макроэлементов в оксидной форме, как CaO, SiO₂, Al₂O₃, MgO, MnO, K₂O, Na₂O, а по содержанию микроэлементов – Sr, а также Rb и As. Среди исторических районов наибольшими различиями (по содержанию 19 химических элементов) характеризуются почвы на одной территории – Керченском п-ове, но сформированные на различных материнских породах – карбонатном элювии и тяжелых суглинках. Значительным своеобразием отличаются почвы сельской округи Херсонеса (Гераклейский п-ов), при сравнении с карбонатными почвами как Северо-Западного Крыма (прежде всего, по большему содержанию (из 17 элементов) железа, свинца, рубидия, алюминия и по более низкому содержанию натрия и стронция), так и античного Боспора (прежде всего, по большему содержанию (из 16 элементов) Fe, Rb, Pb, Si, Al, V и по более низкому содержанию Sr, Na и P). По особенностям геохимического состава почв наиболее близкими оказались почвы под виноградниками в залежах Северо-Западного Крыма и Боспора, сформированные на карбонатных породах и плантажированные в древности. Из 22 макро- и микроэлементов только по девяти элементам эти два района имеют отличия, причем наиболее существенные лишь по содержанию Mg и Sr.

Почвы виноградников у античных усадеб Северо-Западного Крыма отличаются высокой карбонатностью, что сильно сближает их с почвами на элювии известняков Восточного Крыма, которые лишь по содержанию Са имели преимущество перед почвами на глинах того же района (округа Китея). Успешному опыту виноградарства на юге Керченского п-ова за время существования античного Китея (V в. до н. э. – V в. н. э.) [26] очевидно благоприятствовали особенности местных почв, которые отличались от карбонатных аналогов склоновых виноградников п-ова Казантипа и усадьбы у Октябрьского большим содержанием (в 1.3–2.1 раза) элементов, полезных для виноградных растений: Si, Fe, K, Rb, Mg, Mn.

С ампелопедологической точки зрения обособован [2, 11, 15] ансамбль приоритетных элементов, оказывающих влияние на вкусовые качества виноматериалов (Fe₂O₃, Ni, Cu, Zn, Co, Rb). Поэтому почвы Гераклейского п-ова (сельская округа Херсонеса) выгодно отличаются от других районов античного виноградарства по большему содержанию Fe, Si, Mg, K, Rb. Педогенез на ЮБК из-за климатической стабильности факторов почвообразования, начиная с плиоцена мало отличался от современного [1]. Территория Гераклейского п-ова, которая входит в состав южнобережного умеренно-жаркого засушливого с очень мягкой зимой агроклиматического района с суммами температур 3400–3800°C за период $>10^\circ\text{C}$ [39], существенно отличается от других историче-

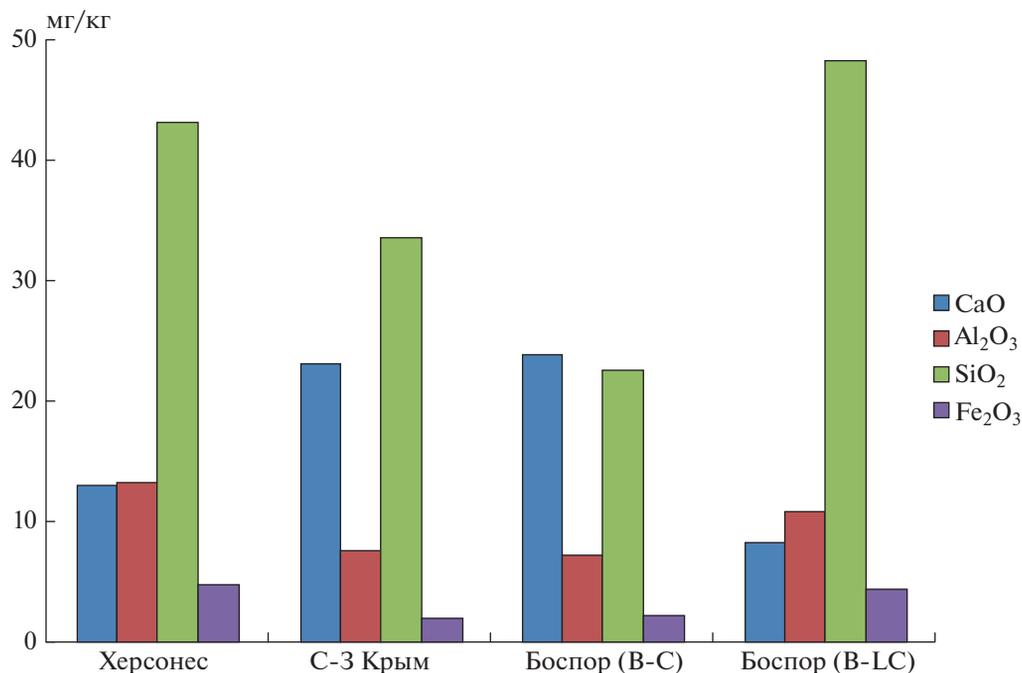


Рис. 4. Распределение содержания диагностических макроэлементов (оксидная форма представления) в исторических районах виноградарства Крымского п-ова. Для Восточного Крыма почвы на элювии плотных пород и на плотных глинах обозначены В-С и В-ЛС соответственно.

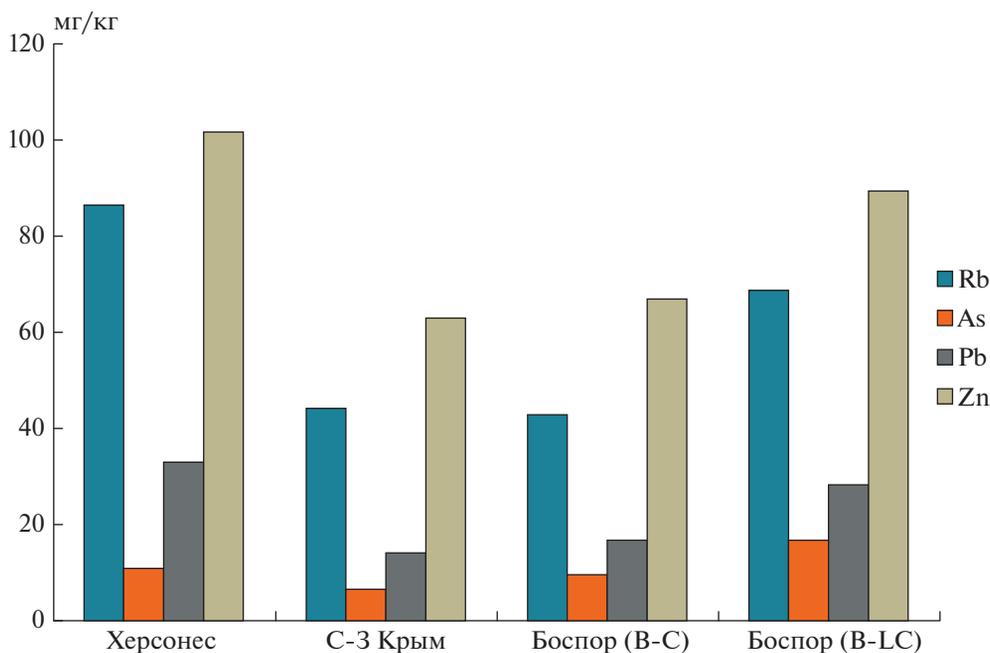


Рис. 5. Распределение содержания диагностических микроэлементов в исторических районах виноградарства Крымского п-ова. Для Восточного Крыма почвы на элювии плотных пород и на плотных глинах обозначены В-С и В-ЛС соответственно.

ских районов виноградарства непрерывностью и интенсивностью почвообразовательных процессов, что можно диагностировать по показателю выветривания Rb/Sr, который отражает разницу в устойчивости слюд и калиевых полевых шпатов

по отношению к карбонатам, с которыми ассоциирован Sr [10]. В частности, карбонатные почвы Северо-Западного и Восточного Крыма по величинам показателя Rb/Sr уступают почвам Юго-Западного Крыма от 3 до 17 раз.

Херсонесское государство после создания в IV–III вв. до н. э. агрохозяйственной зоны для виноградарства и экспорта вина стало развивать на дальней округе (в Северо-Западном Крыму) зерновое хозяйство при второстепенной роли виноградарства. Биогеохимические различия как почв, так и материнских пород могли быть, наряду с климатом, существенной причиной разнокачественности вин в двух регионах Западного Крыма, что находит отражение в современных различиях виноградарства этих местностей, если использовать концепцию терруара [40]. Эти выводы согласуются с различной ролью виноделия в Юго-Западном и Северо-Западном Крыму для античной эпохи (экспортными поставками и местным потреблением соответственно), которую отмечают историки [5].

Геохимия почв в современных районах виноградарства. Роль микроэлементов в почве не менее важна для получения высококачественных урожаев винограда, чем основных элементов минерального питания: N, P, K, Ca, S и Mg [11, 29, 43]. Для определения наиболее информативных макро- и микроэлементов в почвах под виноградниками Крымского п-ова (табл. S2) был использован коэффициент вариации (V). Химические элементы и соединения, которые по величинам $V < 25\%$ можно рассматривать как фоновые (K_2O , Cr, MnO, Ba), из дальнейшего анализа были исключены. По данным о содержании 18-ти химических элементов выполнена классификация почв под виноградниками, используя метод многомерного кластерного анализа (рис. 6).

Результаты иерархической классификации показали, что почвы под виноградниками по биогеохимическим особенностям можно разделить на пять основных групп, но на высоком уровне порогового расстояния наиболее контрастные объекты в группах 1 и 5. Наиболее значительными различиями геохимического состава почв по сравнению с остальными объектами на территории полуострова характеризуются залежные почвы из античных виноградников Керченского п-ова и Северо-Западного Крыма (группа 5). Старозалежные почвы, которые чаще сформированы на элювии известняков и плантажированы в древности, отличаются большим содержанием CaO (25.1%), MgO (2.5%) и P (0.36%) и меньшим (почти в 2 раза) Al, TiO₂, Fe₂O₃, V, Cu, Pb. В группу 1 вошли объекты ЮБК, расположенные на коричневых горных преимущественно некарбонатных почвах. Сравнительно высокая концентрация Fe₂O₃ (6.01%) и Al₂O₃ (19.85%) в почвах этой группы подтверждается коричневой (10YR 5/3) и желтовато-коричневой (10YR 5/4) окраской. Главным отличием от остальных групп является низкое содержание CaO (в пределах от 0.6 до 1.8% в верхнем горизонте) и большее содержание Al₂O₃, V, Cr, Co, Ni, Zn, Rb, Pb. В группы 2–4 вошли совре-

менные почвы под виноградниками Юго-Западного, предгорного, Северо-Западного и Восточного Крыма, которые при значительных различиях между собой все же формируют общий кластер. Группы 2 и 4 отличаются между собой по содержанию Co, Sr, Cu, As, Cr, Mn, Ni в 1.5–2 раза в пользу группы 4 (преимущественно, это суглинистые почвы виноградников Керченского п-ова). Группы 2 и 3 наиболее близки между собой – из 18 отобранных химических элементов отличия выявлены только по Cu, Ni и Co, что напрямую связано с различными подходами предприятий к применению агрохимикатов.

Геохимические соотношения и коэффициенты могут диагностировать результаты протекания процессов, которые связаны как с выветриванием материнских пород, так и с педогенезом. В настоящем исследовании наиболее информативными коэффициентами (между постантичными залежами и современными виноградниками) стали коэффициент потенциального почвенного плодородия (FI) [47] и коэффициент элювиирования (K_e) [41] (табл. 3).

Почвы под современными виноградниками (в междурядьях) отличаются от залежных почв античных виноградников высокими значениями как K_e , которые показывают превышение в 2.5–3 раза (за счет потери щелочных соединений), так и коэффициента выщелачивания (Ba/Sr). Также значительное превышение показал коэффициент выветривания ($Al_2O_3/(CaO + Na_2O + MgO + K_2O)$) – диапазон значений на почвах современных виноградников варьирует от 0.97 до 2.39, тогда как для почв античных виноградников значение коэффициента не превышает 0.69. Это характеризует более глубокие результаты процессов выветривания и выноса миграционно подвижных элементов, что связано с более длительным земледелием и большей интенсивностью геохимической трансформации почвообразующих пород и почв в прежних и нынешних климатических условиях.

Обладает диагностическими возможностями показатель потенциального плодородия почвы FI [47], который определяется по соотношению суммы общего фосфора и оксидов кальция, магния к кремнию. Показатель FI на залежных почвах античных виноградников имеет значения от 0.41 до 1.40, тогда как для почв современных виноградников $FI < 0.20$. Величины коэффициента подвижности химических элементов (K_n), который определяется по соотношению суммы четырех подвижных элементов к содержанию оксида кремния [12], больше у постантичных залежных почв, что характеризует их меньшую степень выщелоченности такими элементами, как Na, K, Mg, Zn по сравнению с почвами современных виноградников.

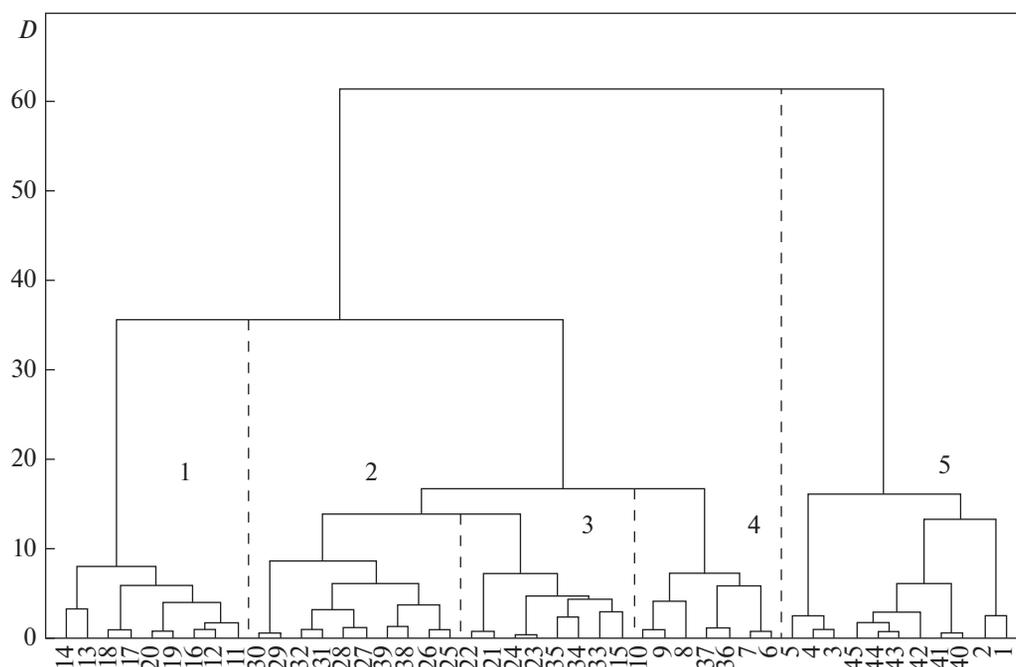


Рис. 6. Дендрограмма кластерного анализа 45 образцов из горизонтов А и АВ почв под виноградниками Крымского п-ова по содержанию 18 химических элементов (метод Уорда, Евклидово расстояние, значения показателей нормированы по среднеквадратическому отклонению).

Для определения бонитета почв был адаптирован коэффициент качества почв SQ [12] для виноградного растения по шести химическим соединениям (P_2O_5 , K_2O , CaO , Zn , Fe_2O_3 , MgO), которые наиболее необходимы для его роста и развития [15]. Сравнение величин коэффициента SQ , рассчитываемого как среднее геометрическое значение содержания указанных элементов, показало, что наиболее плодородными являются залежные

почвы, где содержание полезных химических элементов значительно выше (в 1.2–1.5 раз), чем у современных почв вод виноградниками. При этом следует особо выделить район предгорного Крыма, где значение SQ (3.87) приближено к показателям залежных земель, что может доказывать высокую почвенно-генетическую перспективность развития данной территории под виноградарство. Превышение значений коэффициента биологиче-

Таблица 3. Геохимические соотношения и коэффициенты ($X \pm Sx$) по пяти агроклиматическим районам Крымского п-ова

Соотношения и коэффициенты*	1		2		3	4	5		V, %
	пз	св	пз	св	св	св	пз	св	
FI	1.2 ± 0.1	0.2 ± 0.02	0.4 ± 0.03	0.2 ± 0.02	0.2 ± 0.01	0.14 ± 0.02	1.4 ± 0.3	0.14 ± 0.02	87
$(CaO + MgO)/Al_2O_3$	4.0 ± 0.2	0.7 ± 0.1	1.2 ± 0.1	0.8 ± 0.04	0.6 ± 0.03	0.4 ± 0.1	2.9 ± 0.5	0.5 ± 0.01	77
$Al_2O_3/(CaO + Na_2O + MgO + K_2O)$	0.23 ± 0.01	1.2 ± 0.1	0.7 ± 0.1	0.9 ± 0.04	1.18 ± 0.04	2.4 ± 0.2	0.5 ± 0.1	1.4 ± 0.02	63
$Ca + Mg + K$	30.7 ± 0.9	9.1 ± 0.6	17.0 ± 0.8	10.4 ± 0.8	9.7 ± 0.5	7.5 ± 0.7	22.0 ± 2.8	6.1 ± 0.1	59
K_3	0.8 ± 0.1	5.7 ± 0.4	2.3 ± 0.1	4.7 ± 0.4	4.8 ± 0.2	7.2 ± 0.5	2.0 ± 0.4	5.6 ± 0.1	53
MnO/Sr	3.1 ± 0.2	9.7 ± 0.4	6.9 ± 1.1	8.8 ± 0.9	7.2 ± 0.2	9.1 ± 0.7	2.0 ± 0.5	11.6 ± 0.4	45
Ba/Sr	1.2 ± 0.1	3.8 ± 0.1	3.9 ± 0.2	4.1 ± 0.1	3.5 ± 0.04	3.6 ± 0.2	1.1 ± 0.2	4.5 ± 0.1	40
$(K_2O + Na_2O)/Al_2O_3$	0.5 ± 0.03	0.2 ± 0.01	0.3 ± 0.004	0.3 ± 0.01	0.2 ± 0.01	0.2 ± 0.01	0.5 ± 0.04	0.2 ± 0.01	37
K_n	2.6 ± 0.1	1.6 ± 0.1	2.9 ± 0.4	1.6 ± 0.1	1.8 ± 0.1	2.3 ± 0.2	3.3 ± 0.5	1.6 ± 0.1	29
TiO_2/Zr	24.0 ± 0.8	28.1 ± 0.8	39.4 ± 1.9	37.5 ± 2.4	36.7 ± 1.2	40.7 ± 1.5	27.7 ± 1.2	25.8 ± 0.8	21
SQ	3.6 ± 0.1	3.2 ± 0.1	3.8 ± 0.2	2.6 ± 0.1	3.9 ± 0.1	3.2 ± 0.1	4.1 ± 0.1	2.2 ± 0.1	17
$(Fe_2O_3 + MnO)/Al_2O_3$	0.3 ± 0.01	0.4 ± 0.01	0.4 ± 0.01	0.4 ± 0.02	0.4 ± 0.01	0.3 ± 0.01	0.4 ± 0.02	0.3 ± 0.003	14

Примечание. 1 – Северо-Западный Крым, 2 – Юго-Западный Крым, 3 – предгорный Крым, 4 – Южный берег Крыма, 5 – Восточный Крым, пз – постантичные залежи, св – современные виноградники.

* FI – коэффициент потенциального почвенного плодородия [47], K_3 – коэффициент элювиирования [41], K_n – коэффициент подвижности химических элементов [12], SQ – коэффициент качества почв [12]; V – коэффициент вариации.

Таблица 4. Агрохимические свойства почв в оставленных и современных виноградниках

№	Слой, см	Цвет сухой почвы (Манселл)	CO ₂ , %	рН Н ₂ O	C _{орг}	N _{общ}	C/N	P _{подв}	K _{подв}	B _{подв}	Cu _{подв}	
					%							мг/кг
Восточный Крым												
6	св	2–13	10YR 4/3	0.47	8.11	1.8	0.16	11.25	16	367	1.59	0.139
		13–24	10YR 4/3	0.55	8.16	1.76	0.18	9.78	7	307	1.25	0.093
Южный берег Крыма												
19	св	0–14	10YR 6/2	0.23	8.08	1.50	0.54	4.63	35	240	1.03	0.188
		14–25	10YR 6/2	0.15	8.14	1.26	0.44	5.15	17	129	1.00	0.212
21	св	0–17	10YR 6/1.5	0.85	8.00	1.53	–	–	16	224	2.13	0.079
		17–28	10YR 6/1.5	0.93	8.06	1.17	–	–	23	222	2.44	0.085
Предгорный Крым												
28	сз	0–13	10YR 5/2.5	3.29	7.99	1.54	0.4	3.85	18	491	1.98	0.421
		13–26	10YR 5/2.5	2.97	7.83	1.86	0.26	7.14	8	339	2.15	0.243
Юго-Западный Крым												
29	св	0–18	10YR 6/3.5	4.29	8.13	1.99	–	–	33	447	1.67	0.440
		18–32	10YR 5/4	4.51	8.06	1.69	–	–	8	252	1.14	0.410
31	св	0–14	10YR 4/4	4.47	8.05	1.53	0.26	13.56	32	510	1.96	0.382
		14–26	10YR 4/4.5	5.11	8.01	1.28	0.20	16.42	29	546	1.94	0.465
Северо-Западный Крым												
36	св	0–16	7.5YR 5/4	3.85	8.04	1.85	0.24	11.89	10	520	2.33	0.084
		16–34	7.5YR 4/4	4.07	8.10	1.16	0.20	15.82	8	352	2.14	0.050
39	сз	0–16	7.5YR 5/4	5.83	8.12	1.32	–	–	29	542	–	–
		0–21	10YR 5/3	19.48	8.06	1.53	–	–	9	221	–	–

Примечание. Прочерк – нет данных; сз – современные залежи, св – современные виноградники.

ской активности (MnO/Sr) наблюдается в районах современного виноградарства, что связано с вовлечением MnO в процессы биогенного накопления и миграции. Величина отношения TiO₂/Zr в пяти географических районах Крымского п-ова имеет свое индивидуальное значение, характерное для каждого района, что свидетельствует о литологической и геохимической неоднородности почв.

На почвах под современными виноградниками Крымского п-ова выявлено повышенное содержание таких химических элементов, как Cu, Cr, Ni, Pb, V. Эти элементы относятся к тяжелым металлам, которые свидетельствуют как о геохимической специфике региона, так и о загрязнении изучаемой территории. Результаты расчета суммарного накопления в почве тяжелых металлов и металлоидов относительно фоновых концентраций (показатель Z_c [6]) для пяти географических районов виноградарства Крыма показали, что наибольшие величины показателя Z_c по восьми химическим элементам (Ni, Cr, Cu, Pb, Zn, V, Co, As) отмечены в горизонте А почв на ЮБК (10.7) и в Юго-Западном Крыму (10.0). Для ЮБК, как важного рекреационного района, где виноградниками занято 35% площади сельскохозяйственных земель, своевременно ставится задача развития органического виноградарства, предполагающего отказ от применения пестицидов и минеральных удобрений [24].

Агрохимические свойства почв под виноградниками. В целях определения агрогенной трансформации проведен детальный анализ ключевых агрохимических свойств для почв оставленных и современных виноградников (табл. 4). Сравнение почв по пяти географическим районам показывает, что необходимые питательные вещества в комплексе (N, P, K) выше на ЮБК (N = 0.49%, P = 34.8 мг/кг, K = 286 мг/кг), а также в Юго-Западном Крыму (N = 0.23%, P = 25.5 мг/кг, K = 438 мг/кг), то есть в традиционных районах виноградарства и виноделия. Привлеченные данные по содержанию C_{орг} в постагрогенных горизонтах почв показали, что у возделываемых почв под виноградниками уровень дегумификации в два раза больше. Показателем, характеризующим качество гумуса, является соотношение C/N, которое указывает на обогащенность гумуса азотом [17]. По сравнению с другими географическими районами наибольшей обогащенностью гумуса обладают почвы предгорного Крыма (5.5) и ЮБК (4.9).

Для виноградников наилучшими почвами будут нейтральные или слабощелочные. Этому критерию соответствуют почвы предгорного Крыма, где величина рН в среднем равна 7.9 (слабощелочные почвы). На всех других объектах исследования рН > 8, что соответствует средне- (8–8.5) и сильнощелочным (>8.5) условиям. Из-за этого

Таблица 5. Концентрация химических элементов в золе ягод винограда и почве (горизонт В) современных виноградников Крымского п-ова

ХЭ*	Единицы измерения	В золе ягод винограда					В почве горизонта В (>70 см)				
		район исследования**									
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
CaO	%	3.1	2.9	8.7	3.1	2.3	7.9	14.0	14.3	6.5	3.6
P ₂ O ₅		2.2	2.1	3.5	2.5	2.7	0.1	0.3	0.3	0.2	0.1
Na ₂ O		0.7	1.5	1.4	—	2.0	0.9	1.3	1.1	2.1	0.9
K ₂ O		10.5	8.3	11.1	8.7	3.7	1.7	1.8	1.5	2.9	1.3
Al ₂ O ₃		0.2	0.2	0.3	0.1	0.2	11.4	10.2	9.2	18.4	9.8
MgO		0.5	0.4	1.3	0.3	0.8	1.7	1.3	1.1	1.9	1.1
TiO ₂		0.02	0.01	0.01	0.04	0.01	0.78	0.62	0.52	0.47	0.84
Fe ₂ O ₃		0.4	0.2	0.2	0.6	0.01	5.0	3.9	3.8	5.3	3.2
SiO ₂		3.1	2.8	3.3	2.8	2.2	51.6	44.2	41.6	47.3	40.5
Co	мг/кг	39.3	41.3	2.9	73.5	27.3	9.0	1.8	0.7	13.5	14.6
Rb		64.0	51.2	66.9	38.1	39.5	88.3	64.8	57.4	140	68.9
Ni		8.2	8.3	8.3	7.4	8.4	53.3	42.5	34.5	77.6	53.0
Cu		—	—	—	—	—	27.7	52.1	56.2	45.6	31.1
Zr		—	—	—	—	—	276	199	151	209	320
MnO		0.01	0.01	0.01	0.02	—	0.12	0.12	0.06	0.13	0.13
Zn		81.0	121.0	68.0	108.0	79.0	81.2	87.1	103	120	62.5
Sr		157	112	350	102	121	182	179	157	136	108
As		—	—	—	—	—	9.1	10.9	9.1	12.3	7.4
Ba		23.5	34.0	10.0	35.0	28.0	543	393	332	432	490
Pb		10.9	9.7	9.5	9.9	10.1	21.8	17.0	17.0	25.1	21.6
Cr		—	—	—	20.6	—	93.1	91.7	67.7	109	103
V		—	—	0.34	—	—	100	80	66	96	89

* ХЭ – химические элементы.

** 1 – Северо-Западный Крым, 2 – Юго-Западный Крым, 3 – предгорный Крым, 4 – Южный берег Крыма, 5 – Восточный Крым. Примечание. Результаты получены в повторностях, обеспечивающих допустимую погрешность. Прочерк – значения ниже предела обнаружения.

растение может недополучить необходимые питательные элементы из почвы. Такая обратная взаимосвязь прослеживается с подвижной формой бора. При значениях pH < 8 наблюдается повышенное содержание В_{подв} (объекты 21, 28, 36).

Ранее показано [14], что на ЮБК отмечается наиболее значительное превышение концентрации меди на листьях винограда, обусловленное интенсивной и длительной обработкой виноградников этого региона медьсодержащими препаратами. Регрессионный анализ связи между содержанием в почве Cu_{вал} и Cu_{подв} в пяти географических районах Крымского п-ова показал, что при увеличении в почве содержания Cu_{вал} меди в 2 раза содержание подвижной формы возрастает в 3.3 раза.

Результаты транслокации в системе почва–растение. Для сопряженной геохимической характеристики почвы и виноградного растения исследованы ключевые участки земледельческих предприятий для четырех районов Крымского п-ова. Пятый район – земли предгорного Крыма – по резерву

пригодных земель и агроклиматическому потенциалу может рассматриваться как один из приоритетных для возрождения винодельческой отрасли. В этой связи исследован виноградник совхоза-завода “Предгорье”, который не обрабатывался с 2010 г. Сопряженное сравнение геохимического состава золы ягод из возрастных виноградников, имеющих развитую корневую систему, с почвами (горизонт В) (табл. 5) указывает на избирательное поглощение химических элементов виноградным растением. Во всех пяти исследуемых районах Крымского п-ова наблюдается акропетальный характер распределения элементов, то есть наибольшая концентрация химических элементов содержится в корнях виноградного растения [14]. В ягодах винограда аккумулируются в первую очередь полезные элементы P₂O₅, K₂O, CaO. Повышенные концентрации таких тяжелых металлов, как Co и Sr, обнаружены во всех районах исследования, а Zn – на ЮБК, в Юго-Западном и Восточном Крыму. Это связано с антропогенным воздействием на почву и виноградники (применение гербицидов и фунгицидов). Концентрация других тяжелых ме-

таллов (Cr, As, V, Cu, Zr), напротив, при больших значениях в почве, оказывается низкой в ягодах винограда.

Проведенная оценка ампелопедологических условий Крымского п-ова показала, что благоприятным биогеохимическим потенциалом обладают территории Юго-Западного и предгорного Крыма, где содержание питательных элементов для растений (CaO, P₂O₅, K₂O) имеет превышение в 1.5–2 раза по сравнению с другими районами. К самой загрязненной территории, где превышены концентрации тяжелых металлов в верхнем горизонте виноградной почвы по Co, Ni, Zn, Pb, V и Cr, отнесены земли предприятия ООО “Массандра” (ЮБК). По результатам исследования обоснованы критерии, по которым можно идентифицировать географические районы виноградарства Крымского п-ова. В частности, для Юго-Западного Крыма отмечено повышенное содержание в золе ягод винограда Zn, а для Восточного Крыма – Ni. В предгорном Крыму наблюдается высокая концентрация в ягодах MgO, Al₂O₃, SiO₂, P₂O₅, CaO, Sr, K₂O, а также Rb – более чем в 2 раза. В почве и золе ягод Северо-Западного Крыма отмечено более активное накопление Fe и Pb. Для ЮБК геохимическими маркерами территории произрастания винограда выступают такие химические элементы как Cr, Co, Ba. Полученные критерии могут помочь в идентификации географической принадлежности производимой в Крыму винодельческой продукции для защиты ее от фальсификата.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Первоначально плантажированные почвы за несколько десятилетий функционирования виноградников приобретают значительные различия структурного состояния и водоустойчивости агрегатов в рядах виноградников и в их междурядьях за счет регулярных культиваций (4–6 раз в год). Особенно это отражается в уменьшении доли агрономически ценных агрегатов (0.25–7 мм) на 16% и показателя водоустойчивости агрегатов диаметром от 1 до 5 мм на 26% в почвах междурядий по сравнению с почвами в рядах виноградников. При классификации почв под виноградниками по набору агрофизических показателей определена ведущая роль географического фактора несмотря на различия истории освоения и интенсивности агрогенных трансформаций почв. Особенно это отражается в отношении самобытности почв субсредиземноморья на ЮБК по сравнению с четырьмя другими районами современного виноградарства.

При сопоставлении геохимических особенностей почв из трех основных районов античного виноградарства Крыма (на северо-западе, юго-западе полуострова и на Керченском п-ове) уста-

новлено, что в постагрогенном горизонте наибольшие различия определялись содержанием таких макроэлементов, как Ca, Al, Si, Mg и K, а среди микроэлементов – содержанием Sr, Rb, As и Pb.

Сравнение почв под современными виноградниками по совокупности 18 диагностических элементов и оксидов показало принципиальное отличие геохимической обстановки в пяти географических районах Крыма, что обусловлено территориальными различиями генезиса и особенностей почв, которые потенциально могут сказываться на качестве виноматериалов, получаемых в этих регионах. Наиболее благоприятным биогеохимическим потенциалом обладают почвы Юго-Западного и предгорного Крыма, для которых установлено превышение в 1.5–2 раза по сравнению с другими районами содержания ряда питательных элементов для растений (Ca, P, K). Анализ причин геохимических различий почв из основных районов виноградарства, которые установлены путем иерархической классификации объектов изучения, показал, что особенности почв под виноградниками ЮБК диагностируют такие химические элементы, как Cr, Co, Ba.

Потенциал почвенного и климатического разнообразия территории Крымского п-ова (51 почвенный вид почв в составе 17 генетических групп, согласно Классификации и диагностике почв СССР [19, с. 17], и 20 агроклиматических районов) создает перспективы для дальнейших исследований – применения ампелопедологического подхода для обоснования агропроизводственных групп почв, которые могут обеспечить получение высококачественной продукции с яркой индивидуальностью, и формирования широкого спектра терруаров для всего региона.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят д. ист. н. Т.Н. Смекалову и сотрудников ее группы за помощь в организации исследований в исторических районах виноградарства.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Содержание макроагрегатов и показатели структурного состояния почв.

Таблица S2. Геохимические особенности почв (горизонтов A и AB) в исторических и современных районах виноградарства.

Таблица S3. Результаты валового анализа залежных почв (горизонт A) из районов античного виноградарства Крыма.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агаджанова Н.В., Изосимова Ю.Г., Костенко И.В., Красильников П.В. Индикаторы почвообразовательных процессов в красноцветных глинистых почвах заповедника мыс Мартьян, южный Крым // Почвоведение. 2021. № 1. С. 3–16.
2. Акимцев В.В. Почвы и качество вин // Почвоведение. 1950. № 5. С. 296–302.
3. Андрианов П.И. О прочности почвенного комка и методах ее определения // Почвоведение. 1947. № 2. С. 96–101.
4. Борисов А.В., Коробов Д.С. Древнее и средневековое земледелие в Кисловодской котловине: итоги почвенно-археологических исследований. М.: Таус, 2013. 272 с.
5. Винокуров Н.И. Виноградарство и виноделие античных государств Северного Причерноморья // Боспорские исследования. Симферополь–Керчь: АДФУ-Украина, 2007. 456 с.
6. Водяницкий Ю.Н., Ладонин Д.В., Савичев А.Т. Загрязнение тяжелыми металлами. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2012. 306 с.
7. Ганцев В.К. Производственные мощности средневековых скальных виноградодавлен юго-западного Крыма // Ученые записки Крымского федерального ун-та им. В.И. Вернадского. Исторические науки. 2021. Т. 7 (73). № 2. С. 53–65.
8. Дьяков В.Н. Древняя Таврика до римской оккупации // Вестник древней истории. 1939. № 3. С. 72–86.
9. Иванченко В.И., Тимофеев Р.Г., Баранова Н.В. Оценка агроэкологических ресурсов местности в контексте эффективности размещения сортов винограда // Виноградарство и виноделие. 2009. № 39. С. 35–38.
10. Калинин П.И., Алексеев А.О. Геохимическая характеристика лёссово-почвенных комплексов Терско-Кумской равнины и Азово-Кубанской низменности // Почвоведение. 2011. № 12. С. 1436–1453.
11. Кирилюк В.П. Микроэлементы в компонентах биосферы Молдовы. Ch: Pontos, 2006. 156 с.
12. Лисецкий Ф.Н., Маринина О.А., Бурак Ж.А. Геоархеологические исследования исторических ландшафтов Крыма. Воронеж: Издательский дом ВГУ, 2017. 432 с.
13. Лисецкий Ф.Н., Смекалова Т.Н., Маринина О.А. Биогеохимические особенности разновременных залежей в степной зоне // Сибирский экологический журнал. 2016. № 3. С. 436–448. <https://doi.org/10.15372/SEJ20160314>
14. Лопина Е.М., Зеленская Е.Я. Геохимические особенности транслокации элементов в системе “почва-растение” по результатам изучения географических районов виноградарства Крыма // Региональные геосистемы. 2021. Т. 45. № 3. С. 431–440. <https://doi.org/10.52575/2712-7443-2021-45-3-431-440>
15. Негруль А.М., Крылатов А.К. Подбор земель и сортов для виноградников. М.: Колос, 1964. 219 с.
16. Николаенко Г.М. Херсонес Таврический и его хора // Вестник древней истории. 1999. № 1. С. 97–120.
17. Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Розанова М.С. Дополнительные показатели гумусного состояния почв и их генетических горизонтов // Почвоведение. 2004. № 8. С. 918–926.
18. Ревут И.Б. Физика почв. Л.: Колос, 1972. 366 с.
19. Почвы Крымской области. Симферополь: Крым, 1969. 88 с.
20. Республика Крым в цифрах 2020. Статистический сборник. Симферополь, 2021. 226 с.
21. Смекалова Т.Н. Еще раз об античном наделе у мыса Ойрат в Северо-Западном Крыму // Вестник древней истории. 2013. № 2. С. 127–147.
22. Смекалова Т.Н., Кутайсов В.А., Кецо Р.С. Новые данные о хоре Калос Лимена // Проблемы истории, филологии, культуры. 2015. № 3. С. 140–159.
23. Смекалова Т.Н., Терехин Э.А., Пасуманский Е.А., Лисецкий Ф.Н. Использование исторической картографии, данных дистанционного зондирования и ГИС для изучения античного размежевания Херсонеса Таврического // ИнтерКарто. ИнтерГИС. 2020. Т. 26. № 4. С. 177–187.
24. Странишевская Е.П., Волков Я.А., Волкова М.В., Матвейкина Е.А., Шадура Н.И., Володин В.А. Система защиты и технологические аспекты производства органического винограда в условиях южного берега Крыма // Магарач. Виноградарство и виноделие. 2020. Т. 22. № 4(114). С. 336–343. <https://doi.org/10.35547/IM.2020.97.47.009>
25. Стржелецкий С.Ф. Клеры Херсонеса Таврического. Симферополь, 1961. 247 с.
26. Чендев Ю.Г. Почвы в окрестностях античного города Китей (Керченский полуостров) // Почвоведение. 2005. № 8. С. 945–954.
27. Шейн Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 430 с.
28. Янушевич З.В. Культурные растения Северного Причерноморья (палеоботанические исследования). Кишинев: Штиинца, 1986. 91 с.
29. Važon I., Bakić H., Romić M. Soil geochemistry as a component of terroir of the wine-growing station Jazbina, Zagreb // Agriculturae Conspectus Scientificus. 2013. № 78. P. 95–106.
30. Coggins S., Malone B.P., Stockmann U., Possell M., McBratney A.B. Towards meaningful geographical indications: Validating terroirs on a 200 km² scale in australia’s lower hunter valley // Geoderma Regional. 2019. V. 16. P. e00209. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00209>
31. Cordova C. Crimea and the Black Sea: An environmental history. London, N.Y.: I. B. Tauris, 2016. 235 p.
32. Ehrenberg A.S.C. The problem of numeracy // The American Statistician. 1981. V. 35(2). P. 67–71.
33. Hill R. Aptitude or adaptation: What lies at the root of terroir? // Geographical J. 2020. V. 186(3). P. 346–350.
34. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports 106. FAO, Rome. 2014. 203 p.
35. Jiménez-Ballesta R., Bravo S., Amorós J.A., Pérez-de-los-Reyes C., García-Pradas J., Sánchez M., García-Navarro F.J. An environmental approach to understanding the expansion of future vineyards: Case study of soil developed on alluvial sediments // Environments. 2021. V. 8(9). P. 96.
36. Jiménez-Ballesta R., Bravo S., Amorós J.A., Pérez-de-los-Reyes C., García-Pradas J., Sánchez M., García-Navarro F.J. Soil genesis and suitability for viticulture in

- zones under Mediterranean environment // *Eurasian Soil Sci.* 2021. V. 54 (8). P. 1152–1160.
<https://doi.org/10.1134/S106422932108007X>
37. *Korobov D.S., Borisov A.V.* The origins of terraced field agriculture in the Caucasus: new discoveries in the Kislovodsk basin // *Antiquity.* 2013. V. 87 (338). P. 1086–1103.
 38. *Kuzyakov Y., Zamanian K.* Reviews and syntheses: Agropedogenesis – humankind as the sixth soil-forming factor and attractors of agricultural soil degradation // *Biogeosciences.* 2019. V. 16(24). P. 4783–4803.
<https://doi.org/10.5194/bg-16-4783-2019>
 39. *Lisetskii F.N., Stolba V.F., Pichura V.I.* Late-Holocene palaeoenvironments of Southern Crimea: Soils, soil-climate relationship and human impact // *The Holocene.* 2017. V. 27(12). P. 1859–1875.
<https://doi.org/10.1177/0959683617708448>
 40. *Lisetskii F., Zelenskaya E., Rodionova M.* Geochemical features of fallow land in ancient plots in the chora of Chersonesos // *Geosciences (Switzerland).* 2018. V. 8(11). P. 410.
<https://doi.org/10.3390/geosciences8110410>
 41. *Liu G., Li L., Wu L., Wang G., Zhou Z., Du S.* Determination of soil loss tolerance of an Entisol in Southwest China // *Soil Science Soc. Am. J.* 2009. V. 73(2). P. 412–417.
 42. *Munsell Soil Color Charts: year 2000 revised washable edition.* New Windsor: GretagMacbeth, 2000.
 43. *Navarro F.J., Amorós Ortiz-Villajos J.A., Sánchez Jiménez C.J., Jiménez Ballesta R.* Red soil geochemistry in a semiarid Mediterranean environment and its suitability for vineyards // *Environ. Geochem. Health.* 2011. V. 33 (3). P. 279–289.
 44. *Seguin G.* ‘Terroirs’ and pedology of wine growing // *Experientia.* 1986. V. 42. P. 861–873.
<https://doi.org/10.1007/bf01941763>
 45. *Shimizu H., Akamatsu F., Kamada A., Koyama K., Iwashita K., Goto-Yamamoto N.* Effects of variety and vintage on the minerals of grape juice from a single vineyard // *J. Food Composition Analysis.* 2022. V. 107. P. 104377.
 46. *Smekalova T.N., Bevan B.W., Chudin A.V., Garipov A.S.* The discovery of an ancient Greek vineyard // *Archaeological Prospection.* 2016. V. 23(1). P. 15–26.
 47. *Taylor G., Pain C.F., Ryan P.J.* *Geology, geomorphology and regolith. Guidelines for surveying soil and land resources.* Melbourne: Csiro Publishing, 2008. P. 45–60.
 48. *Van Leeuwen, C., Barbe, J.-C., Darriet, P., Geffroy O., Gomès E., Guillaumie S., Helwi P. et al.* Recent advancements in understanding the terroir effect on aromas in grapes and wines // *Oeno One.* 2020. V. 54(4). P. 985–1006.
 49. *Van Leeuwen C., Roby J.-P., de Ressaquier L.* Understanding and managing wine production from different terroirs. In *Proceedings of the 11th International Terroir Congress / Eds G.V. Jones, N. Doran.* Ashland: Southern Oregon University, 2016. P. 388–393.
 50. *White R.E.* The value of soil knowledge in understanding wine terroir // *Frontiers Environ. Sci.* 2020. V. 8. Art. 12.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00012>

Ampelopedological Peculiarities of Geographical Areas of Crimea Viticulture

F. N. Lisetskii^{1, 2, *} and E. Ya. Zelenskaya¹

¹Belgorod State National Research University, Belgorod, 308015 Russia

²Kazan Federal University, Kazan, 420008 Russia

*e-mail: liset@bsu.edu.ru

The large landscape diversity of the territory of the Crimean Peninsula, which is formed by 20 agro-climatic regions and 17 genetic soil groups, contributes to the formation of local terroirs for viticulture, which can ensure the creation of a wide range of wine products with organoleptic individuality. The purpose of the study was a comparative analysis of the physicochemical and biogeochemical characteristics of regional soils in three historical and five modern geographical regions of viticulture. A soil genetic and biogeochemical approach has been used to comprehensively study vineyard soils, which has made it possible to identify unique combinations of soil parameters for viticulture areas, which, interacting with local ecological conditions, form key components for applying the concept of terroir at the regional level. Pairwise comparison of the total composition of postagrogenic soils from three regions of ancient viticulture (North-Western, South-Western and Piedmont Crimea) revealed that the greatest differences are noted in the content of such macroelements (oxides) as CaO, SiO₂, Al₂O₃, MgO, MnO, K₂O, Na₂O, as well as trace elements (Sr, Rb, As). Comparison of grape soils showed that the leading role of the geographical factor was established both in their classification according to agrophysical indicators, and when comparing the content of 18 chemical elements. The soils of the Southwestern and Piedmont Crimea have a favorable biogeochemical potential, since the content of a number of essential elements (Ca, P, K) was found to be 1.5–2 times higher than in other regions. The geochemical features of the vineyard soils of the southern coast of Crimea are diagnosed by such elements as Cr, Co, Ba. Elevated levels of heavy metals such as Cu, Cr, Ni, Pb and V have been found in soils under modern vineyards. The expansion of vineyard areas stimulates the use of the ampelopedological approach to assess the potential of agro-productive soil groups that can provide high-quality products (bouquet of wine) with a bright personality, and the formation of a system of intra-regional terroirs will help identify the geographical origin of wines in order to protect products.

Keywords: Haplic Chernozems, Cambisols, terroir, soil biogeochemistry, physical and chemical properties of soil

УДК 631.41:631.67.03

ИЗМЕНЕНИЕ СОЛЕВОГО СОСТАВА ПОЧВ ПРИ ОРОШЕНИИ СОЛОНОВАТЫМИ ВОДАМИ В СТЕПНОМ КРЫМУ¹

© 2022 г. О. Е. Клименко^а *, А. П. Евтушенко^а, Н. И. Клименко^а

^аНикитский ботанический сад – Национальный научный центр РАН,
спуск Никитский, 52, Ялта, 298648 Россия

*e-mail: olga.gnbs@mail.ru

Поступила в редакцию 29.03.2022 г.

После доработки 08.06.2022 г.

Принята к публикации 29.06.2022 г.

Оценено влияние солоноватых артезианских вод, используемых для орошения садов в Присивашье Крыма капельным способом, на солевой состав и состав обменных катионов двух почв, находящихся на разном расстоянии от оз. Сиваш. Наблюдения динамики минерализации и солевого состава оросительных вод на протяжении 3 лет (2019–2021 гг.) показывают, что воды являются нейтральными, слабо(средне)солоноватыми с минерализацией 1.5–3.4 г/л сульфатно-хлоридного натриевого кальциевого состава. Минерализация вод увеличивалась во времени и по мере приближения к оз. Сиваш. В водах наблюдается высокое содержание хлоридов (15–25 ммоль(экв)/л), сульфатов (6–31 ммоль(экв)/л) и Ca^{2+} (14–26 ммоль(экв)/л). Локальное увлажнение почв способствовало локальному слабому сульфатно-хлоридному и хлоридному магниевому-натриевому засолению, токсичному для плодовых культур. Изменение суммы солей в почве имело пульсирующий режим: показатель увеличивался осенью после поливного сезона и уменьшался весной за счет вымывания солей пресными атмосферными осадками в глубину профиля и в стороны от ряда. Слабосолоноватые воды с минерализацией 1.5–2.7 г/л и SAR 2–4 вызывали осолонцевание агрозома сегрегационного до 6–8% обменного Na^+ от суммы катионов, максимально по линии ряда. Воды с минерализацией более 3 г/л и SAR 3–7 способствовали увеличению содержания обменного Na^+ до 9–10% от суммы катионов в агрозоле квазиглееватом слабосолонцеватом. В условиях прогрессирующего засоления поливных вод и почв необходимо продолжать мониторинг солевого состава и обменных процессов в орошаемых почвах.

Ключевые слова: солоноватые артезианские воды, капельное орошение садов, засоление почв, осолонцевание, пульсирующий солевой режим, Присивашье Крыма, Naplic Kastanozem, Luvic Kastanozem

DOI: 10.31857/S0032180X22100471

ВВЕДЕНИЕ

Северная часть степного Крыма, находящаяся в условиях засушливого климата, засоленных почвообразующих пород, а также близости соленого оз. Сиваш с севера, характеризуется наличием засоленных почв, площадь которых до 60-х годов прошлого века (начала масштабного орошения из Северо-Крымского канала) составляла 500 тыс. га [28]. В период 50-летнего орошения водами из данного канала произошло рассоление автоморфных почв с глубоким уровнем грунтовых вод в степном Крыму [21]. В то время в этом регионе было заложено 30 тыс. га садов и виноградников. В настоящее время имеется около 10 тыс. га таких насаждений. После прекраще-

ния подачи воды по Северо-Крымскому каналу в 2014 г., большинство из них орошается подземными(артезианскими) водами, так как количество поверхностных вод невелико. Из-за значительного отбора воды из скважин на питьевое водоснабжение и орошение происходит ухудшение качества подземных вод, что указывает на продвижение соленых вод на юг [17]. Минерализация воды во многих скважинах составляет 2–3 г/л, а в некоторых повышается до 15 г/л, химический состав в основном хлоридный и сульфатно-хлоридный натриевый [10]. Применение таких вод для орошения может привести к засолению, осолонцеванию, подщелачиванию почв и угнетению плодовых растений [16, 24].

В настоящее время не выработано единых утвержденных требований к оценке качества оросительной воды [3]. Исследователи предлагают

¹ К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизированных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X22100471.

различные показатели, учитывающие минерализацию, рН и соотношение ионов [1, 9, 14, 22, 23, 32, 37, 39, 41, 42]. Практически во всех странах, где такая проблема существует, разработаны классификации или рекомендации по предельно допустимым показателям минерализованных вод для орошения [3, 36, 38, 39]. Предельные показатели минерализации оросительных вод значительно разнятся: от 1,2 (Польша) до 7 (10–15) г/л (Алжир), и в большинстве случаев не превышают 2 г/л. Однако расчет пригодности засоленных вод для орошения по показателям, предложенным различными авторами, не всегда дает однозначные результаты [12]. Это зависит от конкретной почвы, ее гранулометрического и химического состава, минерализации и химического состава вод и солеустойчивости сельскохозяйственных культур. На наш взгляд, в настоящее время в России наиболее приемлемой является почвенно-мелиоративная классификация качества оросительной воды, разработанная С.Я. Бездницей [3], которая разработана на основании экологических, агрономических и технических критериев, а также с учетом емкости поглощения почв и устойчивости различных сельскохозяйственных культур к засолению.

В 70–80-х годах прошлого столетия в нашей стране слабоминерализованные воды активно использовались для орошения сероземов в Средней Азии и черноземов на Украине, в том числе в Крыму [11, 13, 26, 32, 33]. На Украине при орошении черноземов тяжелого гранулометрического состава слабоминерализованными водами с повышенной щелочностью (Дунай-Днестровская оросительная система, оз. Сасык) произошло засоление и осолонцевание почв, которое трудно поддавалось мелиорации [9, 25]. Большинство исследователей с осторожностью относятся к использованию для орошения слабоминерализованных вод, но считают, что их применение возможно (иногда просто необходимо), но сложно и должно опираться на данные научного опыта, прогноза и точную технологию [22]. Н.Г. Минашина была категорически против орошения такими водами “почв тяжелого и среднего механического состава ... так как такие почвы трудно освобождаются от вредных солей” [24, с. 870]. В.Ф. Иванов, проводивший исследования в садах Присивашья на темно-каштановых среднесолонцеватых тяжелосуглинистых почвах, наоборот, считал, что “в условиях хорошей водопроницаемости и дренированности почвогрунтов для орошения садов вполне можно использовать воды с содержанием солей до 3 г/л” [15, с. 65].

В настоящее время сады в степном Крыму орошаются капельным способом. Это водосберегающая технология, сохраняющая водно-физические свойства почвы [5, 31]. Однако при капельном орошении солоноватыми водами происходит

вторичное поверхностное засоление почвы, степень и характер которого зависят от многих причин – неравномерного распределения солей в контуре увлажнения, микро- и мезорельефа сада, гранулометрического состава и других физических свойств почвы, минерализации и химического состава поливной воды, количества атмосферных осадков в межполивной период и др. [4, 7, 29]. В настоящее время эти процессы в конкретных почвенно-климатических условиях северного Крыма мало изучены [6, 33].

Учитывая быстрое накопление солей в поливных артезианских водах в Крыму, следует проводить мониторинг их минерализации и химического состава, а также влияния на почву, особенно в садах, так как плодовые культуры слабосолеустойчивы. В настоящее время такой мониторинг не ведется.

Цель исследований – оценить динамику солевого состава оросительных вод из артезианских скважин и их влияние на солевой состав и степень солонцеватости почв Присивашья Крыма в садовых агроценозах при капельном орошении.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Территория исследований находится в зоне сухой степи, в центральной части Присивашской низменности, которая представляет собой пониженную плоскую аккумулятивную слабоволнистую равнину, простирающуюся от берегов оз. Сиваш на юг и запад до отметок 40–50 м над ур. м. [28]. Климат района засушливый, умеренно жаркий с умеренно мягкой зимой. Годовой коэффициент увлажнения – 0,35–0,40.

Почвообразующие породы представлены четвертичными отложениями – желто-бурыми лёссовидными тяжелыми суглинками и легкими глинами эолово-делювиального происхождения, характеризующимися гипсоносностью и карбонатностью. Грунтовые воды залегают на разной глубине, в зависимости от близости к оз. Сиваш. На исследованных участках уровень грунтовых вод находится на глубине 6–10 м. Почвенный покров представлен в основном темно-каштановыми солонцеватыми почвами (по Классификации почв СССР [18]), ближе к оз. Сиваш сменяющимися лугово-каштановыми солонцеватыми почвами с повышением уровня грунтовых вод [28].

Исследования проводили в садовых агроценозах персика и яблони на разном расстоянии от оз. Сиваш. Участок 1 у с. Тимофеевка Джанкойского района (координаты 45°39'33" N и 34°20'48" E, 24 м над ур. м.) расположен в 18 км к юго-западу от ближайшего берега оз. Сиваш (с. Мелководное), рис. 1. Для определения генетической принадлежности почв на участках садов закладывали разрезы до глубины 65–70 см и проводили добы-

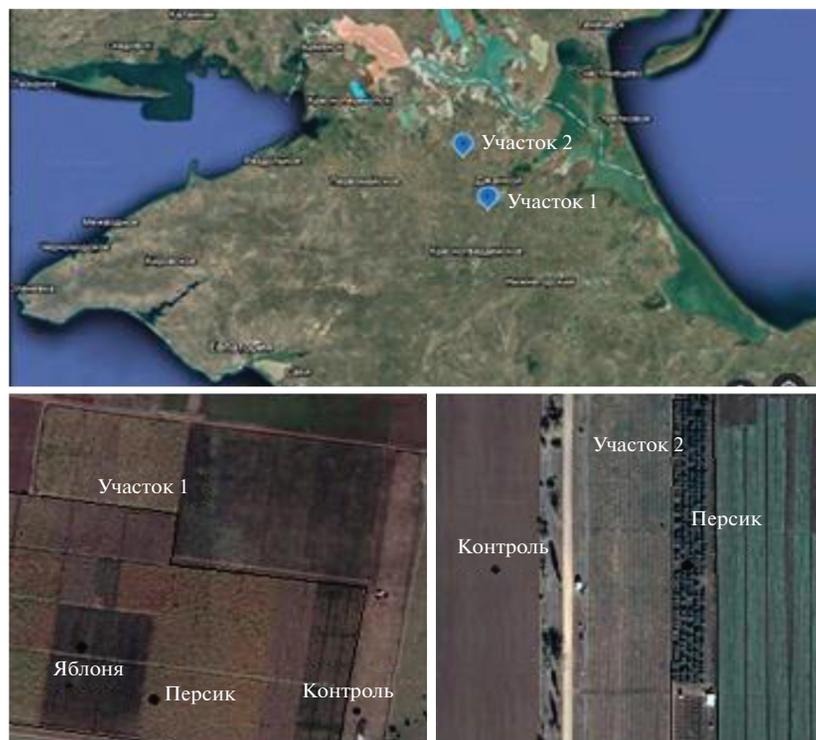


Рис. 1. Расположение участков обследования с указанием мест отбора образцов: сад у с. Тимофеевка (участок 1) и с. Луганское (участок 2), Джанкойский район, Республика Крым.

ривание с описанием морфологии до солевого горизонта.

Почва участка 1 – агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный солонцеватый карбонатный слабогумусированный среднemosный глубокогипссодержащий легкоглинистый на лёссовидных глинах (разрез Тба, почва орошаемая), формула профиля: $kg,ca-Pca-Pca,sn,cs-Pca,sn,ad-BCanc-BCca-Cca,cs$ [19], или темно-каштановая солонцеватая пахотная [18], или *Haplic Kastanozem* (Aric, Loamic, Protosodic) по WRB-2015 [40].

Краткое морфологическое описание части почвенного профиля, вскрытого разрезом Тба, заложенном в 1 м от дерева яблони, 70 см от линии ряда, поверхность почвы ровная, пашня, вскипание от HCl с поверхности и по всему профилю. Координаты $45^{\circ}39'32.6'' N, 34^{\circ}20'42.5'' E$, высота над ур. м. 37 м (рис. 2).

$kg,ca, 0-1$ см, осветленная корка, белесый, уплотненный, влажноватый, легкоглинистый, много оговоренных ореховатых агрегатов среди бесструктурных отдельностей.

$Pca, 1-17$ см, светло-серый, рыхлый, непрочноглыбистый, легкоглинистый.

$Pca,sn,cs, 17-28$ см, серый с каштановым оттенком, уплотненный, ореховатый с шероховатыми матовыми гранями и ясно выраженными ребрами, отдельные четко выраженные кутаны

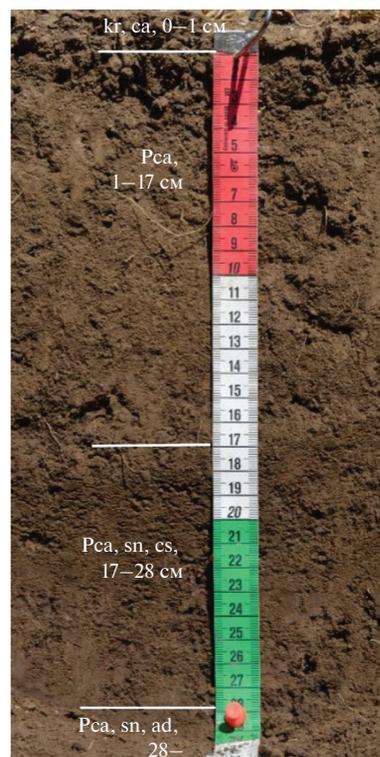


Рис. 2. Разрез Тба. Верхняя часть профиля агрозема аккумулятивно-карбонатного сегрегационного солонцеватого карбонатного (участок 1, с. Тимофеевка, яблоня).



Рис. 3. Прожилки гипса в нижней части горизонта Pca,sn,cs, разрез Тба (участок 1, с. Тимофеевка, яблоня).

по ходам землероев, в нижней части гипс мучнистый в виде редких точек и прожилок, нередко разветвленных, толщиной до 1 мм и длиной 3–7 см (рис. 3).

Pca,sn,ad, 28–58 см, буровато-серый, сухой, уплотненный, однородный по цвету и структуре, легкоглинистый, редкие кутаны, крупные корни персика.

BCAnc, 58–100 см, желто-бурый, влажноватый, легкоглинистый, ореховатый, на боковых гранях светлые кутаны, белоглазка мелкая и средняя диффузная.

BCca, 100–150 см, желто-бурый, однородный, влажный.

Cca,cs, 150–160 см, желто-бурый, влажный, гипс мучнистый в виде прожилок и кристаллов.

Засоление на глубине 150–160 см слабое хлоридно-сульфатное магниевое с гипсом – 0.845%. Содержание токсичных солей 0.23%, отношение Cl/SO_4 0.22.

Участок 2 расположен в 13 км к юго-западу от ближайшего берега оз. Сиваш (с. Митюрино) у с. Луганское Джанкойского района (координаты $45^{\circ}49'09''$ N и $34^{\circ}14'58''$ E, 20 м над ур. м). Почва агрозем аккумулятивно-карбонатный поверхностно-элювиированный солонцеватый глубококвизиглееватый глубокосолончаковатый слабогумусированный среднемогучный легкоглинистый на лессовидных глинах, формула профиля: $kg,el-Pel,sn-P2sn,ad-P3sn-BCAnc,sn-BCAnc,q-BCca,q,Cca,cs$ [19], или лугово-каштановая солонцеватая [18], или Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic) [40].

Разрез Л11б заложен в саду персика на ровном месте, координаты $45^{\circ}49'08.2''$ N и $34^{\circ}14'58.5''$ E, 20 м над ур. м. (рис. S1). Карбонаты выщелочены до глубины 44 см. В верхнем слое 0–1 см (kg,el) появляются признаки солонцеватости – осветленная корка. Ниже в слоях Pel,sn , 1–6 см,

$P2sn,ad$, 6–22 см и $P3sn$, 22–44 см, отличающихся по плотности, структура призмовидная, агрегаты размерами: по вертикали 10–12 см, по горизонтали – 4–5 см. Кутаны (пленки на поверхности агрегатов) сплошные по боковым граням агрегатов. Это свидетельствует о современном вторичном осолонцевании почв. В карбонатном горизонте (BCAnc,sn) на глубине 44–60 см тоже присутствуют кутаны, но они более светлые – следы предыдущего процесса осолонцевания. Квизиглееватость выражена в горизонтах BCAnc,q, и BCca,q на глубине 60–190 см в виде мелких (<1 мм) зеленовато-бурых железистых конкреций. Засоление с глубины 140 см слабое сульфатно-хлоридное магниевое. Содержание токсичных солей 0.1%, отношение Cl/SO_4^{2-} 2.13. Гипс отмечается со 160 см в виде кристаллов в количестве 0.67%. Токсичная щелочность отсутствует.

Общая характеристика почв садов приведена в табл. 1. Почвы слабощелочные, слабогумусированные, в гумусовом горизонте почвы участка 1 содержание карбонатов низкое, на участке 2 карбонаты выщелочены до глубины 44 см. Ниже по профилю в обеих почвах содержание карбонатов увеличивается до 12–20%. Гранулометрический состав легкоглинистый с высоким содержанием ила.

Почвы орошаются водой артезианских скважин системой капельного полива. Поливные трубопроводы располагаются на поверхности почвы вдоль ряда деревьев. Влажность поддерживается на уровне 80% наименьшей влагоемкости на расчетной глубине увлажнения 80 см.

Для определения солевого состава и характера распределения солей в контуре увлажнения капельного орошения закладывали серию скважин от ряда в сторону междурядья на расстоянии 20, 125 и 250 см (середина междурядья) от капельницы-водовыпуска (далее водовыпуск), расположенной у штамба дерева яблони и персика. В 5–10 м к северу и югу от основной скважины по линии ряда (междурядья) закладывали две дублирующие скважины на каждом из выбранных расстояний от водовыпуска. Приведены средние значения, полученные из трех скважин. Контрольные участки располагали в 100–200 м от участков садов на аналогичных неорошаемых почвах полевых севооборотов. Образцы почвы в садах и на контрольных участках отбирали послойно каждые 20 см до глубины 120 см, так как до этой глубины располагается основная масса корней плодового дерева. На участке 1 скважины закладывали в апреле перед поливным сезоном, чтобы определить солевой состав почв после опреснения их зимними атмосферными осадками, на участке 2 – в начале (апрель) и конце (октябрь) поливного сезона для оценки накопления солей в результате орошения.

Таблица 1. Общая характеристика исследуемых почв (2019 г.)

Разрез	Глубина	рН _{H₂O}	Гумус, %	Общие карбонаты, %	Содержание фракций, %	
					<10 мкм	<1 мкм
Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный солонцеватый карбонатный (участок 1)						
6	0–50	8.25	1.67	2.9	62.5	30.5
	50–100	8.45	—*	12.0	67.9	37.9
	100–120	7.70	—	19.9	65.3	35.5
Агрозем аккумулятивно-карбонатный поверхностно-элювируемый солонцеватый глубококвазиглееватый (участок 2)						
11	0–50	7.87	2.17	1.7	58.0	28.2
	50–100	7.91	2.58	9.6	64.3	37.7
	100–120	7.99	—	18.3	63.5	37.2

* Прочерк – нет данных.

Солевой состав почв оценивали на основании определения катионно-анионного состава водной вытяжки (ГОСТ 26423-26428), обменные катионы – по Пфедферу в модификации Молодцова, Игнатовой [8]. Степень и химизм засоления почвы оценивали по классификации Базилевич и Панковой [2], предельно допустимые концентрации токсичных солей для плодовых культур оценивали согласно [16, 21, 30]. Минерализацию и химический состав оросительных вод определяли химическими методами [34], величину рН воды – потенциометрически по РД52.24.495-2017.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Артезианские воды, используемые для орошения сада персика и яблони у с. Тимофеевка (участок 1), имеют общую минерализацию 1.5–2.8 г/л и по существующей классификации (ОСТ 41-05-263-86) относятся к группе солоноватых вод, подгруппе слабосолоноватых (табл. 2). За годы наблюдений (2019–2021 гг.) минерализация вод увеличилась на 1.32 г/л или в 1.8 раза за счет ионов Cl⁻ (в 1.6 раза), SO₄²⁻ (2.6 раза), Ca²⁺ и Na⁺ в 1.7–2.0 раза. Содержание ионов HCO₃⁻ и Mg²⁺ было незначительным и практически не менялось во времени. Химический тип воды – хлоридный кальциевый (натриево-кальциевый).

Вода из скважины сада персика у с. Луганское (участок 2) имела бóльшую общую минерализацию, так как участок располагался ближе к оз. Сиваш. Вода также относится к группе солоноватых, подгруппе слабосолоноватых (2019–2020 гг.), в 2021 г. из-за прогрессирующего засоления переходит в группу умеренно солоноватых. Вместе с увеличением общей минерализации менялся и тип химизма воды от хлоридного кальциевого (2019 г.), через сульфатно-хлоридный натриевый (2020 г.), до сульфатного кальциевого. При этом в

водах за 2 года содержание иона Cl⁻ несколько снизилось, SO₄²⁻ – увеличилось в 3.5 раза, Ca²⁺ и Na⁺ – в 1.7–1.8 раза. Вероятно, это связано с прохождением соленых вод через толщу почвообразующих пород, содержащих гипс и сульфаты натрия.

Артезианские воды на обоих участках не содержали иона CO₃²⁻, были нейтральными: рН воды находился в пределах 6–8 (ОСТ 41-05-263-86), содержание иона HCO₃⁻ было стабильно низким. Кроме того, воды содержали много гипса (CaSO₄) – 6–23 ммоль(экв)/л, концентрация которого увеличивалась во времени с увеличением минерализации воды.

Согласно почвенно-мелиоративной классификации качества оросительных вод [3], для почв со средним гранулометрическим составом и почв, имеющих емкость поглощения 15–30 смоль(экв)/кг, по общей минерализации (>1.5 г/л) и опасности развития хлоридного засоления (Cl⁻ > 10 мг/л) воды относятся к IV классу качества (опасный). По степени опасности развития натриевого осолонцевания (Na⁺/Ca²⁺) вода из скважины участка 1 относится ко II классу качества – малоопасная (0.5–0.8), вода участка 2 – ко II и III классам качества – мало- и умеренноопасная (0.8–1.5). По величине уточненного SAR_{adj} (adjusted sodium adsorption ratio), учитывающего взаимодействие воды с почвой и изменение активностей иона натрия [27] при минералогическом составе почв, относящемся к иллит-вермикулитовой группе (емкость поглощения 15–30 смоль(экв)/кг), воды участка 1 оцениваются как хорошие и среднеопасные, воды участка 2 – средне- и высокоопасные с точки зрения осолонцевания почв [27].

Солевой состав почв, орошаемых солоноватыми водами. Данные солевого состава агрочернозема сегрегационного (участок 1) показывают, что в

Таблица 2. Химический состав вод из артезианских скважин в садах у сел Тимофеевка (участок 1) и Луганское (участок 2) Джанкойского района, 2019–2021 гг.

Дата отбора образцов	Общая минерализация, г/л	pH	НСО ₃ ⁻	Сl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	SAR	SAR _{adj}
			ммоль(экв)/л мг/л							
Участок 1										
22.09.2019	1.53	Нет данных	<u>3.55</u> 217	<u>15.51</u> 551	<u>5.89</u> 283	<u>14.00</u> 280	<u>4.65</u> 56	<u>6.30</u> 145	2.1	5.4
17.10.2020	1.91	7.43	<u>3.44</u> 210	<u>17.76</u> 620	<u>9.41</u> 450	<u>14.80</u> 300	<u>3.20</u> 40	<u>12.61</u> 290	4.2	10.5
15.11.2021	2.75	7.36	<u>3.45</u> 210	<u>25.30</u> 900	<u>15.59</u> 750	<u>27.78</u> 560	<u>4.40</u> 50	<u>12.16</u> 280	3.0	7.9
Участок 2										
26.10.2019	2.08	7.13	<u>4.35</u> 265	<u>21.00</u> 746	<u>8.85</u> 425	<u>14.60</u> 291	<u>8.65</u> 104	<u>11.00</u> 253	3.2	8.4
17.10.2020	2.75	6.88	<u>3.28</u> 200	<u>22.16</u> 780	<u>18.33</u> 880	<u>14.40</u> 290	<u>7.20</u> 90	<u>22.17</u> 510	6.8	16.2
15.11.2021	3.39	7.37	<u>3.40</u> 210	<u>18.18</u> 640	<u>31.10</u> 1490	<u>25.74</u> 520	<u>7.71</u> 90	<u>19.23</u> 440	4.7	12.2

Примечание. SAR_{adj} – уточненное значение SAR (sodium adsorption ratio) [27, 39]. Ион CO₃²⁻ во всех образцах отсутствовал.

контроле (неорошаемая пашня) почва не засолена до глубины 120 см, сумма солей не превышала 0.04–0.06% от массы почвы (рис. 4а–4d), сумма токсичных солей не выше 0.03%. Тип химизма хлоридно-сульфатный и содово-сульфатный магниевый, отношение Cl/SO₄ 0.32–0.73.

При орошении слабосоленатыми водами хлоридного кальциевого (натриево-кальциевого) состава сумма токсичных солей значительно увеличивалась до 0.05–0.22%, максимально в слое 60–120 см по линии ряда и на расстоянии 125 см от водовыпуска (рис. 4е–4h). Засоление слабое сульфатно-хлоридное и хлоридное магниевое и натриево-магниевое по линии ряда в слое 60–120 см и слабое хлоридно-сульфатное магниевое в слое 100–120 см на расстоянии 125 и 250 см от ряда, сумма токсичных солей 0.12%. Почвы стали локально солончакватыми вдоль ряда деревьев и глобосолончакватыми к середине междурядья.

Такое засоление связано с орошением солоноватыми артезианскими водами данного химического состава и минерализации на протяжении 2–3 лет. Важно подчеркнуть, что в рассматриваемом случае такое распределение солей по профилю складывается весной, после частичной промывки накопленных за поливной сезон солей в более глубокие слои почвы и в стороны от водовыпуска с максимальной величиной в слое 80–120 см на расстоянии 125 см.

Сумма токсичной щелочности в почве контроля была невысокой и равномерно увеличивалась в слое 40–120 см (рис. 4i). При орошении она резко уменьшалась у водовыпуска, где встречалась только в слое 20–40 см в небольших количествах (рис. 4j). Это может быть связано с образованием в почве гипса до 0.28 смоль(экв)/кг, который способствовал нейтрализации щелочных солей. Отметим, что в неорошаемых условиях растворенного в водной вытяжке гипса было мало (0.12 смоль-экв), он встречался только в слое 0–20 см. Гипс присутствует в оросительной воде, а также может образовываться в результате реакции обмена натрия воды на обменный кальций почвы [35]. В целом величины токсичной щелочности при орошении были невысокими и не превышали предельно допустимых значений для яблони и персика (табл. 3).

В составе токсичных солей при орошении в почве преобладали хлориды и сульфаты натрия и магния, составляющие в сумме 1.1–3.4 смоль(экв)/кг (0.04–0.15%) в слое 60–120 см, что выше предельно допустимого значения для яблони и персика. Следует отметить, что в связи с высокой чувствительностью плодовых культур к засолению почв, допустимые для них количества легкорастворимых солей обычно даются в смоль(экв)/кг.

Наблюдались некоторые различия в количестве токсичных солей по профилю почвы в насаждениях персика и яблони. Так как плоды яб-

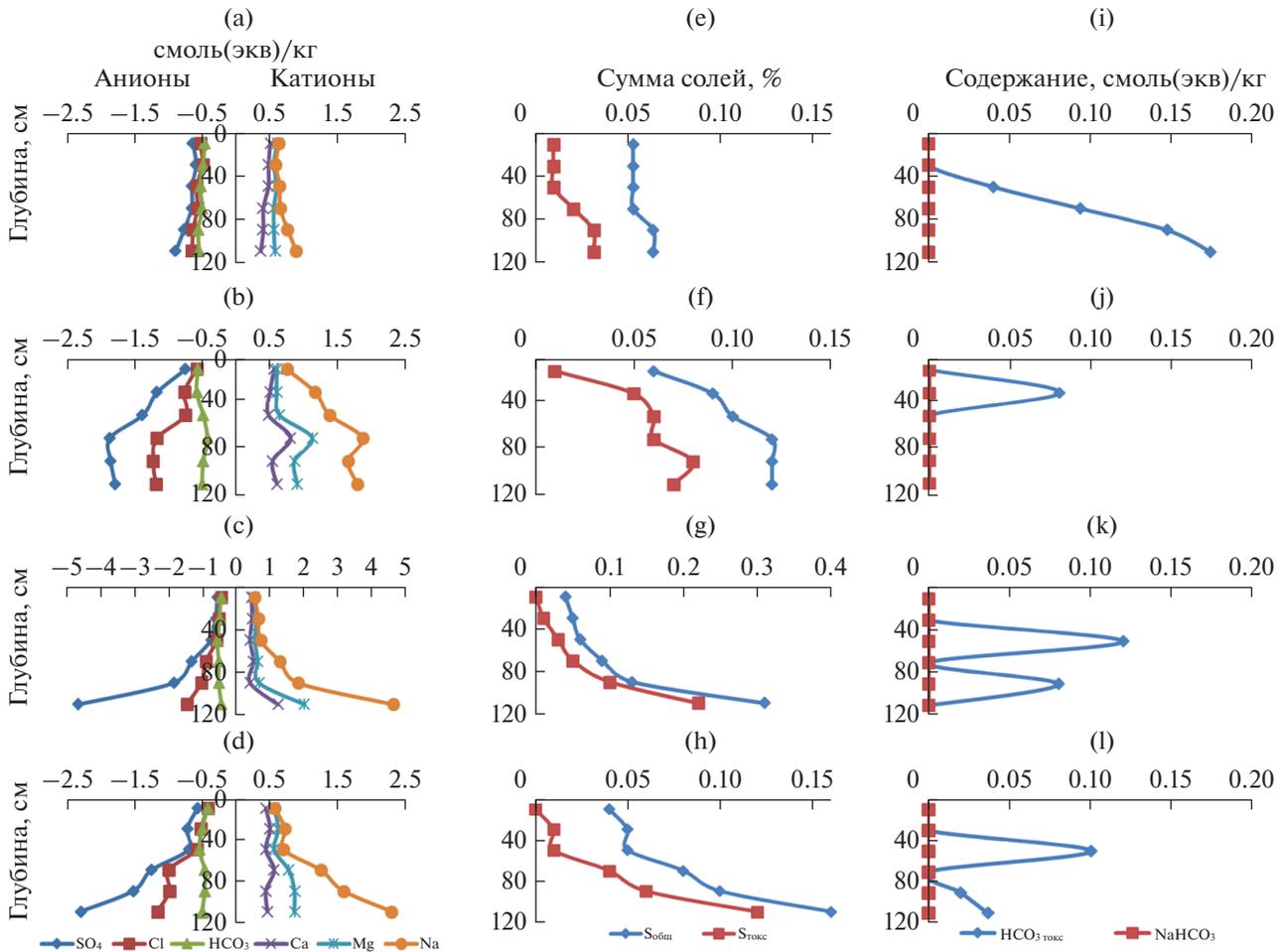


Рис. 4. Ионный состав водной вытяжки из почвы участка 1: а – контроль (неорошаемая), b – 20 см от водовыпуска, с – 125 см от водовыпуска, d – 250 см от водовыпуска; сумма солей (e–h), токсичная щелочность (i–l), среднее из трех определений.

лони созревают позднее, чем персика, ее полив продолжается дольше, и для орошения расходует-ся большее воды, а, следовательно, в почву попа-дет больше солей с минерализованными вода-ми. Вследствие этого сумма токсичных солей в

почве под яблоней была больше, чем под перси-ком у водовыпуска в слое 20–60 см на 0.01–0.03%, на расстоянии 125 см – в слое 60–80 см – на 0.03% и в середине междурядья, на глубине 40–120 см на 0.01–0.08% и достигала 0.07–0.32%

Таблица 3. Предельно допустимые количества токсичных солей для плодовых культур (смоль(экв)/кг почвы) в Присивашье Крыма [16, 20, 30]

Порода	Подвой	Гидрокарбонаты натрия и магния в слое, см			Хлориды в слое, см			Сумма токсичных солей в слое, см		
		0–50	50–100	100–150	0–50	50–100	100–150	0–50	50–100	100–150
Яблоня	Дикая лесная яблоня, Сары синап, М 6, М 9	0.10–0.20*	0.20–0.30*	0.25–0.30*	1.0**	1.4**	1.6**	2.4**	2.4**	3.1**
Персик	Персик	0.10–0.30	0.20–0.40	0.25–0.30	0.2	0.4	0.6	0.7	1.2	1.8
	Миндаль	0.15–0.30	0.15–0.50	0.20–0.60	0.4	0.8	1.2	1.5	2.4	2.6
Черешня	Черешня и антипка	0.1–0.2	0.2–0.3	0.2–0.3	0.2	0.4	0.6	0.7	1.2	1.8

* Для подвоев Сары синап, М 6, М 9; ** для подвоя дикая лесная яблоня. Примечание. Ион CO_3^{2-} не допускается для данных плодовых культур в любом из слоев почвы.

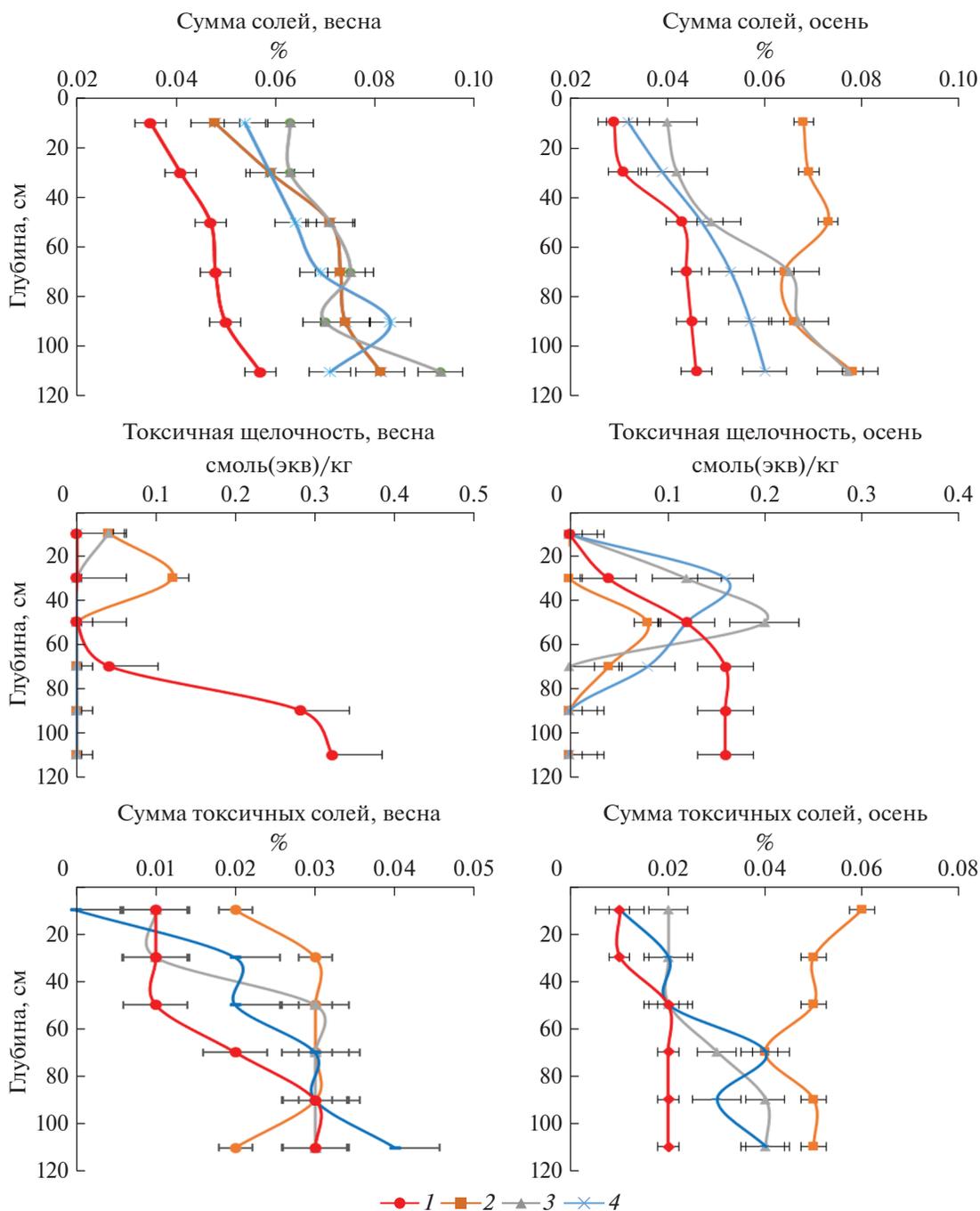


Рис. 5. Влияние орошения слабосоленовой водой на сумму солей и содержание токсичной щелочности в агроземе солонцеватом квазиглееватом под садом персика, участок 2 (с. Луганское, 2020 г.): 1 – контроль (неорошаемая пашня); 2 – 20 см; 3 – 125 см; 4 – 250 см от водовыпуска. Горизонтальные отрезки – ошибка среднего.

(1.7–4.9 смоль(экв)/кг) в слое 80–120 см, что было токсично для яблони.

Исследование солевого состава агрозема аккумулятивно-карбонатного солонцеватого квазиглееватого под агроценозом персика (с. Луганское, участок 2) показало, что сумма солей в неорошаемой почве (контроль) была невысокой, увеличивалась с глубиной и незначительно снижалась от

весны к осени (рис. 5, табл. S1). Токсичная щелочность проявлялась в слое 60–120 см, увеличиваясь с глубиной с 0.04 до 0.35 смоль(экв)/кг почвы с преобладанием гидрокарбоната магния. Сумма токсичных солей была невысокой и возрастала с глубиной в пределах 0.01–0.03%.

В орошаемой почве сумма солей была больше, чем в неорошаемой как весной, так и осенью.

Весной она превышала таковую на 0.022–0.036% или в 1.5–1.8 раза, максимальное содержание солей обнаружено в слое 80–120 см и на расстоянии 125 см от водовыпуска.

Следовательно, весной, после воздействия пресной воды атмосферных осадков содержание солей в орошаемых почвах было больше, чем на богаре, но максимум солей располагался на расстоянии 125 (в слое 60–120 см) и 250 см в слое 80–120 см. Соли “оттеснялись” пресными водами к границам зоны промачивания капельного орошения в стороны и на глубину 100–125 см, что было отмечено ранее и объясняется радиальным передвижением влаги в контуре увлажнения, которая, разбавляя соли, перемещает их от оси к периметру зоны промачивания [26]. В целом весной почвы были формально незасоленными, сумма токсичных солей не превышала 0.02–0.04%. Тип химизма хлоридный и сульфатно-хлоридный натриевый и натриево-магниевый, содержание хлоридов 0.60–0.76 смоль(экв)/кг (0.02–0.03%), токсичных сульфатов 0.01–0.21 смоль(экв)/кг (0.0005–0.01%), Cl^-/SO_4^{2-} 2.7–21.3 (табл. S2).

Осенью сумма солей была максимальной у водовыпуска в слое 0–60 см, ее превышение над контролем составило 0.020–0.039% (1.7–2.3 раза), максимально в слое 0–20 см. На расстоянии 125 см от водовыпуска она была меньше, чем у водовыпуска, но значительно больше, чем в контроле (в 1.1–1.7 раза), максимально в слое 100–120 см. К середине междурядья сумма солей уменьшалась и была близкой к контрольной, что обусловлено зоной промачивания суглинистых почв при капельном орошении шириной около 1 м от водовыпуска на глубине 0.3–0.8 м [33].

Токсичная щелочность в орошаемой почве весной появлялась у водовыпуска в слое 0–40 см в незначительных количествах (0.04–0.08 смоль(экв)/кг) в результате обмена ионов натрия и магния из почвенно-поглощающего комплекса на водород угольной кислоты, растворенной в атмосферных осадках. Осенью в контроле токсичная щелочность отмечалась практически по всему профилю в незначительных количествах с максимумом в слое 40–120 см (табл. S3). При орошении она обнаруживалась в основном в слое 20(40)–80 см в концентрациях 0.08–0.20 смоль(экв)/кг. Вероятно, проявление токсичной щелочности связано, судя по величине SAR_{adj} в поливной воде и ее соотношению с SAR , с осаждением карбонатов при взаимодействии оросительной воды с почвой [27].

Сумма токсичных солей при орошении накапливалась в относительно больших количествах, чем общая сумма солей. Весной под водовыпуском она была больше, чем в неорошаемой почве в 2.7–3.5 раза в слое 0–60 см. На расстоянии 125 см от водовыпуска уменьшалась по сравнению с зоной у водовыпуска, но имела относительный мак-

симум в слое 20–40 см, превышающий контроль в 2.6–3.9 раза. В середине междурядья сумма токсичных солей также увеличивалась относительно контроля, но в меньшей степени (в 1.1–2.5 раза, максимально в слое 0–40 см). Вероятно, такое накопление токсичных солей связано с их высокими концентрациями в оросительной воде.

К осени сумма токсичных солей возрастала по сравнению с весной в 1.1–3.0 раза за счет орошения слабоминерализованной водой, максимально по линии ряда и достигала величин 0.8–0.9 смоль(экв)/кг (0.05–0.06%), превышающих допустимые для персика и черешни. Она была больше контрольных значений в 2.5–6.2 раза, максимально в слое 0–40 см. На расстоянии 125 и 250 см от водовыпуска сумма токсичных солей была меньше, чем у водовыпуска, но больше, чем весной в 1.1–1.3 раза и увеличивалась с глубиной (рис. 5). По сравнению с контролем сумма токсичных солей на этом расстоянии от водовыпуска была выше в 1.1–1.7 раза.

Под капельницей происходило поверхностное слабое засоление почвы в слое 0–60 см в конце поливного сезона (рис. 5). Химизм засоления – сульфатно-хлоридный магниевый-натриевый и натриевый. Почва становилась солончаковой. Обнаруживалось слабое сульфатно-хлоридное магниевое засоление в слое 100–120 см на расстоянии 125 см от водовыпуска, сумма токсичных солей составляла 0.05%, отношение Cl^-/SO_4 равно 2.2, почва здесь глубокосолончаковатая (табл. 3S).

Состав токсичных нейтральных солей при орошении также изменялся. Сульфат натрия обнаруживали только в слое 0–20(40) см, тогда как в неорошаемой почве – на глубине 40–120 см (табл. S2, S3). Произшло значительное накопление хлоридов натрия и магния по всему профилю в количествах 0.04–0.42 смоль(экв)/кг, причем до глубины 100 см первый преобладал над вторым, а в слое 100–120 см наблюдалось преобладание хлорида магния на 0.03–0.14 смоль(экв)/кг. В почве накапливался хлорид кальция в слое 40–120 см в количествах 0.06–0.22 смоль(экв)/кг, что является признаком вторичного засоления незасоленных почв [35].

Состав обменных катионов в почвах при орошении солоноватыми водами. Исследование содержания обменных катионов в агроземе сегрегационном (с. Тимофеевка, участок 1) показывает, что в контроле без орошения их сумма колебалась в пределах 21–28 смоль(экв)/кг и уменьшалась с глубиной (табл. 4). При орошении солоноватыми водами сумма катионов снижалась в слое 0–40 см на 1–6 смоль(экв)/кг или на 5–20%, в более глубоких слоях, как правило, увеличивалась на 2–6 смоль(экв)/кг (10–28%) по сравнению с контролем, причем у водовыпуска и на расстоянии 125 см от него эта разница была наибольшей. Скорее всего, это связано с перераспределением илистой фракции по профилю

Таблица 4. Состав обменных катионов в агроземе сегрегационном при орошении солончатыми водами, участок 1, весна 2020 г.

Вариант	Глубина, см	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	Сумма	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
		смоль(экв)/кг				% от суммы		
Контроль (неорошаемая почва)	0–20	24.2	3.0	0.37	27.57	87.8	10.9	1.3
	20–40	24.4	3.2	0.46	28.34	86.1	11.3	1.6
	40–60	19.0	3.8	0.64	23.44	81.1	16.2	2.7
	60–80	18.2	4.2	0.74	23.14	78.7	18.1	3.2
	80–100	15.0	6.6	1.10	22.70	66.1	29.0	4.8
	100–120	13.0	7.8	0.67	21.47	60.6	36.3	3.1
20 см от водовыпуска	0–20	20.3*	3.3	0.61	24.21	83.9	13.6	2.5
	20–40	20.5*	5.0	0.79	26.29	78.0	19.0	3.0
	40–60	22.9*	4.7	0.94	28.54	80.3	16.4	3.3
	60–80	17.7	7.0	1.79*	26.49	66.7	26.5	6.8
	80–100	16.9	8.3	2.11*	26.01	65.0	26.9	8.0
	100–120	16.3*	9.6	1.60*	27.50	59.3	34.8	5.8
125 см от водовыпуска	0–20	22.5	3.4	0.70	26.60	84.7	12.7	2.6
	20–40	22.4	4.9	0.70	28.00	79.8	17.7	2.5
	40–60	20.2	6.8*	1.08	28.08	71.9	24.3	3.9
	60–80	19.2	5.7	1.15*	26.05	73.6	21.9	3.8
	80–100	15.6	8.7	1.44	25.74	60.6	33.7	4.2
	100–120	15.3	8.0	1.67*	24.97	61.3	32.0	4.5
250 см от водовыпуска	0–20	21.5	4.7	0.74	26.94	79.8	17.4	2.6
	20–40	19.9*	3.4	0.80	24.08	82.5	14.2	3.3
	40–60	20.0	3.9	0.94	24.84	80.6	15.6	4.4
	60–80	17.8	5.4	0.98	24.18	73.7	22.1	4.7
	80–100	17.1	6.2	1.05	24.35	70.4	25.3	5.8
	100–120	15.2	7.7	1.25*	24.15	62.9	31.9	6.8

*Разница с контролем в соответствующем слое значима на 5%-ном уровне.

почвы – увеличением в слое 0–50 см и нижних горизонтах.

Среди катионов преобладал обменный Ca²⁺ с максимумом в гумусовом горизонте (72–88% от суммы катионов). Ниже по профилю его содержание снижалось с относительным накоплением обменного Mg²⁺. Орошение приводило к перераспределению обменного Ca²⁺ по профилю – уменьшению в верхних горизонтах и относительному увеличению вниз по профилю. Это также может быть связано с перераспределением илистой фракции по профилю почвы.

Содержание обменного Mg²⁺ в неорошаемой почве (контроль) было невысоким – 3–8 смоль(экв)/кг и увеличивалось с глубиной. При орошении оно незначительно увеличивалось в слое 20–80 см до 4–10 смоль(экв)/кг или 18–35% от суммы катионов максимально у водовыпуска, вероятно, за

счет поглощения иона магния, поступающего с оросительной водой.

Содержание обменного Na⁺ в контроле было на уровне 0.4–1.1 смоль(экв)/кг (1.3–4.8% от суммы катионов) и увеличивалось с глубиной, то есть почва была несолонцеватой. Орошение солончатыми водами привело к увеличению концентрации обменного Na⁺, существенному у водовыпуска в слое 60–120 см на 1 смоль(экв)/кг (1.9–2.4 раза) с увеличением относительной доли натрия в сумме катионов до 5.8–8.0% – почва становилась слабосолонцеватой. По мере удаления от водовыпуска доля обменного натрия в сумме обменных катионов снижалась, но была выше, чем в контроле.

На агроземах квазиглееватых солонцеватых под персиком (участок 2) в контроле сумма обменных оснований составила 15–25 смоль(экв)/кг и была максимальной в слое 20–60 см (солонцовый го-

Таблица 5. Состав обменных катионов в агроземе квазиглееватом солонцеватом при орошении солоноватыми водами, участок 2, с. Луганское, весна, 2020 г.

Вариант	Глубина, см	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	Сумма	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
		смоль(экв)/кг				% от суммы		
Контроль (без орошения)	0–20	19.0	4.2	0.5	23.7	80.3	17.8	1.9
	20–40	19.2	4.0	1.2	24.4	78.7	16.4	4.9
	40–60	17.6	6.0	1.2	24.8	71.0	24.2	4.8
	60–80	12.8	4.2	0.8	17.8	71.8	23.5	4.7
	80–100	9.8	4.0	0.8	14.6	67.2	27.4	5.4
	100–120	10.8	6.2	0.6	17.6	61.3	35.2	3.6
20 см от водовыпуска	0–20	18.4	6.0	0.9	25.3	72.8	23.7	3.4
	20–40	18.8	7.6	2.2	28.6	65.7	26.6	7.7
	40–60	20.6	6.0	2.4	29.0	71.0	20.7	8.3
	60–80	14.4	3.6	2.0	20.0	72.0	18.0	10.0
	80–100	17.2	7.6	2.3	27.1	63.5	28.0	8.5
	100–120	16.4	10.0	2.4	28.8	57.0	34.8	8.2
125 см от водовыпуска	0–20	18.6	5.9	1.4	25.9	71.8	22.8	5.4
	20–40	21.0	5.0	2.9	28.9	72.8	17.3	9.9
	40–60	19.6	6.0	2.7	28.3	69.3	21.2	9.4
	60–80	21.4	4.6	2.6	28.6	74.7	16.1	9.2
	80–100	Не опр.						
	100–120	18.0	6.4	2.5	26.9	66.9	23.8	9.3
250 см от водовыпуска	0–20	16.6	4.2	0.9	21.7	76.5	19.4	4.1
	20–40	17.0	4.2	1.2	22.4	75.9	18.7	5.4
	40–60	18.0	4.8	1.4	24.2	74.4	19.8	5.8
	60–80	16.1	4.3	1.4	21.8	73.9	19.7	6.4
	80–100	14.4	4.8	1.3	20.5	70.2	23.4	6.4
	100–120	15.2	6.4	1.4	23.0	66.2	27.9	5.9

ризонт). В целом по профилю это было меньше, чем в агроземе сегрегационном, вероятно, из-за более легкого гранулометрического состава агрозема квазиглееватого (табл. 5).

Содержание обменного Ca²⁺ в контроле было высоким в слое 0–40 см, вниз по профилю снижалось, значительно в слое 80–120 см. Содержание обменного Mg²⁺ было невысоким, но из-за пониженного содержания обменного Ca²⁺ его доля в сумме катионов резко возрастала до 16–35% с максимумом в слое 100–120 см. Содержание обменного Na⁺ в контроле было низким в слоях 0–20 и 100–120 см, в остальной части профиля составляло 0.8–1.2 смоль(экв)/кг, что в доле обменных катионов было близким к 5%. Почва слабосолонцеватая.

При орошении солоноватыми водами в агроземе квазиглееватом происходили те же процессы, что и при орошении агрозема сегрегационного – уменьшение содержания обменного кальция и его доли в сумме катионов в слое 0–40(60) см,

увеличение концентрации обменных Mg²⁺ и Na⁺ в поверхностных горизонтах, то есть шел процесс вторичного поверхностного осолонцевания. Содержание обменного Mg²⁺ при орошении возрастало незначительно в слое 0–40 см независимо от расстояния от водовыпуска на 1.0–1.8 смоль(экв)/кг (5–11% от суммы катионов), у водовыпуска содержание его было максимальным. Концентрация обменного Na⁺ при орошении возрастала по всему профилю значительно на 0.5–2.0 смоль(экв)/кг или 1–6% от суммы катионов и достигала 9–10% от суммы, максимально у водовыпуска. Почва становилась локально среднесолонцеватой, что может неблагоприятно сказаться на росте, состоянии и продуктивности деревьев персика [20].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате интенсивного забора воды из артезианских скважин на севере Крымского полуострова происходит подпитка соленых вод из

Черного моря и Сиваша и прогрессирующее засоление артезианских вод до переменной минерализации в пределах 1.5–3.3 г/л. По существующим показателям пригодности вод для орошения почв тяжелого гранулометрического состава воды являются опасными, вызывающими хлоридное засоление и слабо- и среднеопасными, приводящими к осолонцеванию почв, особенно при минерализации 3 г/л и выше. Орошение такими водами садов персика и яблони в Присивашье Крыма капельным способом вызвало процессы локального засоления почв. Засоление слабое сульфатно-хлоридное натриевое, наиболее значительное осенью после поливного сезона и в пределах ряда деревьев, которое при содержании суммы токсичных солей 1–5 смоль(экв)/кг (0.06–0.10%) и больше может быть токсичным для персика, яблони и других плодовых культур. Весной, после воздействия зимних осадков, верхние слои (0–60 см) частично рассоляются. Слабое сульфатно-хлоридное и хлоридное натриевое и натриево-магниевое засоление отмечается в слое 60–120 см у водовыпуска и на расстоянии 125 см от него. Орошение такими водами вызывает процессы вторичного осолонцевания почв, наиболее существенного при орошении водой с минерализацией 3 г/л и выше с увеличением содержания обменного Na^+ в почве до 9–10% от суммы катионов.

В связи с прогрессирующим засолением оросительных вод, засолением и осолонцеванием почв в плодоносящих многолетних насаждениях, смена культур в которых невозможна в короткий период времени, а орошать которые необходимо, следует продолжить орошение с большой осторожностью, используя разработанные рекомендации по предупреждению засоления и осолонцевания, устранению солонцеватости и повышению плодородия почв. Кроме того, процессы, происходящие в почвах при орошении солоноватыми водами, должны быть изучены в конкретных экологических условиях севера Крыма, что предопределяет продолжение мониторинговых исследований солевого состава оросительных вод и орошаемых почв на ключевых участках, а также их влияния на рост, продуктивность и минеральное питание различных по солеустойчивости пород и сортов плодовых растений. Это позволит установить региональные закономерности в системе почва–оросительная вода–плодовое растение и разработать рекомендации по рациональному использованию слабоминерализованных артезианских вод для орошения садов и повышения плодородия орошаемых почв.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарны д. с.-х. н. Н.Б. Хитрову за помощь в проведении полевых исследований и подготовке материалов к печати.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках темы государственного задания Никитского ботанического сада АААА-А20-120111090087-0.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Разрез Л116 (участок 2, сад персика).

Таблица S1. Катионно-анионный состав водной вытяжки из агрозема аккумулятивно-карбонатного солонцеватого квазиглееватого, участок 2.

Таблица S2. Состав гипотетических солей агрозема аккумулятивно-карбонатного солонцеватого квазиглееватого, участок 2, весна, 2020 г.

Таблица S3. Состав гипотетических солей агрозема аккумулятивно-карбонатного солонцеватого квазиглееватого, участок 2, осень 2020 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антипов-Каратаев М.Н., Кадер Г.М. К методике определения мелиоративной оценки оросительной воды // Почвоведение. 1969. № 5. С. 96–101.
2. Базилевич Н.И., Панкова Е.И. Опыт классификации почв по содержанию токсичных солей и ионов // Бюл. почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 1972. Вып. 5. С. 36–40.
3. Безднина С.Я. Научные основы оценки качества воды для орошения. Рязань: ООО «Мещерский науч.-технический центр», 2013. 171 с.
4. Безопасные системы и технологии капельного орошения: научный обзор ФГНУ «РосНИИПМ». М.: Мелиоводинформ, 2010. 52 с.
5. Боровой Е.П., Кременской В.И., Иванютин Н.М. Капельное орошение как основа развития плодородия на юге Российской Федерации // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: Наука и высшее профессиональное образование. 2016. № 4(44). С. 246–255.
6. Воеводина Л.А. Влияние капельного орошения минерализованными водами на свойства черноземных почв // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2011. № 1(01). С. 3.
7. Воеводина Л.А., Снопич Ю.Ф., Чекунов А.Н. Влияние капельного орошения на засоление почв // Научный журнал КубГАУ. 2010. № 64(10). <http://ej.kubagro.ru/2010/10/pdf/20.pdf>
8. Воробьева Л.А. Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 272 с.
9. Гоголев И.Н., Хохленко Т.Н., Августовская Е.Л. Термодинамический принцип оценки оросительных вод и состояния почв // Мелиорация и водное хозяйство. 1989. № 8. С. 24–25.

10. Государственный доклад “О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Республике Крым и городе федерального значения Севастополе в 2019 году”. <http://82.gospotrebnadzor.ru/s/82/files/documents/Gosdoklad/148365.pdf>
11. *Егоров В.В.* Засоленные почвы и их освоение. М.: Изд-во АН СССР, 1954. 112 с.
12. *Заносова В.И., Молчанова Т.Я.* Оценка качества подземных вод и степени их пригодности для орошения // Вестник Алтайского гос. аграрного ун-та. 2017. № 6(152). С. 49–54.
13. *Зборишук Н.Г.* Процессы преобразования черноземов при орошении минерализованными водами // Проблемы почвоведения. М.: Наука, 1990. С. 249–254.
14. *Зимовец Б.А., Хитров Н.Б.* Экологическая оценка качества оросительной воды // Мелиорация и водное хозяйство. 1993. № 5. С. 30–33.
15. *Иванов В.Ф.* О допустимом содержании солей в поливной воде // Бюл. гос. Никитского ботанического сада. 1969. Вып. 2(9). С. 62–65.
16. *Иванов В.Ф., Иванова А.С., Опанасенко Н.Е., Литвинов Н.П., Важов В.И.* Экология плодовых культур. К.: Аграрна наука, 1998. 261 с.
17. *Иванютин Н.М.* Влияние антропогенной деятельности на подземные воды Крыма // Пути повышения эффективности орошаемого земледелия. 2016. № 3(63). С. 25–31.
18. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
19. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
20. *Клименко О.Е.* Щелочные соли в почвах Северо-Крымской низменности и их влияние на плодовые культуры. Автореф. дис. ... канд. с.-х. н. Харьков, 1988. 18 с.
21. *Клименко О.Е.* Ощелачивание орошаемых садопригодных почв степного Крыма и перспективы их использования // Почвоведение. 2016. № 10. С. 1251–1260. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16100087>
22. *Ковда В.А.* Качество оросительной воды // Почвы аридной зоны как объект орошения. М.: Наука, 1968. 222 с.
23. *Костяков А.Н.* Основы мелиорации. М.: Сельхозиздат, 1960. 150 с.
24. *Минашина Н.Г.* Проблемы орошения почв степей Юга России и возможности их решения (на основе анализа производственного опыта 1950–1990 гг.) // Почвоведение. 2009. № 7. С. 867–876.
25. *Минашина Н.Г.* Оросительные воды с повышенным содержанием магния и их роль в деградации черноземов на юго-востоке Европы // Почвоведение. 2011. № 5. С. 564–671.
26. *Орел Т.И.* Последствия капельного орошения почв Крыма водой различной минерализации // Агрохімія і ґрунтознавство. 2011. № 76. С. 41–44.
27. *Панкова Е.М., Прохоров А.Н.* Оценка пригодности воды для орошения // Гидротехника и мелиорация. 1985. № 10. С. 54–58.
28. *Половицкий И.Я., Гусев П.Г.* Почвы Крыма и повышение их плодородия. Симферополь: Таврия, 1987. 152 с.
29. *Попова В.П., Фоменко Т.Г.* Капельное орошение плодовых насаждений. Методические рекомендации. Краснодар, 2013. 49 с.
30. Рекомендации по отбору и использованию почв Крыма под плодовые культуры. Ялта, 1972. 32 с.
31. *Сторчоус В.Н.* Капельное орошение – резерв экономики воды при выращивании винограда, плодовых и овощных культур в Крыму // Науч. тр. южного филиала национального университета биоресурсов и природопользования Украины “Крымский агротехнологический университет”. Сер. сельскохозяйственные науки, 2014. Вып. 161. С. 123–129.
32. *Супряга И.К., Лунатов А.Б., Сирик В.Ф., Евтушенко Г.И.* Экологические и экономические аспекты нормирования качества оросительной воды // Мелиорация и водное хозяйство. 1989. № 10. С. 44–45.
33. Технология выращивания плодовых культур в условиях Крыма при капельном способе полива. Симферополь: КОСС, 2008. 73 с.
34. Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю.Ю. Лурье. М.: Химия, 1973. 376 с.
35. *Хитров Н.Б., Роговнева Л.В.* Пятилетнее изменение засоленности почв и грунтов рисовых систем Прикарпинитской низменности после прекращения орошения // Почвоведение. 2021. № 1. С. 120–135.
36. *Шумаков Б.А.* Использование минерализованных вод для орошения. М.: Колос, 1973. 263 с.
37. Экологические требования к орошению почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1996. 72 с.
38. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. 2000. V. 3 Ch. 9.2 Water quality for irrigation and general use. <http://www.gfmwq-guidelines-vol3-9-2.pdf>
39. *Ayers R.S., Westcott D.V.* Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper. 1985. V. 29. Rev. 1. <https://www.fao.org/3/t0234e/T0234E00.htm#TOC>
40. IUSS Working Group WRB, World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015, International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps, World Soil Resources Reports No. 106 (UN Food and Agriculture Organization, Rome, 2015).
41. *Richards L.A.* Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Agricultural Handbook. US. Department of Agriculture. Washington DC, 1954. V. 60. 166 p.
42. *Szabolcs J., Darab K.* Irrigation Water Quality and Problems of Soil Salinity // Acta Agronomica Academiae Scientiarum Hungaricae. Academiae Kiado. Budapest. 1982. V. XXXI. P. 173–194. <https://www.fao.org/3/x5870e/x5870e00.htm#Contents>

Changes in Salt Composition of Soils under Irrigation with Back Water in the Steppe Crimea

O. E. Klimenko¹, *, A. P. Yevtushenko¹, and N. I. Klimenko¹

¹*Nikitsky Botanical Gardens – National Research Center of the Russian Academy of Sciences, Yalta, 298648 Russia*

**e-mail: olga.gnbs@mail.ru*

The purpose of the work is to evaluate the effect of brackish artesian waters used for drip irrigation of gardens in the Sivash area of Crimea on the salt composition and composition of exchangeable cations of two soils located at different distances from Lake Sivash. Observations of the dynamics of mineralization and salt composition of irrigation waters over 3 years (2019–2021) show that the waters are neutral (pH 6.88–7.43) slightly (medium) brackish with a mineralization of 1.5–3.4 gL⁻¹ of variable composition: calcium chloride – sulfate-chloride sodium – sulfate calcium. The mineralization of waters increased in time and as it approached Lake Sivash. In the waters, there is a high content of chlorides (15–25 mmol(eq) L⁻¹), sulfates (6–31 mmol(eq) L⁻¹), Ca²⁺ (14–26 mmol(eq) L⁻¹) and a stable concentration of HCO₃⁻ (3 mmol(eq) L⁻¹). Local moistening of soils during drip irrigation contributed to local weak sulfate-chloride and chloride magnesium–sodium salinization in a layer of 0–60 cm along the row line, and at a distance of 125 cm from the row towards the row spacing at a depth of 60–120 cm, which was toxic for fruit crops. The amount of salts in the soil had a pulsating regime: it increased in the fall after the irrigation season and decreased in the spring due to the washing out of salts by fresh atmospheric precipitation into the depth and to the sides of the outlet, but exceeded that in the non-irrigated soil. Slightly brackish waters of this salt composition with a mineralization of 1.5–2.7 gL⁻¹ and SAR 2–4 led to the solonetzization of Haplic Kastanozem with an exchangeable Na⁺ content of 6–8% of the sum of cations. Waters with a mineralization of more than 3 g L⁻¹ and SAR 3–7 contributed to an increase in the content of exchangeable Na⁺ up to 9–10% of the sum of cations in a slightly solonetzic Luvic Kastanozem. Under conditions of progressive salinization of irrigation waters and soils, it is necessary to continue monitoring the salt composition and metabolic processes in irrigated soils.

Keywords: brackish artesian waters, drip irrigation of gardens, soil salinization, alkalization, pulsating salt regime, Crimean Sivash, Haplic Kastanozem, Luvic Kastanozem

**ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ**

УДК 631.416.9;547.6;614.76;632.15;631.417.7

**ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И МЕТАЛЛОИДЫ В ПОЧВАХ, ДОРОЖНОЙ ПЫЛИ
И ИХ ФРАКЦИИ PM₁₀ В СЕВАСТОПОЛЕ: УРОВНИ, ИСТОЧНИКИ
И ОПАСНОСТЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ¹****© 2022 г. Л. А. Безбердая^{а, *}, Н. С. Касимов^а, О. В. Черницова^а,
А. Н. Ткаченко^а, М. Ю. Лычагин^а**^аМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: lilia_8888@mail.ru

Поступила в редакцию 11.07.2022 г.

После доработки 03.08.2022 г.

Принята к публикации 12.08.2022 г.

Впервые в крупном промышленно-рекреационном г. Севастополь установлены уровни накопления, пространственное распределение и источники тяжелых металлов и металлоидов (ТММ) в городских почвах, дорожной пыли и их частицах PM₁₀ (диаметром <10 мкм) в различных функциональных зонах и на разных типах дорог. Анализ содержания ТММ проводили методами ICP-MS и ICP-AES. Основными загрязнителями городских почв и дорожной пыли являются Pb, Zn, Sb, Cd, Sn, Cu, Mo. Полученные результаты показали неравномерное пространственное распределение отдельных ТММ в пределах города из-за влияния терригенных и антропогенных факторов. В частицах PM₁₀ почв и пыли концентрации практически всех ТММ заметно больше общих содержаний, доля Zn, Bi, Cs составляет более 65% от общего содержания, а As, Pb, Sb, Cd, W, V, Ni, Co – около 50%. Наибольшую опасность представляют частицы PM₁₀, формирующие большее количество аномалий с экстремальным уровнем загрязнения ТММ в промышленных зонах и внутридворовых проездах селитебных зон.

Ключевые слова: частицы PM₁₀, загрязнение городских почв, гранулометрические фракции, обогащение, Urbic Technosols

DOI: 10.31857/S0032180X22600913**ВВЕДЕНИЕ**

В последние годы существенно возрастает рекреационное использование побережья Черного моря, что определяет актуальность изучения экологического состояния приморских городов [8, 9, 21]. В Крыму особое внимание привлекает Севастополь – крупный морской порт, важный промышленный и одновременно рекреационный центр [11, 29], на территории которого имеются разнообразные источники эмиссии, с которыми связано поступление в окружающую среду опасных загрязняющих веществ [20, 27, 28], в том числе тяжелых металлов и металлоидов (ТММ). Микрочастицы аэрозоля, загрязненные ТММ, при осаждении из атмосферы аккумулируются в почвах, растениях, на поверхности зданий, сооружений, тротуаров, автомобильных дорог, ухудшая экологическое состояние городов и качество жизни как постоянных жителей, так и многочисленных отдыхающих [36, 38, 67].

Эколого-геохимическая оценка городской среды основывается на концепции депонирующих сред, в которых накапливаются и преобразуются продукты техногенеза [4]. Для выявления пространственных особенностей и геохимической индикации многолетнего загрязнения городских ландшафтов в качестве депонирующей среды обычно изучаются почвы [3, 55, 62]. В последние годы для индикации современного, в том числе сезонного загрязнения городов, используют дорожную пыль, состоящую из твердых частиц разного размера, выпадающих из атмосферы, выбросов промышленности и автотранспорта, загрязненных городских почв, а также твердофазного вещества противогололедных реагентов в зимний период [56, 71, 80]. Дорожная пыль стала важнейшим источником загрязнения атмосферного воздуха [35, 70, 81].

Повышенный интерес представляют мелкодисперсные взвешенные частицы диаметром <10 мкм [35, 38, 47], которые состоят из наиболее тонких фракций – ила (диаметром 0.001 мм и менее), мелкой и средней пыли (0.01 мм и менее). Для микрочастиц в разных компонентах ландшафтов: почвах, дорожной пыли, снеге, речной взвеси –

¹ Дополнительные материалы к этой статье доступны по doi 10.31857/S0032180X22600913 для авторизованных пользователей.

применяется единая система обозначения размерности – с помощью аббревиатуры РМ (particulate matter). Для населения опасность загрязнения почв и дорожной пыли связана с возможностью их выдувания, что увеличивает загрязненность атмосферы твердыми частицами [37, 60, 68], которые способны находиться во взвешенном состоянии продолжительное время и переноситься на сотни километров от источника воздействия [75]. Активность выдувания частиц и интенсивность накопления в них поллютантов обычно возрастает с уменьшением их размера [34, 53], что определяет важность исследования гранулометрического состава почв и пыли [32, 50]. Попадая в организм человека, частицы РМ₁₀ задерживаются в верхних дыхательных путях, повышая риск респираторных (астма, бронхит, пневмония), сердечно-сосудистых (инфаркт миокарда, инсульт, ишемическая болезнь сердца) и онкологических заболеваний [16, 23]. Повышенная опасность этих фракций связана с частым прилипанием к рукам и прохождением через слизистую оболочку желудка, а также с более эффективной адсорбцией в тканях человека [85].

Детальный анализ химического состава почв, дорожной пыли и их отдельных гранулометрических фракций делается во всем мире [34, 37, 54, 64, 69, 71, 84, 86]. В России подобные исследования проводили в Москве, Тюмени, Сургуте, Челябинске и других городах [10, 56–58, 66, 76], однако загрязнение мелких фракций почв и пыли оценивается редко [3, 9, 80], что связано со сложностью и трудоемкостью выделения частиц диаметром <20 мкм [59].

Значительный уровень техногенного воздействия в мегаполисах и крупных промышленных центрах обусловил большую изученность территорий по сравнению с относительно небольшими приморскими городами. Экологическое состояние городов Республики Крым и Севастополя изучено слабо [7, 29, 39]. В Севастополе осуществляется мониторинг содержания в почвах ограниченного числа ТММ [5]. Комплексная эколого-геохимическая оценка состояния почв для мониторинга многолетнего загрязнения и дорожной пыли для характеристики сезонного загрязнения не проводится. В Севастополе содержание поллютантов в микрочастицах разного размера ранее не изучалось, что затрудняет получение достоверной оценки экологической опасности загрязнения города. Настоящее исследование направлено на выявление особенностей накопления и источников ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракциях РМ₁₀ в промышленно-рекреационном г. Севастополь.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Севастополь расположен на побережье Черного моря в юго-западной части Крымского п-ова в

пределах двух климатических поясов. В северной части города климат морской умеренно континентальный, ландшафты представлены ковыльно-типчаковой растительностью с фоновыми черноземами обыкновенными (Pachic Chernozems) на известняках [14]. На южном побережье Севастополя в условиях субтропического средиземноморского климата под можжевельно-дубовыми лесами формируются фоновые коричневые почвы (Cambisols). На большей части территории городов Крыма распространены антропогенно-преобразованные и сконструированные человеком антропогенные почвы, которые представлены в основном урбаноземами (Urbic Technosols) с нарушенным почвенным профилем, верхняя часть которого состоит из серовато-бурого гумусово-аккумулятивного горизонта с включением строительного и бытового мусора [22]. Средняя температура воздуха в феврале +2.6°C, июле +22.4°C [15]. Летом преобладают западные и северо-западные ветры, зимой – северо-восточные, приносящие холодный арктический воздух, в межсезонье – южные [1]. Рельеф города формируют глубокие балки и многочисленные бухты.

Территория Севастополя составляет 1080 км², численность населения города – 522 тыс. человек [25]. На его территории размещены предприятия машиностроения и металлообработки, судостроения и судоремонта, нефтехимии и пищевой промышленности, строительных и лакокрасочных материалов. Севастопольский морской торговый порт обеспечивает перевозку и хранение песка, угля, нефтепродуктов, металлов и других грузов. Источниками загрязнения являются теплоэлектростанция и котельные, которые долгое время использовали уголь в качестве топлива. В атмосферный воздух Севастополя ежегодно поступает до 5 тыс. т загрязняющих веществ, с каждым годом объемы выбросов увеличиваются за счет роста мощности предприятий теплоэнергетики [5]. Значительную роль в загрязнении города играют полигоны твердых бытовых отходов, куда ежегодно поступает около 200 тыс. т отходов [5].

Севастополь – культурно-исторический и рекреационный город, куда ежегодно приезжает большое количество отдыхающих и туристов, что дает дополнительную нагрузку на окружающую среду за счет увеличения потока автотранспорта и частых заторов на дорогах. Значительный вклад в загрязнение городов вносит использование угля для отопления частных жилых домов, при сжигании которого в окружающую среду могут поступать ТММ и полициклические ароматические углеводороды.

Распределение источников загрязнения и формирование техногенных аномалий поллютантов определяется функциональным использованием городских территорий. По космическим сним-

кам Sentinel-2 и WorldView-2 в Севастополе выделены функциональные зоны с различными типами землепользования: промышленная, транспортная, селитебная с малоэтажной (до 2 этажей) и многоэтажной (3 этажа и выше) жилой застройкой, рекреационная, агрогенная и зона специального назначения (рис. S1). В транспортной зоне дороги разделены по ширине и интенсивности движения автотранспорта на крупные (3 полосы и более в одну сторону), средние (2 полосы) и малые (1 полоса и проезды во дворах).

Полевые исследования проводили в 2017 г. в рамках Крымской экспедиции Русского географического общества и МГУ им. М.В. Ломоносова. Геохимическую съемку городской территории осуществляли на основе методических рекомендаций “Urban geochemical mapping manual”, разработанных Международной экспертной группой ЕС по городской экогеохимии [41], она включала опробование по сетке с шагом 700–1000 м верхнего (0–10 см) слоя антропогенно-преобразованных почв. Дорожную пыль отбирали с поверхности крупных, средних и малых дорог пластиковыми щеткой и совком. Смешанные образцы почв и пыли состояли из 5 индивидуальных образцов, отобранных на расстоянии 5–10 м друг от друга. Во всех функциональных зонах и типах дорог отобрали 200 почвенных проб и 110 образцов дорожной пыли. Для оценки регионального почвенно-геохимического фона отобрали 10 образцов поверхностных горизонтов черноземов обыкновенных (Pachic Chernozems) на элювии и элюво-делювии известняков в 2 км к северо-востоку от Севастополя.

Образцы почв и дорожной пыли высушивали, отбирали корни растений и включения мусора. В Эколого-геохимическом центре МГУ в образцах почв и пыли потенциометрическим методом рН-метром “Эксперт-рН” (Россия) измеряли величину рН и кондуктометром SevenEasy S30 (MettlerToledo, Швейцария) удельную электропроводность (ЕС) при соотношении почва : вода 1 : 2.5. Содержание органического углерода ($C_{орг}$) в почвах и дорожной пыли определяли методом Тюрина с титриметрическим окончанием [12], гранулометрический состав анализировали на лазерном гранулометре Fritsch (Германия). Для выделения гранулометрической фракции PM_{10} из почв и дорожной пыли проводили диспергирование образцов с помощью влажного растирания. Затем смесь переносили в стеклянный цилиндр объемом 1 л, наполненный дистиллированной водой и выделяли фракцию PM_{10} методом осаждения по закону Стокса [61, 63]. Полученные растворы фильтровали через мембранные фильтры с диаметром пор 0.45 мкм. Содержание ТММ определяли в сертифицированной лаборатории Всероссийского исследовательского института

минерального сырья им. Н.М. Федоровского (г. Москва) масс-спектрометрией и атомно-эмиссионной спектрометрией с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS, ICP-AES).

Загрязнение фракции PM_{10} почв ТММ оценивали с помощью коэффициентов концентрации (K_c) и рассеяния (K_p): $K_c = C_i/C_b$ и $K_p = C_b/C_i$, где C_i – содержание поллютанта в почвах или их фракции PM_{10} в городе, мг/кг; C_b – в фоновых почвах или их фракциях PM_{10} , мг/кг. Для дорожной пыли из-за отсутствия фонового аналога содержания элементов сравнивали с кларками верхней части континентальной земной коры, рассчитывали кларки концентрации (KK) и рассеяния (KP): $KK = C_i/K$, $KP = K/C_i$, где C_i – содержание элемента в дорожной пыли или ее фракции PM_{10} , мг/кг, K – кларк элемента [73].

Для характеристики фракционного состава почв и дорожной пыли, то есть доли ТММ во фракциях PM_{10} относительно общего содержания использовали уравнение [33]: $D_{10} = (C_{10}P_{10}/C \times 100)$ 100, где C_{10} – концентрация ТММ в PM_{10} почв или пыли, мг/кг; P – доля фракции PM_{10} в пыли или почвах, %; C – концентрация ТММ в почве или дорожной пыли, мг/кг. Интенсивность накопления поллютантов в частицах PM_{10} относительно общего (валового) содержания определяли с помощью показателя $D_x = C_{фракция}/C_{вал}$.

Поступление ТММ в почвы, пыль и их фракции PM_{10} от природных и антропогенных источников оценивали с помощью коэффициента обогащения $EF = (C_i/C_{ref})/(K_i/K_{ref})$, где C_i и C_{ref} – содержание i -го и нормирующего элементов в пробе, мг/кг; K_i и K_{ref} – содержание i -го и нормирующего элементов в фоновых почвах или верхней части земной коры, мг/кг [72]. Фоновые почвы использовали в качестве эталона сравнения для городских почв, а кларки верхней части земной коры – для дорожной пыли. В качестве нормирующего элемента выбран Al, практически не поступающий из антропогенных источников [35, 80].

Загрязнение почв, пыли и их микрочастиц PM_{10} ассоциациями ТММ характеризовали величиной суммарного показателя загрязнения $Z_c = \sum K_c - (n - 1)$, где n – число химических элементов с $K_c > 1.5$. Для PM_{10} дорожной пыли Z_c рассчитывали по формуле: $Z_c = \sum KK - (n - 1)$, где $KK > 1.5$. Степень экологической опасности загрязнения определяли в зависимости от величины Z_c [4]: <16 – неопасный, 16–32 – умеренно опасный, 32–64 – опасный, 64–128 – очень опасный, >128 – чрезвычайно опасный.

Статистическую обработку данных проводили в пакете Statistica 10. Для свойств почв, дорожной пыли и содержания ТММ рассчитывали средние m , медианные, минимальные и максимальные значения, среднеквадратичные отклонения σ , коэф-

коэффициенты вариации $Cv = \sigma/m \times 100\%$. Для выявления взаимосвязей между элементами, их происхождения и источников использовали метод главных компонент (РСА) и коэффициенты корреляции Пирсона (r). Факторные нагрузки рассчитывали с помощью метода вращения Varimax normalized. Сильная связь выявлялась при величине факторных нагрузок >0.7 , средняя – от 0.5 до 0.7. Значимость коэффициентов корреляции между химическими элементами проверяли при $p < 0.001$. Карты загрязнения почв, дорожной пыли и фракции PM_{10} ТММ составляли в пакете ArcGis 10.4, способ изображения – градуированные символы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Почвенно-геохимический фон

Фоновые черноземы обыкновенные (Pachic Chernozems) имеют легко- и среднеглинистый гранулометрический состав (содержание физической глины – 63–76%), реакция среды меняется от слабокислой до слабощелочной (рН 6.0–7.7). Электропроводность в среднем составляет 167 мкСм/см, варьируя от 45 до 225 мкСм/см, содержание $C_{орг}$ колеблется от 0.8 до 2.3%.

В поверхностных горизонтах черноземов обыкновенных верхней части континентальной земной коры накапливаются Cd и As ($KK = 2.4–2.8$). В коричневых почвах на элюво-делювии алевролитов и аргиллитов Южного склона хребта Демерджи концентрации Cd и As близки к фоновым уровням Севастополя, что указывает на вероятный литогенный источник этих ТММ – почвообразующие породы богаты этими элементами [9]. В, Cr, W, Ba, Sr рассеиваются, содержание Sn, Co, Fe, Ni, V, Mo, Zn, Sb, Mn, Cs близко к кларку верхней части земной коры.

В частицах PM_{10} фоновых черноземах обыкновенных характерно накопление Cd и As. Во фракции PM_{10} по сравнению с общим содержанием концентрации практически всех ТММ, кроме Mo и Sr, больше: Zn в 2.3 раза, Bi, Mn, Pb, Cs, W, Fe в 1.5–2.0 раза и на 10–40% остальных ТММ. Высокие уровни накопления ТММ в тонкодисперсных частицах обнаружены также в почвах эрозионных форм рельефа, расположенных в центре европейской части России, где на частицы PM_1 и PM_{1-10} приходится около 50% Mn, Cu, Zn, Pb, Co, Ni и Cr [74].

Физико-химические свойства городских почв и дорожной пыли

Городские почвы. Реакция среды рН водной вытяжки городских антропогенно-преобразованных почв изменяется от нейтральной (6.9) до сильнощелочной (8.5), составляя в среднем 7.7

(табл. 1), что близко к уровням почв Нахимовского района северной части Севастополя с рН 7.4–7.5 в селитебных, сельскохозяйственных и рекреационных зонах [24]. Электропроводность водной вытяжки почв в среднем составляет 381 мкСм/см, варьируя от 100 до 2225 мкСм/см и превышая уровень фоновых почв до 6 раз. Наибольшие значения рН (8.5) и ЕС (2225 мкСм/см) установлены в почвах транспортной зоны, что указывает на техногенное подщелачивание и засоление почв, обусловленное преимущественно влиянием автотранспорта. В прибрежных городах Крыма высокие значения электропроводности почв могут быть связаны также с привнесом солей с поверхности Черного моря [9].

Содержание $C_{орг}$ в городских почвах составляет в среднем 3.6%, изменяясь от 1.0 до 14.8%, что до 7 раз больше фоновых аналогов. По функциональным зонам содержание $C_{орг}$ изменяется в 9–10 раз, что зависит от применения органических удобрений и торфо-компостных смесей. В отдельных местах рекреационной (до 15%) и селитебной зон разной этажности (до 11%) высокие уровни $C_{орг}$ связаны, вероятно, с наличием клумб, обуславливающих поступление существенных масс органического материала в проводимой уборкой опада листьев древесных растений. Из-за влияния этих факторов содержание $C_{орг}$ в почвах рекреационной и селитебной зон северной части Севастополя достигает 13–16% [24].

Гранулометрический состав городских почв в среднем тяжелосуглинистый (содержание частиц PM_{10} 46%), меняясь от супесчаного (13%) до легкоглинистого (75%). В пределах функциональных зон города наиболее тяжелый состав имеют почвы агрогенной зоны с содержанием частиц PM_{10} в среднем 66%. Такое утяжеление состава выявлено в почвах рекреационной зоны Алушты, что связано с уплотнением почв при использовании сельскохозяйственной техники и орошением полей речными водами, содержащими тонкие частицы речной взвеси [9]. В почвах Севастополя содержание частиц PM_{10} в почвах больше, чем в Алуште (31%), что усиливает сорбционную способность почв по отношению к ТММ.

Дорожная пыль. Реакция среды дорожной пыли на всех типах дорог щелочная (рН 8.1–8.2), изменяясь от нейтральной (рН 7.1–7.5) до сильнощелочной (рН 8.5–10.4). Пыль Севастополя по величине рН более щелочная (8.2), чем в Алуште (7.5) [9]. Значения рН > 9 почв и пыли встречаются часто в ряде других городов России [39, 52] и мира [40, 49, 78], что указывает на известную тенденцию их подщелачивания.

Электропроводность дорожной пыли в среднем составляет 267 мкСм/см, изменяясь от 83 до 1895 мкСм/см. Наибольшие значения ЕС обнару-

Таблица 1. Физико-химические свойства почв и дорожной пыли Севастополя

Объект (число проб)	pH	ЕС, мкСм/см	C _{орг} , %	Содержание физической глины, %
Почвы				
Селитебная с малоэтажной застройкой (59)	7.7 (7.3–8.5)	392 (138–970)	3.6 (1.0–11)	46 (13–75)
Селитебная с многоэтажной застройкой (42)	7.6 (7.1–8.1)	411 (167–1079)	3.6 (1.3–11)	47 (18–69)
Рекреационная (20)	7.7 (6.9–8.0)	315 (100–855)	4.1 (1.1–15)	50 (14–67)
Агрогенная (2)	7.7 (7.6–7.8)	259 (245–272)	1.5 (1.3–1.8)	66 (64–68)
Промышленная (27)	7.7 (7.2–8.3)	371 (186–1027)	4.0 (1.2–9.3)	44 (22–70)
Транспортная (50)	7.9 (6.9–8.5)	377 (156–2225)	3.4 (1.0–9.4)	43 (19–75)
Среднее по городу (200)	7.7 (6.9–8.5)	381 (100–2225)	3.6 (1.0–15)	46 (13–75)
Фоновые почвы (10)	7.1 (6.0–7.7)	167 (45–2225)	1.7 (0.8–2.3)	63 (59–76)
Дорожная пыль				
Малые дороги (47)	8.1 (7.5–8.9)	227 (83–542)	2.0 (0.1–6.7)	33 (13–62)
Средние дороги (28)	8.2 (7.1–8.7)	277 (124–667)	1.5 (0.1–3.0)	39 (9–74)
Крупные дороги (35)	8.2 (7.4–10.4)	312 (100–1895)	1.8 (0.4–4.7)	35 (23–69)
Среднее по городу (110)	8.2 (7.4–10.4)	267 (83–1895)	1.8 (0.1–6.7)	35 (9–74)

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения.

жены на крупных дорогах (312 мкСм/см), наименьшие – на малых (227 мкСм/см), то есть с ростом интенсивности движения и крупности дорог ЕС увеличивается. По величине ЕС водной вытяжки дорожной пыли Севастополя и Алушты различаются слабо, средний уровень составляет 267, 315 и 283 мкСм/см соответственно, что указывает на относительно стабильное содержание растворимых соединений в дорожной пыли разных городов [9].

На разных типах дорог содержание C_{орг} в дорожной пыли в среднем составляет 1.5–2.0%, изменяясь от 0.1 до 6.7%. Большее содержание C_{орг} в дорожной пыли может быть связано с поступлением частиц почв с большим содержанием гумуса, а также органического углерода техногенного происхождения (частицы сажи), образующегося при сжигании топлива автотранспортом и при истирании шин и асфальтового покрытия [52]. Среднее содержание C_{орг} в дорожной пыли Севастополя и Алушты (1.7–1.8%) одинаково [9].

Гранулометрический состав дорожной пыли Севастополя в среднем среднесуглинистый (содержание частиц РМ₁₀ 33–39%), варьируя от песчаного (около 9%) до легкогоглинистого (до 69%). Высокое содержание частиц РМ₁₀ в дорожной пыли Севастополя связано с привнесом на дорожное полотно мелких почвенных частиц из-за тяжелого гранулометрического состава почв Крыма. Доля фракции РМ₁ в пыли в среднем по городу составляет 6%, РМ_{1–10} – 29%, РМ_{10–50} – 15%, РМ_{>50} – 50%. Среднее содержание физической

глины в дорожной пыли Севастополя (35%) превышает аналогичный показатель для Алушты (22%), что определяет большую сорбционную емкость пыли Севастополя для поллютантов [9].

Содержание ТММ в городских почвах и их фракции РМ₁₀

В почвах Севастополя выявлены две ассоциации накапливающихся элементов: Pb–Zn–Sb, содержание которых в 3–5 раз больше фоновых уровней и Cd–Sr–Sn–Cu–Mo – в 2–3 раза (табл. 2, рис. 1). Концентрации W, Ba, Bi, Cr, Ni, As, Co, Be, Mn, Cs, V близки к фоновым уровням (Kc 0.7–1.1). Из-за высокой неоднородности концентраций ТММ наряду со средними значениями рассчитывали медианы. Медианные показатели Pb, Sb, Cd, Zn, Sn, Cu меньше их средних значений, то есть не соответствуют нормальному закону распределения, указывая на смещение данных в сторону аномальных значений. Уровни накопления ТММ сильно различаются в разных городах из-за степени урбанизации и типа промышленного производства [48, 65]. Так, перечень накапливающихся поллютантов в почвах Севастополя слабо отличается от установленного в Алуште, но уровни их накопления в несколько раз выше [9].

Вблизи различных источников техногенного воздействия в городских почвах формируются локальные техногенные геохимические аномалии с высокими концентрациями поллютантов (рис. 2). В почвах промышленной зоны Нахимовского района концентрации Zn превышают фоновые

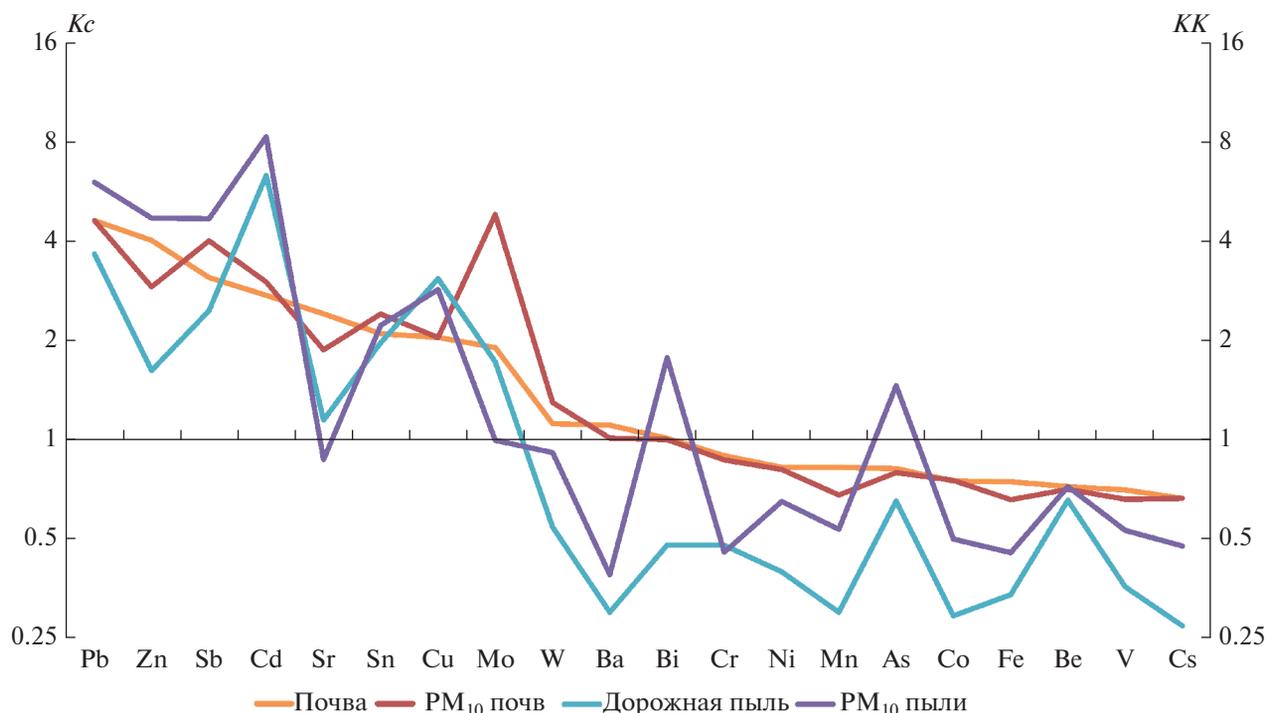


Рис. 1. Геохимическая специализация городских почв, дорожной пыли и их фракций PM_{10} в Севастополе. Для почв приводятся K_c , для дорожной пыли – KK элементов.

значения в 247 раз, Sb – 91, Cd – 23, Pb – 19, Ba – 17, Sn и Cd – 12 раз. В почвах северной части города наиболее интенсивно накапливается Pb (K_c 15), Cd (20), Sb (10) вдоль Севастопольской бухты рядом с судоремонтным заводом. На существенную роль автотранспорта в загрязнении почв Севастополя указывает приуроченность ареалов концентраций поллютантов к местам скопления автотранспорта и объектам транспортной инфраструктуры [29]. Sb–Cd–Pb-аномалия сформировалась в восточной части города с гаражными кооперативами и жилыми зонами с многоэтажной застройкой, где концентрации Sb превышают фоновые значения в 3–14 раз, Pb – 45–51, Cd – 15–18 раз. В почвах центральной части города рядом с Южной бухтой под влиянием выбросов автотранспорта повышены содержания ТММ по сравнению с фоном: Pb – до 11, Sb – до 10, Cd – до 5 раз. Высокие K_c Pb, Cd, Sb установлены в почвах вдоль Симферопольского шоссе в районе Инкермана.

Во фракции PM_{10} почв ассоциация ТММ такая же, как в почвах, но содержание многих элементов в несколько раз больше. Частицы PM_{10} почв относительно общих содержаний обогащены всеми поллютантами, кроме Sr, особенно Bi и Zn (D_x 1.6–1.7), а также Sb, Pb, Cs, Cd (D_x 1.5). Особенностью почвенных PM_{10} в Севастополе являются наибольшие значения K_c 4.8 у Mo из-за низ-

кого содержания в PM_{10} фоновых почв. Средние концентрации Pb, Sb, Cd, Zn, Sn, Cu в PM_{10} почв, как и в общей массе почвы, в 1.5–2 раза выше медианных значений, что подтверждает неоднородность выборки.

В пределах города концентрация многих ТММ в частицах PM_{10} почв существенно меняется. В западной части Севастополя в жилой зоне рядом с гаражным кооперативом установлена контрастная аномалия с максимальной аккумуляцией элементов, где K_c для ТММ составляют: Sb – 144, Zn – 109, Pb – 54, Cd – 34, Sn – 29, Mo – 25, Cu – 19 (рис. 2). Полиэлементные аномалии Sb–Cd–Pb–Zn–Cu–Sn с K_c больше 3–5 формируются также в Нахимовском районе рядом с дачными участками и прилегающей к ним промышленной зоной.

Контрастные аномалии большинства элементов в частицах PM_{10} почв сформировались в районе Камышовых бухты рядом с крупным шоссе, Севастопольским морским рыбным портом и котельной. Во фракции PM_{10} почв аномалии Sb–Pb–Cd–Mo с превышением фоновых уровней более чем в 5 раз сформировались в северной части Севастополя рядом с судоремонтным заводом. В Инкермане высокие содержания ТММ выявлены вдоль долины р. Черная и вблизи промышленных предприятий по металлообработке и рыбоперерабатывающего завода. Контрастная аномалия Cu,

Таблица 2. Содержание ТММ в почвах и их фракциях РМ₁₀ в Севастополе

Элемент	Почвы						Фракции РМ ₁₀ почв						D _x	Кларк, мг/кг						
	среднее	медиана	min-max	Сф	Kc	Cv, %	среднее	медиана	min-max	Сф	Kc	Cv, %								
															мг/кг					
Mo	1.3	1.1	0.28-5.2	0.71	1.9	53	1.6	1.4	0.2-8.6	0.33	4.8	73	1.2	1.1						
Pb	91	52	4.7-1000	20	4.6	146	138	78	3.6-1748	31	4.6	148	1.5	17						
Sb	2.4	1.4	0.27-71	0.78	3.1	219	3.7	1.9	0.2-134	0.91	4.0	271	1.5	0.4						
Cd	0.6	0.42	0.15-5.1	0.22	2.7	111	0.9	0.6	0.2-10.8	0.3	3.0	140	1.5	0.09						
Zn	292	140	29-18000	73	4.0	437	482	256	39-21441	168	2.9	321	1.7	67						
Sn	4.2	3.0	0.5-44	2.0	2.1	109	5.2	3.6	0.3-66	2.2	2.4	131	1.2	2.1						
Cu	66	43	10-400	33	2.0	93	83	54	4.6-793	41	2.0	117	1.3	28						
Sr	223	210	53-560	93	2.4	46	172	148	38-980	1.2	1.9	61	0.7	320						
W	1.1	1.0	0.18-6.5	1.0	1.1	51	1.5	1.4	0.1-7.9	44	1.3	50	1.4	1.9						
Ba	342	300	26-5390	309	1.1	119	417	351	23-5005	414	1.0	119	1.2	624						
Bi	0.24	0.23	0.02-1.1	0.24	1.0	49	0.4	0.4	0.02-1.8	0.4	1.0	54	1.7	0.16						
Cr	48	47	17-150	54	0.9	37	64	60	19-358	74	0.9	52	1.3	92						
Ni	30	30	7.3-52	37	0.8	30	41	39	10-108	51	0.8	33	1.4	47						
As	8.6	8.0	0.2-25	10.6	0.8	43	12.2	11.5	0.2-44	15	0.8	53	1.4	4.8						
Co	8.4	8.1	1.1-33	11	0.7	41	11.5	11	1.2-36	15	0.8	43	1.4	17.3						
Be	1.06	1.0	0.1-2.0	1.5	0.7	37	1.5	1.5	0.1-4.9	2.1	0.7	40	1.4	2.1						
Mn	664	596	85-2169	804	0.8	46	867	778	94-4862	1277	0.7	59	1.3	774						
Cs	3.1	3.1	0.3-6.6	4.7	0.7	42	4.7	4.5	0.4-13.5	7.0	0.7	34	1.5	4.9						
V	52	50	14-100	74	0.7	37	72	68	19-243	109	0.7	41	1.4	97						
Fe	22150	21770	2030-40740	29629	0.7	33	29768	28474	2362-109235	45281	0.7	41	1.3	39200						

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. D_x – отношение среднего содержания элемента в РМ₁₀ почв к общим содержаниям. Полу-жирным выделены элементы с Kc > 1.5, Cv > 60% и D_x > 1.5. Элементы ранжированы по убыванию Kc во фракции РМ₁₀ почв. Сф – содержание во фракции.

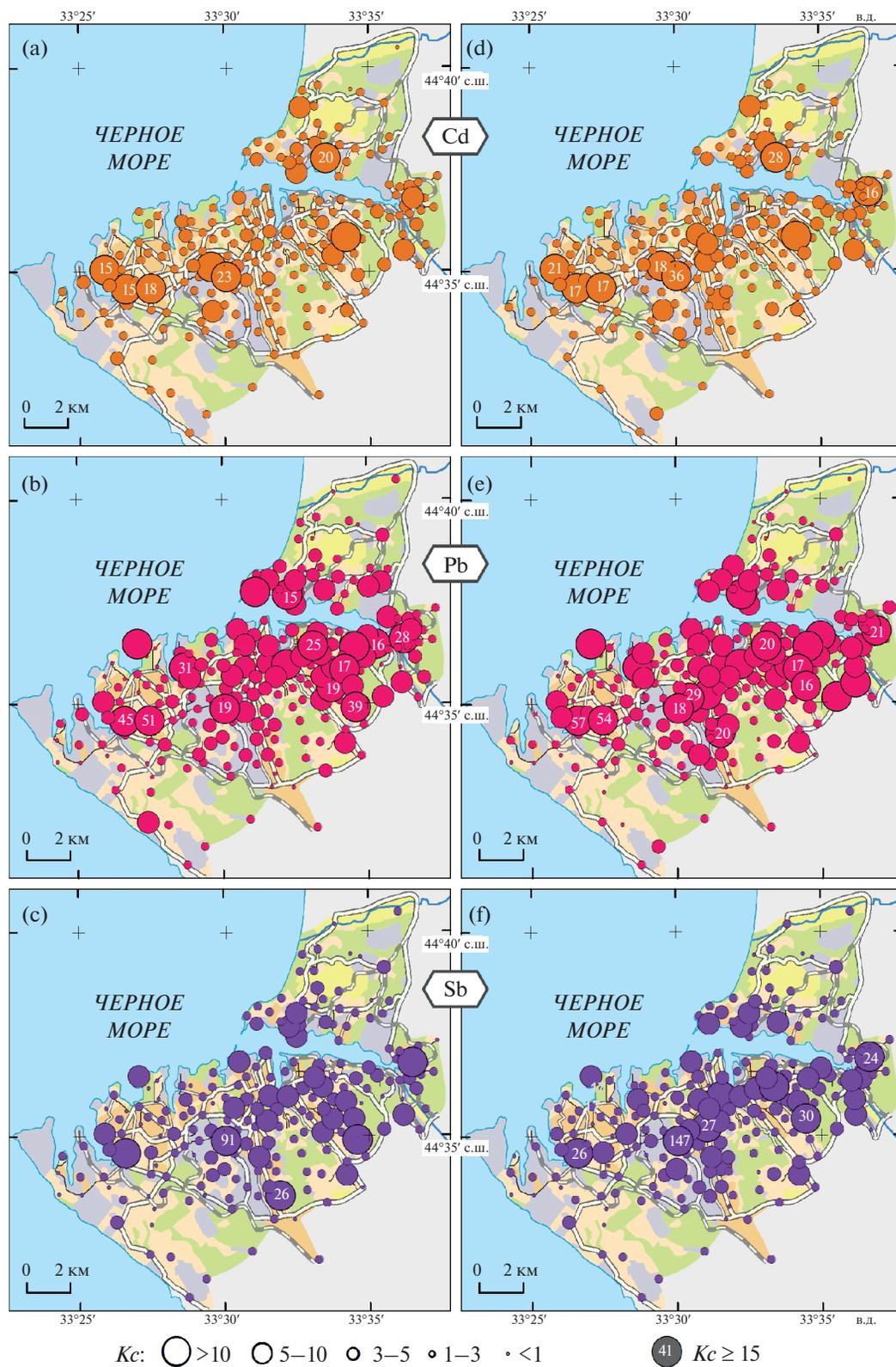


Рис. 2. Распределение коэффициентов концентрации Cd, Pb, Sb в почве (а, б, с) и ее фракции PM₁₀ (д, е, ф) в Севастополе.

Таблица 3. Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM_{10} в Севастополе

Элемент	Дорожная пыль					Фракции PM_{10} пыли					D_x	Кларк, мг/кг
	среднее	медиана	min–max	КК	Cv, %	среднее	медиана	min–max	КК	Cv, %		
	мг/кг					мг/кг						
Cd	0.57	0.25	0.1–25	6.3	418	0.74	0.61	0.24–7.7	8.3	104	1.3	0.09
Pb	62	40	8.5–650	3.6	133	102	78	24–703	6.0	87	1.7	17
Sb	2.0	1.35	0.3–24	5.0	132	3.8	3.0	0.88–17	9.5	73	1.9	0.4
Zn	121	100	33–520	1.8	59	351	308	111–1305	5.2	61	2.9	67
Cu	83	46	8.1–640	3.1	118	77	62	22–275	2.8	67	0.9	28
Sn	4.9	3.4	0.81–73	2.3	147	5.5	4.2	1.6–24	2.6	70	1.1	2.1
Bi	0.11	0.08	0.03–0.6	0.7	75	0.41	0.32	0.12–58	2.6	134	3.7	0.16
As	3.7	3.4	0.1–9.9	0.8	45	8.2	7.4	2.4–29	1.7	48	2.2	4.8
Mo	1.9	1.7	0.38–6.2	1.7	58	1.1	0.8	0.18–6.5	1.0	80	0.6	1.1
Sr	309	295	180–560	1.0	23	135	217	89–605	0.4	36	0.8	320
W	1.1	0.79	0.24–6.0	0.6	89	1.9	1.4	0.61–5.9	1.0	61	1.9	1.9
Mn	505	434	178–2711	0.7	62	555	514	230–1151	0.7	36	1.1	774
Ni	20	17	5.9–88	0.4	58	32	31	13–79	0.6	31	1.6	47
Cr	44	30	5.8–360	0.5	106	44	39	16–118	0.5	41	1.0	92
Fe	14526	13930	5180–34020	0.4	33	21552	21501	9054–47925	0.5	34	1.5	39200
Ba	213	200	100–670	0.3	33	285	277	118–1462	0.5	51	1.3	624
V	29	26	8.9–110	0.3	47	50	48	22–117	0.5	34	1.7	97
Co	4.4	4.2	1.6–9.5	0.3	34	7.4	7.2	2.8–15	0.4	33	1.7	17.3
Cs	0.9	0.8	0.4–2.4	0.2	39	2.6	2.4	1.0–6.2	0.5	40	3.1	4.9
Be	0.4	0.42	0.2–0.84	0.2	33	0.9	0.84	0.4–1.9	0.4	36	2.1	2.1

Примечание. В скобках указаны минимальные и максимальные значения. D_x – отношение среднего содержания элемента в PM_{10} пыли к дорожной пыли. Полужирным выделены элементы с $КК > 1.5$, $Cv > 60\%$ и $D_x > 1.5$. Элементы ранжированы по убыванию $КК$ во фракции PM_{10} пыли.

Sb, Cd, Sn, Pb, Mo (K_c 25) в частицах PM_{10} почв сформировались возле Севастопольской ГРЭС.

Содержание ТММ в дорожной пыли и ее фракции PM_{10}

В дорожной пыли Севастополя накапливаются Cd–Pb–Cu и Sb–Sn–Mo–Zn ассоциации (табл. 3). Содержание Cd, Pb, Cu в среднем в 3–6 раз, а Sb, Sn, Mo, Zn – в 1.5–3 раза выше кларков верхней части земной коры. Околокларковые концентрации имеют Mn и As, остальные элементы рассеиваются. В дорожной пыли средние содержания Cd, Pb, Sb и Cu в 1.5–2 раза больше медианы из-за отклонений данных от нормального распределения к экстремальным концентрациям, которые часто встречаются в различных исследованиях загрязнения почв и дорожной пыли городов [43, 55, 56]. Состав ассоциаций ТММ с наибольшими $КК$ в Севастополе и Алуште в целом совпадает, что указывает на ведущую роль Cd, Pb, Zn, Sb, Cu и Sn в загрязнении окружающей среды городов Крыма [9].

Локальные аномалии Pb, Zn, Cd, Cu формируются в отдельных точках в районах, примыкающих к Севастопольской бухте (рис. 3), что связано с высокими уровнями загрязнения атмосферного воздуха на побережье Северной бухты и Северной части города из-за воздействия основных источников загрязнения: автотранспорта, промышленности, нефтяной базы, Севастопольской ТЭЦ, полигона ТБО и нескольких стихийных свалок бытовых и промышленных отходов [28].

Фракция PM_{10} пыли обогащена Cd–Pb–Zn–Sb и Cu–Sn–Bi ассоциациями элементов (табл. 3). В частицах PM_{10} содержание Cd и Pb в 6–8 раз, Zn и Sb – 5, Cu, Sn и Bi – 1.5–3 раза выше кларков верхней части континентальной земной коры. Околокларковые концентрации характерны для Mn, Ni, Sr, Mo, W, содержания Cs, Be, Co, V, Ba, Fe, Cr в 1.6–2.6 раз ниже кларков. Для частиц PM_{10} пыли характерны повышенные концентрации относительно общего содержания (D_x 1.0–3.7): Bi, Cs, Zn, As, Be в 3–4 раза, Sb, V, Co, W, Pb, Ni, Fe в 1.5–2 раза, Ba, Cd, Sn, Mn в 1.1–1.3 раза. Общее содержание Cu, Mo и Sr в пыли больше, чем в частицах PM_{10} .

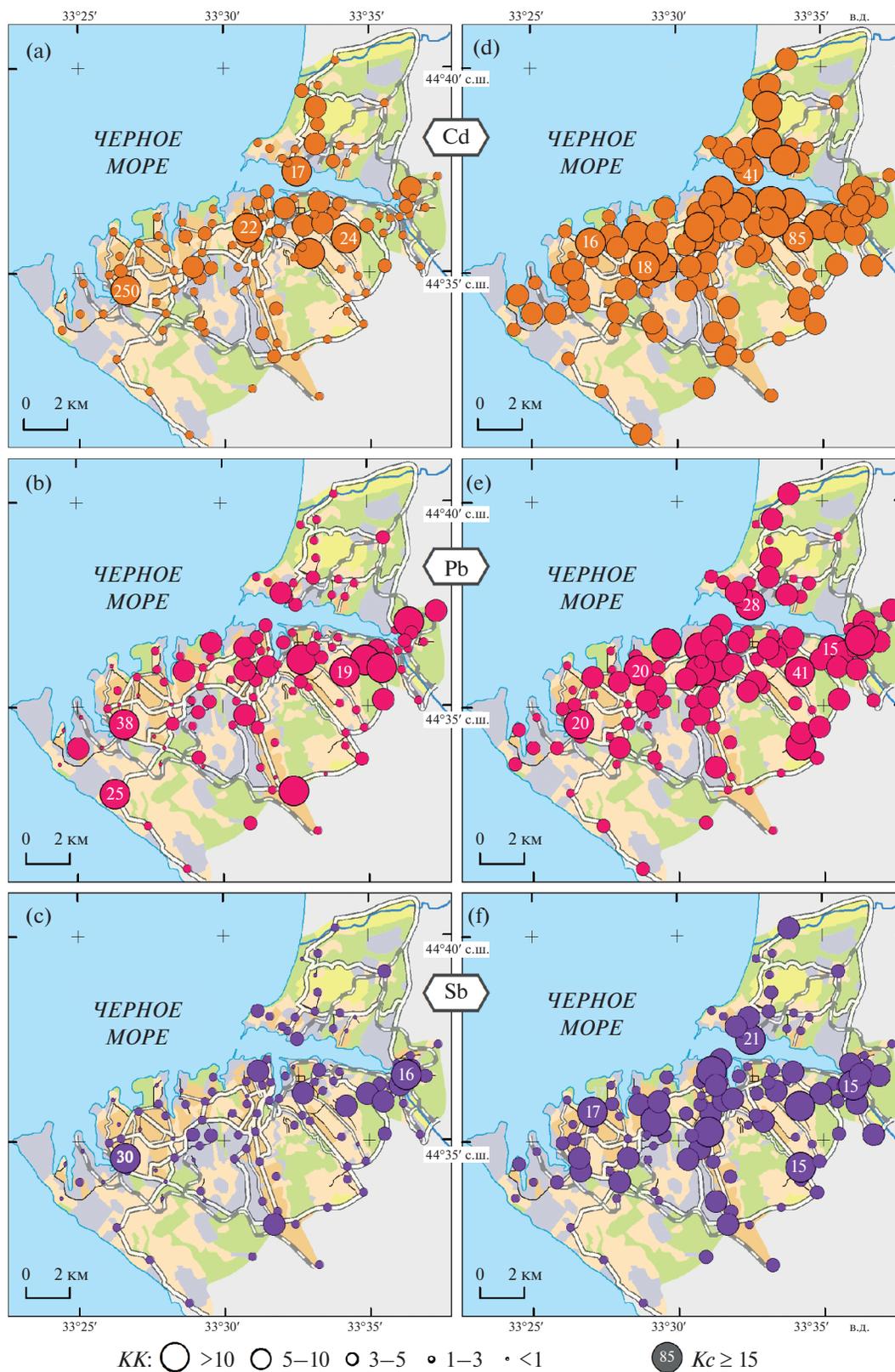


Рис. 3. Распределение коэффициентов концентрации Cd, Pb, Sb в дорожной пыли (а, б, с) и ее фракции PM₁₀ (д, е, ф) в Севастополе.

В центре Севастополя в атмосферных аэрозолях преобладающими поллютантами являются Cd, Zn и Cu, что указывает на существенное загрязнение этими ТММ различных компонентов окружающей среды города [18]. Источником Cd, W, As и Sr в частицах дорожной пыли также может служить региональный перенос поллютантов — при западных ветрах со стороны европейского Средиземноморья атмосферные осадки на побережье Севастополя сильнее обогащены этими ТММ по сравнению с осадками, выпадающими при ветрах восточных и других румбов [77]. Для Севастопольской бухты атмосферные выпадения являются существенным источником ТММ, особенно Cr, Ni, Cu, Sr, Zn, Ba, поток которых в десятки раз превышает фоновый уровень, а также Sb, Ag, As, W, Mo, Mn, Co, интенсивность выпадений которых с твердыми частицами в несколько раз превышает фоновый для южного берега Крыма уровень [17]. При преобладании ветров южного и юго-западного направлений со стороны моря в атмосферных аэрозолях Севастополя в больших количествах содержатся редкоземельные и рассеянные Hf, Th, Sc, La, Ce, диатомовые водоросли, цианобактерии и их ассоциации, при ветрах северных и северо-восточных румбов с континента в аэрозолях концентрируются Cd, As, Cu и Zn [20].

Локальные аномалии ТММ в пыли также установлены в промзонах прибрежных районов в восточной части Севастопольской бухты и Инкермане (рис. 3), где выявлено, что высокое загрязнение является одной из причин заболеваемости детского населения [31]. К югу от Севастопольской бухты наблюдаются наибольшие концентрации PM_{10} и $PM_{2.5}$ в атмосферном воздухе при ветрах юго-восточных и северо-восточных румбов и переносе поллютантов из центра города и со стороны северо-восточной промышленной части [2, 6].

Фракционирование ТММ в почвах и дорожной пыли различных функциональных зон и типов дорог

Связь накопления поллютантов с функциональным зонированием городов подтверждена многими исследованиями [33, 55]. В Севастополе концентрация ТММ в почве и ее фракция PM_{10} изменяется в зависимости от функционального использования территории (рис. 4).

В *промышленной зоне* почвы и их частицы PM_{10} находятся на первом месте по степени загрязнения Sb, Cd, Pb, Zn из-за выбросов объектов теплоэнергетики, предприятий металлообработки, судостроения, ремонтных мастерских и др. Так, в результате выбросов машиностроительных и металлообрабатывающих предприятий в почвах северной части Крыма интенсивно накапливаются

Cu, Pb и Zn [13]. Из-за влияния промышленных предприятий и портовых сооружений, расположенных рядом с береговой линией, илистая фракция донных отложений Севастопольской бухты загрязнена Zn, Pb, Cu, Cr, Ni [26]. Существенный вклад в загрязнение Севастополя вносят антропогенные источники, которые приводят к накоплению Sb и Cd в почвах в составе более тонких частиц, а Zn и Pb — с более широким спектром крупности частиц.

Транспортная и селитебные зоны с малоэтажной и многоэтажной застройкой являются вторыми по уровню накопления ТММ из-за их эмиссии от печного отопления жилых домов и выхлопных газов автотранспорта, что определяет высокий уровень загрязнения почв в этих функциональных зонах. В северной части Крыма так же, как в Севастополе, в почвах селитебных техногенных ландшафтов аккумулируются Pb, Cu, Sr, Cr и As [13].

В *агрогенной зоне*, большую часть которой занимают яблоневые, персиковые сады и виноградники из-за использования медьсодержащих фунгицидов и применения минеральных удобрений в почвах накапливается Cu. Повышенные концентрации Cu неоднократно выявляли в почвах виноградников Крыма и Севастополя [82], а также в почвах других винодельческих районов Средиземноморья: Испании, Италии [33, 42]. В почвах Мурсии и Пьемонта, специализирующихся на выращивании винограда, содержание Cu достигает 350 мг/кг, то есть 12 кларков, что связано с длительным внесением в почвы пестицидов и удобрений.

В *рекреационной зоне* для почв и частиц PM_{10} характерно слабое накопление ТММ. Содержание Pb, Zn, Cd, Sb больше в общей массе почвы.

В дорожной пыли накопление и распределение ТММ зависит от состава и интенсивности транспортного потока, скорости движения автотранспорта, количества торможений и ускорений [9]. В городах загрязнение ТММ дорожной пыли и ее фракций PM_{10} часто варьирует на дорогах разной крупности [9, 56, 80].

На *крупных дорогах* в дорожной пыли интенсивнее аккумулируется Cu, а в частицах PM_{10} пыли Cd. При увеличении интенсивности автомобильного движения зафиксирован более высокий вклад PM_{10} в общее загрязнение пыли Cd, Sb, Zn и Pb, что подтверждается повышенными уровнями накопления этих элементов в микрочастицах относительно общей массы пыли. Это связано с осаждением на полотне крупных дорог загрязненными пылевыми частицами, поступающими при движении транзитного транспорта, грузовых машин и междугородних автобусов.

На *средних дорогах* выявлена та же закономерность распределения поллютантов, как и на крупных: Cd, Pb, Sb и Zn накапливаются в микроча-

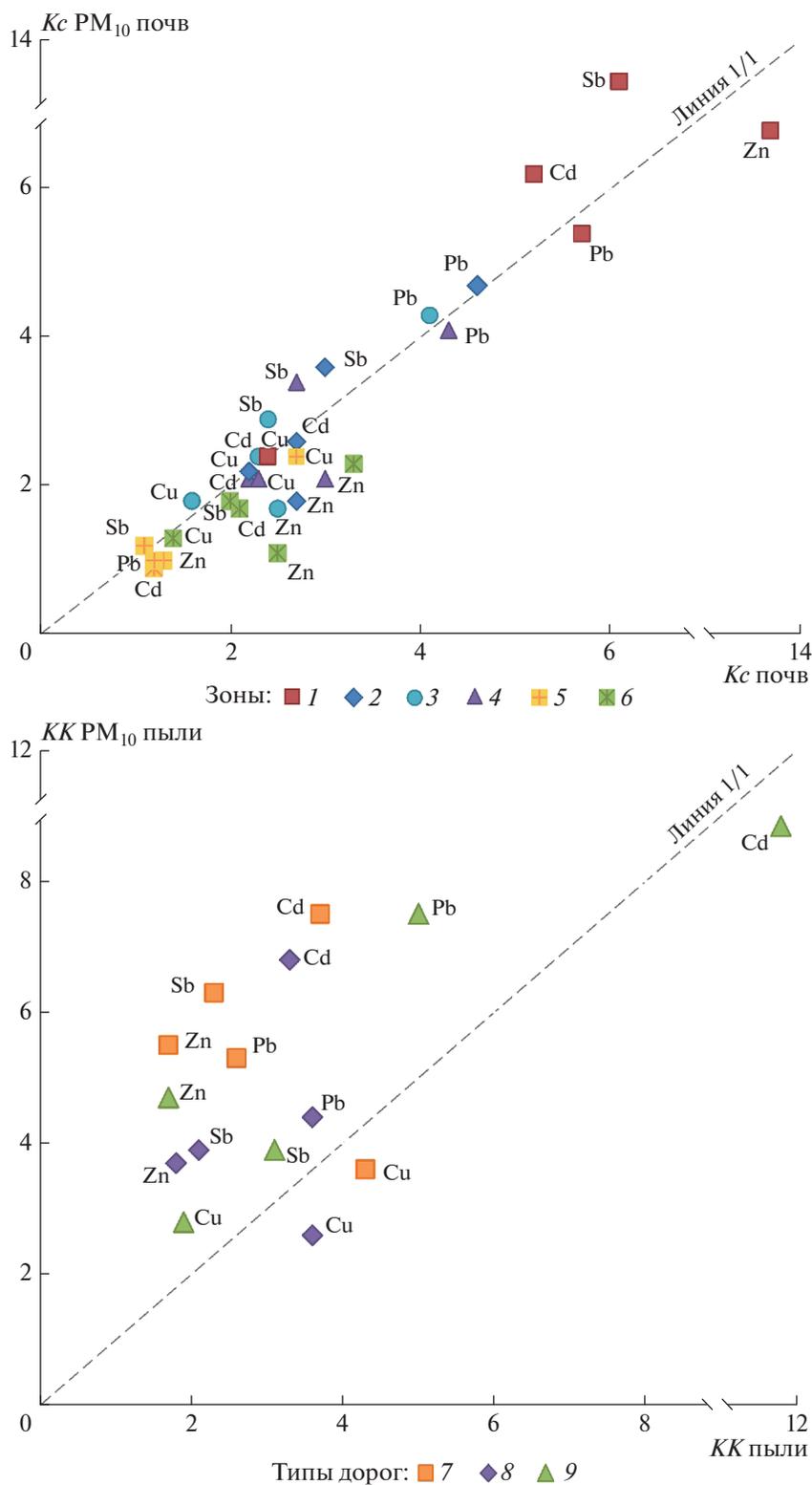


Рис. 4. Фракционирование Zn, Sb, Pb, Cu, Cd в почвах и дорожной пыли в Севастополе. Функциональные зоны: 1 – промышленная, 2 – транспортная, 3 и 4 – жилые с многоэтажной и малоэтажной застройкой, 5 – агрогенная, 6 – рекреационная. Тип дороги: 7 – крупная, 8 – средняя, 9 – малая.

стицах PM_{10} , а Cu – в дорожной пыли. Интенсивное накопление поллютантов в мелких частицах пыли средних дорог объясняется большей долей пассажирского автотранспорта с меньшими скоростями и прерывистым характером движения, частыми остановками, в результате которых увеличивается количество эмитируемых в атмосферу поллютантов.

Дорожная пыль и ее частицы PM_{10} *малых дорог* наиболее загрязнены Cd и Pb, которые являются приоритетными поллютантами Севастополя. При этом Cd активнее накапливается в общей массе пыли, а Pb – в частицах PM_{10} (рис. 4). Повышенные концентрации Cd в общей массе дорожной пыли, вероятно, связаны с поступлением преимущественно крупных частиц асфальта при разрушении дорожного покрытия и дорожной разметки, содержащих поллютант.

Таким образом, на всех типах дорог интенсивность накопления большинства элементов в частицах PM_{10} пыли больше, чем в общих пробах пыли (рис. 4) из-за их большей удельной площади поверхности и высокой сорбционной способности мелких фракций, высокого содержания органических веществ и преобладания глинистых минералов в минералогическом составе частиц.

Вклад частиц PM_{10} в общее загрязнение почв Севастополя составляет около 70–75% для Zn и Bi, 60–65% – для Cs, Pb, Be, W, V, As, Co и Cd, а также более половины – для Cr, Ni, Fe, Sb, Mn, Mo, Cu, Sn, Ba (рис. S2). На частицы PM_{10} пыли в среднем приходится до 70–85% Bi, Cs, Zn, As и 60–70% Cd, Sb, Be, Pb, W, V, Ni. Sr поступает в почвы и пыль с более крупными частицами, поэтому доля связанного с PM_{10} металла составляет всего 40%. Из-за тяжелосуглинистого гранулометрического состава почв Севастополя в частицах PM_{10} наблюдаются большие доли большинства ТММ (50–75%) по сравнению с почвами других городов, например Гонконга и Москвы, где на фракцию PM_{10} приходится <50% массы всех поллютантов [10, 64]. По этой же причине в Севастополе по сравнению с Алуштой возрастает доля связанных с PM_{10} почв ТММ, особенно Mo, доля которого в PM_{10} почв Севастополя достигает 57%, при 15% в Алуште [9].

Источники ТММ в почвах и дорожной пыли

Обогащение почв и дорожной пыли тяжелыми металлами и металлоидами. Вклад природных и антропогенных факторов в загрязнение почв, дорожной пыли и их фракций PM_{10} ТММ оценивался с использованием коэффициента обогащения EF , рассчитанного относительно Al.

Почвы, дорожная пыль и их фракции PM_{10} обогащены следующими ТММ (нижние индексы – величина EF):

Городские почвы: $Pb_9Zn_8Sb_6Cd_6Sr_5Sn_4Cu_4Mo_3$.

Фракция PM_{10} городских почв: $Sb_9Pb_9Mo_9Zn_6Cd_6Sn_5Sr_4Cu_4$.

Дорожная пыль: $Cd_{36}Sb_{29}Pb_{21}Cu_{16}Sn_{14}Zn_{11}Mo_{10}Sr_6Bi_4As_4W_3$.

Фракция PM_{10} пыли: $Sb_{24}Cd_{22}Pb_{16}Zn_{14}Sn_7Cu_7Bi_6As_4$.

В почвах и их фракции PM_{10} по источникам происхождения ТММ делятся на две группы. Первая – Sb, Pb, Mo, Zn, Cd, Sn, Sr, Cu характеризуется высокими средними коэффициентами обогащения ($EF > 2$) и аномально высокими, но единичными максимальными значениями ($EF 500–600$), указывая на поступление элементов из техногенных источников (рис. 5). Вторая группа – W, Ba, Bi, Cr, Ni, As, Co, Mn, Be, V, Fe, Cs с уровнями $EF < 2$, свидетельствует об антропогенно-терригенных источниках (почвообразующие породы, морские аэрозоли и др.) и меньшем вкладе антропогенных источников поступления. Фракция PM_{10} загрязнена теми же ТММ, но интенсивность обогащения приоритетными поллютантами – Sb, Mo, Cd, Sn в несколько раз больше по сравнению с почвами. На роль антропогенных источников указывают высокие коэффициенты Cv , отражающие пеструю картину загрязнения с локальными аномальными значениями. Наиболее сильно ($Cv > 100\%$) варьируют концентрации Zn, Sb, Pb, Cd, Sn, Ba и Cu, их коэффициент вариации до 25 раз выше, чем в фоновых почвах. Cv практически всех ТММ, кроме Zn, увеличивается в частицах PM_{10} по сравнению с почвами (рис. S3). В общей массе почвы наибольшая изменчивость Zn объясняется поступлением поллютанта с более крупными фракциями почвы.

В дорожной пыли и ее фракции PM_{10} перечень накапливаемых элементов с высокими EF в целом соответствует почвам – Sb, Cd, Pb, Zn, Sn, Cu, Mo, Sr, а также As, Bi и W. В частицах PM_{10} пыли с повышенными концентрациями практически всех элементов по сравнению с общими содержаниями характерны меньшие значения EF Sb, Cd, Pb, Sn, Cu, Mo, Sr, что связано с различиями в обогащении пыли и ее частиц PM_{10} эталонным элементом Al – его содержание увеличивается при уменьшении размеров частиц. Такая же зависимость выявлена в почвах г. Сюйчжоу (Китай), где коэффициенты обогащения большинства ТММ больше в частицах размером 250–500 мкм, чем в более мелких фракциях <45 мкм [83]. Для дорожной пыли и частиц PM_{10} в Севастополе, так же как для почв, характерна сильная вариабельность содержаний многих поллютантов (рис. 3), в особенности технофильных элементов – Zn (59%), Cu

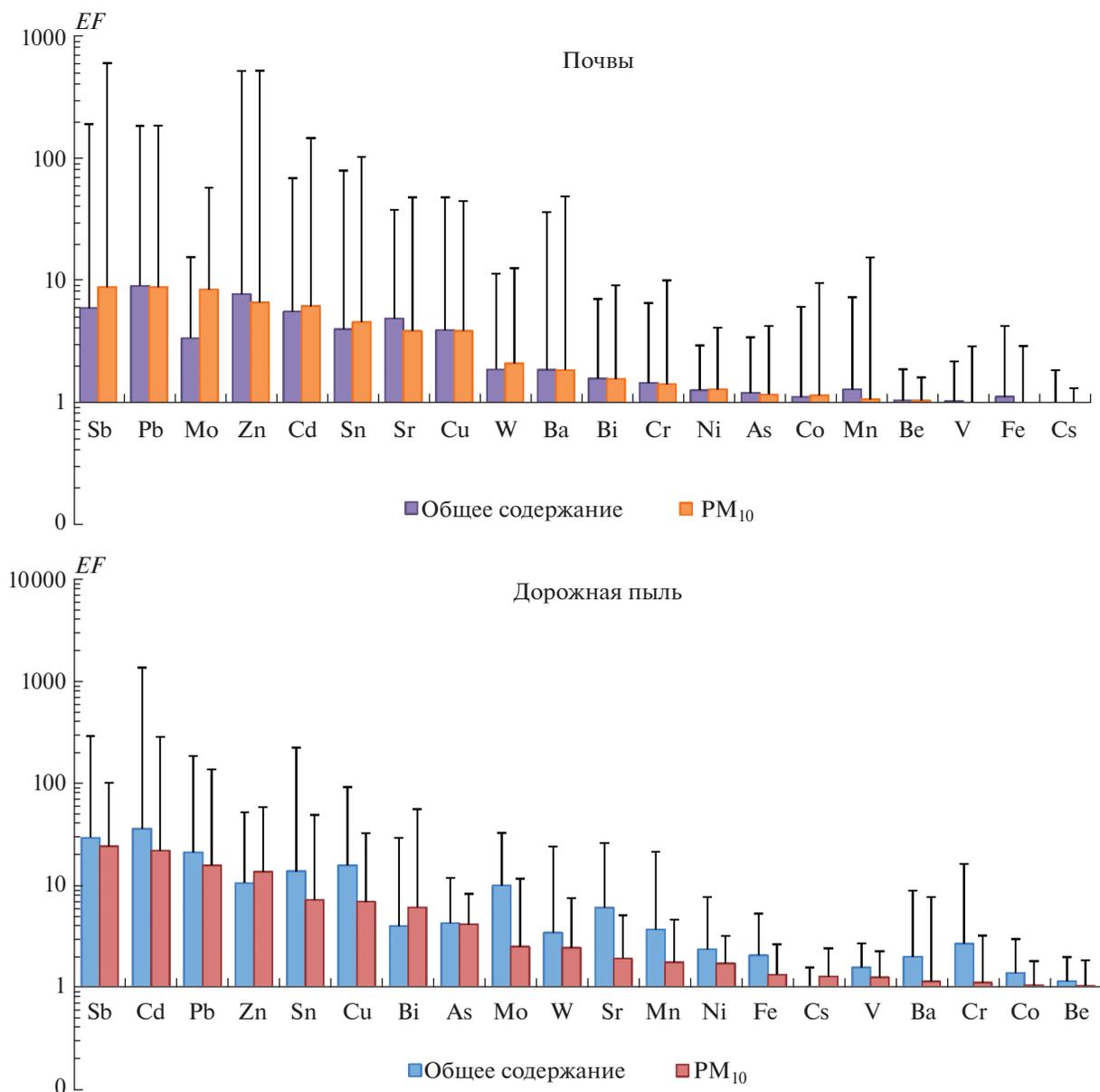


Рис. 5. Обогащение почв, дорожной пыли и их частиц PM₁₀ в Севастополе ТММ. Вертикальными линиями показаны максимальные значения EF элементов. Элементы ранжированы по убыванию EF во фракциях PM₁₀ почв и пыли.

(67–118%), Cd (104–418%), Sn (70–147%), Sb (73–132%), Pb (87–133%).

Источники тяжелых металлов и металлоидов

Основные источники ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM₁₀ в Севастополе выявлены методом PCA. В качестве исходных данных для анализа источников использовали значения концентраций ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM₁₀. Результаты PCA представлены на рис. 6 и табл. S1.

Для городских почв и их частиц PM₁₀ в Севастополе получены четыре фактора, которые в сумме

ответственны за 77 и 79% общей дисперсии. Первый фактор (PC1) обуславливает около 37 и 39% общей дисперсии и свидетельствует о накоплении в основном литофильных элементов Be, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, As, Cs в почвах за счет терригенных источников (почвообразующих пород). Поступление этих ТММ от одного источника подтверждается высокими положительными значениями коэффициента корреляции (табл. S2) между концентрациями элементов данной группы ($r = 0.5–0.9$).

Второй (PC2) и третий факторы (PC3) вносят соответственно 25–26 и 8–9% в общую дисперсию и обусловлены влиянием выбросов авто-

почв Pb может свидетельствовать о его значительном поступлении в окружающую среду в прошлые годы, когда использовался этилированный бензин. Из-за наличия многообразных невыхлопных источников сложно провести их подробную идентификацию, что является существенной проблемой при изучении влияния транспорта на окружающую среду [80].

Четвертый фактор (PC4) с 5.5% общей дисперсии объясняет формирование в почвах аномалий W и Cr, а в частицах PM_{10} почв — Cu и Mo, поступление которых связано с теплоэнергетикой, металлообработкой, судостроением, судоремонтом и разнообразными ремонтными мастерскими. Важным источником Mo и W может являться сжигание бытовых отходов и биомассы, ископаемых видов топлива, например угля, используемого для отопления жилых домов в Севастополе. В городе широко распространены предприятия строительной промышленности по производству кирпича, цемента, плитки, активно проводятся строительные и демонтажные работы. Состав почв и их частиц PM_{10} в среднем слабо различается, что подтверждается одинаковым количеством выделенных главных компонент и сходным перечнем элементов, накапливающихся в результате влияния этих факторов.

Для дорожной пыли и ее частиц PM_{10} также получены четыре главных фактора, в сумме ответственных за 61 и 83% общей дисперсии. Первый фактор PC1 свидетельствует о накоплении антропогенно-терригенных элементов: в дорожной пыли — Be, V, Fe, Co, As, Cs, в PM_{10} пыли — Be, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, As, Cs. Водная и ветровая эрозия почв является основным источником минеральных компонентов дорожной пыли [45]. Этот фактор активнее проявляется для фракции PM_{10} , которая наиболее подвержена выдуванию, обуславливая 52% дисперсии, в то время как для дорожной пыли дисперсия составляет всего 28%.

PC2 ответственен за 15–18% дисперсии и характеризует вклад автотранспорта в накопление Pb и Cd в общей массе пыли и ее частицах PM_{10} , а также Sb — в дорожной пыли и Ba, Sn, Zn — в PM_{10} . Перечень элементов, выделенных для дорожной пыли и PM_{10} пыли в результате воздействия второго фактора, в целом совпадает с полученными для почв и их частиц PM_{10} , что указывает на поступление этих элементов в почвы и пыль от единого источника — автотранспорта.

PC3 вносит 7–9% в общую дисперсию и объясняет формирование в пыли аномалий Zn, Mo, Ba, W, а в PM_{10} пыли — Mo, Sb, W, Cu, Zn. Так, Mo является индикатором влияния промышленности на загрязнение окружающей среды городов, что говорит о поступлении данной ассоциации элементов в дорожную пыль Севастополя от про-

мышленных предприятий и объектов теплоэнергетики. Дополнительным источником Mo, Zn, Ba, W, Sb являются автомобильные колодки, шины, разрушение дорожного покрытия и дорожной разметки. В дорожной пыли Москвы анализ источников ТММ показал, что Mo и Sb могут поступать вместе при истирании тормозных колодок и деталей автомобилей [80].

PC4 объясняет 5–8% дисперсии и связан с обогащением пыли Cr, Ni, Mn, и частиц PM_{10} — Sr и Bi, которые поступают на дорожное полотно в результате выдувания загрязненных частиц почв.

Эколого-геохимическая оценка загрязнения

Городские почвы. Используемый в России для оценки загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами суммарный показатель Zc в среднем соответствует низкому неопасному уровню ($Zc < 16$) на 71% территории города (рис. S4). Средний, умеренно опасный ($Zc 16–29$) и высокий, опасный уровень (33–60) загрязнения имеют только 17 и 10% почв соответственно. Очень высокий, очень опасный (98–124) и максимальный, чрезвычайно опасный (419) уровень загрязнения выявлены в 2% проб почв. Две аномальные зоны (98–124) в почвах сформировались в восточной части города под влиянием выбросов автотранспорта, другая аномалия (419) — в промышленной зоне недалеко от аэродрома. Высокие значения Zc (46–59), сформированные преимущественно Cu, Zn и Pb в почвах Севастополя, зафиксированы ранее на территории гаражных комплексов в промышленной зоне [29]. Санитарно-гигиеническая оценка состояния атмосферы, поверхностных вод, почвы, растительности указывают на наиболее интенсивное влияние промышленных объектов и автотранспорта [30].

На 19% территории города суммарный показатель загрязнения фракции почв PM_{10} увеличивается по сравнению с общим содержанием до среднего, умеренно опасного уровня ($Zc 20$). Общая площадь участков с низким, неопасным уровнем суммарного загрязнения частиц PM_{10} почв ($Zc < 16$) составляет около 68%. В зону высокого, опасного загрязнения (32–63) попадает 9% проб, а очень высокий, очень опасный (71–128) и максимальный, чрезвычайно опасный уровень (143–384) установлен на 3 и 1% территории соответственно. Во фракции PM_{10} по сравнению с почвами не меняется локализация аномалий ТММ, но увеличивается интенсивность загрязнения до очень высоких (82–123) и максимальных (137–353) уровней.

Дорожная пыль. Суммарный показатель загрязнения дорожной пыли Севастополя в среднем соответствует неопасному уровню ($Zc 15$), увеличиваясь от крупных (12) и средних дорог (12) к малым (18). Около 94% проб дорожной пыли

имеют неопасный уровень загрязнения (1–31) и 4% – умеренно опасный уровень (33–54). Наибольшие уровни Zc с опасным и очень опасным загрязнением дорожной пыли обнаружены в восточной (323) и западной частях Севастополя (65) во дворах, что представляет наибольшую экологическую опасность для городских жителей (рис. S4).

Во фракции PM_{10} пыли наблюдаются более высокие уровни загрязнения ТММ по сравнению с дорожной пылью (25). На разных типах дорог Zc увеличивается в ряду: средние (19) < крупные дороги (27) = малые (27), что соответствует среднему умеренно опасному уровню загрязнения. В частицах PM_{10} пыли контрастность аномалий ТММ во многих точках увеличивается. Очень опасное и опасное загрязнение зафиксировано на 3% территории в северной (126), восточной (179) и северо-западной частях города (71).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Впервые детально изучено содержание ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM_{10} в крупном промышленно-рекреационном городе Севастополь. Приоритетными поллютантами городских почв и дорожной пыли являются Pb, Zn, Sb, Cd, Sn, Cu, Mo, концентрации которых до 5–6 раз выше фоновых уровней и кларков земной коры. Распределение многих ТММ значительно различается в пределах города, отражая пространственную неоднородность загрязнения почв и пыли из-за наличия локальных источников воздействия. На фоне общей высокой антропогенной нагрузки локальные аномалии ТММ с экстремально высокими содержаниями в городских почвах и дорожной пыли приурочены к промышленным зонам и внутридворовым проездам, в десятки и сотни раз превышая фоновые значения.

При одинаковом составе приоритетных поллютантов в почвах, пыли и фракциях PM_{10} уровни их накопления в мелких частицах заметно больше. Это обусловлено высокой сорбционной емкостью частиц PM_{10} , которые являются главными носителями Zn, Bi, Cs (>65% от общего содержания), а также As, Pb, Sb, Cd, W, V, Ni, Co (>50%) в почвах и дорожной пыли Севастополя.

Наиболее значимыми факторами, оказывающими влияние на состав почв, дорожной пыли и частиц PM_{10} , являются терригенные источники (почвообразующие породы, выдувание почв), вклад которых составляет 37–39% для почв и их частиц PM_{10} и 30–50% – для дорожной пыли PM_{10} пыли. Другими источниками ТММ являются невыхлопные выбросы автотранспорта, которые обусловлены истиранием тормозных колодок, шин и дорожного покрытия, а также промышленные выбросы – объектов теплоэнергетики, строительства и предприятий металлообработки.

Повышенные уровни ТММ в почвах и дорожной пыли Севастополя в целом свидетельствует о низкоопасной или неопасной экологической обстановке. В тонкодисперсных фракциях PM_{10} почв и пыли интенсивность загрязнения увеличивается до средних умеренно опасных уровней, что подтверждает связь поллютантов с частицами PM_{10} . Из-за их подверженности выдуванию они способны активно мигрировать в атмосферном воздухе на дальние расстояния и, выпадая из атмосферы, накапливаться в почвах и на поверхности дорог, оказывая негативное воздействие на здоровье населения и отдыхающих.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность Е.В. Терской, Л.В. Добрыдневой, Г.Л. Шинкаревой, Д.В. Власову, А.Ю. Тришину, А.Ю. Руденко, Т.В. Дубровской, Д.Г. Сычевой за участие в полевых и лабораторных работах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Полевые исследования выполнены в рамках Крымской экспедиции Русского географического общества (РГО); аналитические исследования выполнены при поддержке проекта РФФИ № 19-05-50101. Анализ и интерпретация данных проводили в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее Планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Функциональное зонирование Севастополя.

Рис. S2. Фракционный состав ТММ в почвах и дорожной пыли Севастополя.

Рис. S3. Соотношение коэффициентов вариации содержаний ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM_{10} в Севастополе.

Рис. S4. Суммарное загрязнение почв (а), частиц PM_{10} почв (б), дорожной пыли (в) и частиц PM_{10} пыли (г) в Севастополе.

Таблица S1. Значения факторных нагрузок для концентраций ТММ в почвах, дорожной пыли и их частицах PM_{10} в Севастополе.

Таблица S2. Коэффициенты корреляции (r) для ТММ в почвах, дорожной пыли и их фракциях PM_{10} .

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Багрова Л.А., Боков В.А., Багров Н.В.* География Крыма. Киев: Лыбидь, 2001. 302 с.
2. *Вареник А.В., Боброва С.А., Еркушов В.Ю., Катунина Е.В., Мальченко Ю.А., Переверзев О.А.* Особенности поступления биогенных и загрязняющих веществ и радионуклидов с атмосферными осадками и аэрозолями в районе г. Севастополя и Крымского побережья // Тр. гос. океанографического ин-та. 2016. № 217. С. 209–221.
3. *Власов Д.В., Кукушкина О.В., Кошелева Н.Е., Касимов Н.С.* Уровни и факторы накопления металлов и металлоидов в придорожных почвах, дорожной пыли и их фракции РМ₁₀ в Западном округе Москвы // Почвоведение. 2022. № 5. С. 538–555. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050112>
4. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
5. Доклад “О состоянии и охране окружающей среды на территории Республики Крым в 2016 году”. Ижевск: ООО “Принт-2”, 2017.
6. *Дьяков Н.Н., Мальченко Ю.А., Боброва С.А., Рябинин А.И., Липченко А.Е., Клименко Н.П., Таранов В.В.* Фоновые характеристики гранулометрического состава аэрозолей г. Севастополя // Научно-исследовательские публикации. 2016. № 3(35). С. 5–13.
7. *Евстафьева Е.В., Богданова А.М., Минкина Т.М., Сушкова С.Н., Барановская Н.В., Манджиева С.С., Антоненко Е.М.* Содержание тяжелых металлов в почвах селитебных территорий Республики Крым // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2018. Т. 329. № 10. С. 19–29.
8. *Игнатов Е.И., Ясенева Е.В., Ясенева И.А.* Ранжирование прибрежных городов Крыма на основе экологических индикаторов // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2015. № 5. С. 58–61.
9. *Касимов Н.С., Безбердая Л.А., Власов Д.В., Лычагин М.Ю.* Металлы, металлоиды и бенз(а)пирен в микрочастицах почв и дорожной пыли Алушты // Почвоведение. 2019. № 12. С. 1524–1538. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19120062>
10. *Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М.* Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. М.: АПР, 2016. 276 с.
11. *Климова Ю.Ю., Косовская М.А.* Техногенное загрязнение прибрежной урбанизированной территории г. Севастополя // Энергетические установки и технологии. 2016. Т. 2. № 2. С. 57–67.
12. *Кречетов П.П., Дианова Т.М.* Химия почв. Аналитические методы исследования. М.: Географический факультет МГУ, 2009. 149 с.
13. *Новикова Л.Н., Новиков Ю.А.* Геохимическая классификация ландшафтов Крыма и их техногенное загрязнение // Ученые записки Крымского федерального ун-та им. В.И. Вернадского. География. Геология. 2008. Т. 21. № 3. С. 231–237.
14. *Подгородецкий П.Д.* Крым: Природа. Симферополь: Таврия, 1988. 192 с.
15. *Половицкий И.Я., Гусев П.Г.* Почвы Крыма и повышение их плодородия. Симферополь: Таврия, 1987. 152 с.
16. *Ревич Б.А.* Мелкодисперсные взвешенные частицы в атмосферном воздухе и их воздействие на здоровье жителей мегаполисов // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. 2018. № 3. С. 53–78.
17. *Рябинин А.И., Боброва С.А., Салтыкова Л.В., Данилова Е.А.* Поступление химических элементов с атмосферными выпадениями в приморских районах Крыма в 2004–2008 годах // Морской гидрофизический журн. 2011. № 5. С. 30–39.
18. *Рябинин А.И., Мальченко Ю.А., Боброва С.А., Смирнова Л.А.* Химический состав атмосферных выпадений и аэрозолей в биосфере г. Севастополя и ЮБК по данным многоэлементного мониторинга // Системы контроля окружающей среды. Севастополь: Институт природно-технических систем, 2016. С. 16.
19. *Селезнев А.А.* Тяжелые металлы в поверхностном грязевом осадке города Екатеринбурга // Известия Уральского гос. горного ун-та. 2018. Вып. 1(49). С. 46–54.
20. *Смирнова Л.Л., Рябинин А.И.* Миграция микробиоты и химических элементов в составе аэрозолей, побережье г. Севастополя (Черное море) // Научно-исследовательские публикации. 2016. № 3(35). С. 14–18.
21. *Совга Е.Е., Пасынков А.А., Андреева О.А.* Экологическое состояние прибрежно-морских районов Крыма // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2011. № 25–1. С. 169–180.
22. *Сухачева Е.Ю., Ревина Я.С.* Цифровая почвенная карта Южного берега Крыма // Почвоведение. 2020. № 4. С. 389–397.
23. *Фонова С.И.* Научно-методический аппарат оценки геоэкологического риска загрязнения тяжелыми металлами в зоне автодорог первой категории. Дис. ... к. г. н. Воронеж, 2017. 135 с.
24. *Чекмарева Т.М., Сидорова М.А.* Экологическая оценка антропогенной преобразованности ландшафтов пгт. Кача Севастопольского региона Крыма // Збірник наукових праць СНУЯЕтаП. 2013. С. 107–113.
25. Численность постоянного населения г. Севастополь. Управление федеральной службы государственной статистики по Республике Крым и г. Севастополю, 2022. <https://crimea.gks.ru/storage/mediabank/11111.pdf>
26. *Шкапенко В.В., Мусич Е.Г., Кадошников В.М., Кураева И.В., Войтюк Ю.Ю.* Биогеохимические особенности донных отложений прибрежной зоны Черного моря // Вісник Дніпропетровського університету. Геологія, географія. 2017. Т. 25. № 2. С. 129–135.
27. *Щекатурина Т.Л., Яковчук Ю.Н.* Динамическое загрязнение воздушного бассейна Балаклавского района г. Севастополя // Вестник МАНЭБ. 2016. Т. 21. № 1. С. 9–13.
28. *Ясенева Е.В.* Особенности распространения загрязняющих веществ в атмосфере от стационарных источников в Севастополе // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, геогр. 2007. № 4. С. 65–68.

29. Ясенева Е.В., Ясенева И.А. Содержание тяжелых металлов в почвах Севастополя // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2019. № 2(158). С. 34–37.
30. Ясенева И.А., Переверзев П.В. Использование ГИС-технологий для геоэкологической оценки города Севастополя // Интерактивная наука. 2017. № 6(16). С. 16–18.
<https://doi.org/10.21661/r-451285>
31. Ясенева И.А., Ясенева Е.В. Заболеваемость детей как показатель экологической обстановки в Севастополе // ИнтерКарто. ИнтерГИС. Геоинформационное обеспечение устойчивого развития территорий. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2020. Т. 26. Ч. 3. С. 62–77.
<https://doi.org/10.35595/2414-9179-2020-3-26-62-77>
32. Acosta J.A., Faz C.A., Kalbitz K., Jansen B., Martínez-Martínez S. Heavy metal concentrations in particle size fractions from street dust of Murcia (Spain) as the basis for risk assessment // J. Environ. Monitor. 2011. V. 13. P. 3087–3096.
<https://doi.org/10.1039/c1em10364d>
33. Acosta J.A., Faz C.A., Martínez-Martínez S., Arocena J.M. Enrichment of metals in soils subjected to different land uses in a typical Mediterranean environment (Murcia City, southeast Spain) // Appl. Geochem. 2011. V. 26. P. 405–414.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.01.023>
34. Ajmone-Marsan F., Biasioli M., Kralj T., Grčman H., Davidson C.M., Hursthouse A.S., Madrid L., Rodrigues S. Metals in particle-size fractions of the soils of five European cities // Environ. Poll. 2008. V. 152. P. 73–81.
35. Alves C.A., Evtyugina M., Vicente A.M.P., Vicente E.D., Nunes T.V., Silva P.M.A., Duarte M.A.C., Pio C.A., Amato F., Querol X. Chemical profiling of PM₁₀ from urban road dust // Sci. Total Environ. 2018. V. 634. P. 41–51.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.338>
36. Amato F., Alastuey A., Karanasiou A., Lucarelli F., Nava S., Calzolari G., Severi M. et al. AIRUSE–LIFE+: A harmonized PM speciation and source apportionment in five southern European cities // Atmos. Chem. Phys. 2016. V. 16. P. 3289–3309.
<https://doi.org/10.5194/acp-16-3289-2016>
37. Amato F., Pandolfi M., Moreno T., Furger M., Pey J., Alastuey A., Bukowiecki N., Prevot A., Baltensperger U., Querol X. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities // Atmos. Environ. 2011. V. 45(37). P. 6777–6787.
38. Bencharif-Madani F., Ali-Khodja H., Kemmouche A., Terrouche A., Lokorai K., Naidja L., Bouziane M. Mass concentrations, seasonal variations, chemical compositions and element sources of PM₁₀ at an urban site in Constantine, northeast Algeria // J. Geochem. Explor. 2019. V. 206. Article ID: 106356.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106356>
39. Bezberdaya L., Kosheleva N., Chernitsova O., Lychagin M., Kasimov N. Pollution Level, Partition and Spatial Distribution of Benzo(a)pyrene in Urban Soils, Road Dust and Their PM₁₀ Fraction of Health-Resorts (Alushta, Yalta) and Industrial (Sebastopol) Cities of Crimea // Water. 2022. V. 14. P. 561.
<https://doi.org/10.3390/w14040561>
40. Birke M., Rauch U., Stummeyer J. Urban geochemistry of Berlin, Germany // Mapping the chemical environment of urban areas. Oxford: Wiley-Blackwell, 2011. P. 245–268.
41. Demetriades A., Birke M. Urban geochemical mapping manual: sampling, sample preparation, laboratory analysis, quality control check, statistical processing and map plotting. Brussels: EuroGeoSurveys, 2015. 162 p.
42. Facchinelli A., Sacchi E., Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils // Environ. Poll. 2001. V. 114. P. 313–324.
<https://doi.org/00243-8>
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00243-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00243-8)
43. Glennon M.M., Harris P., Ottesen R.T., Scanlon R.P., O'Connor P.J. The Dublin SURGE Project: Geochemical baseline for heavy metals in topsoils and spatial correlation with historical industry in Dublin, Ireland // Environ. Geochem. Health. 2014. V. 36. P. 235–254.
<https://doi.org/10.1007/s10653-013-9561-8>
44. Grigoratos T., Martini G. Brake wear particle emissions: a review // Environ. Sci. Poll. Res. 2015. V. 22. №. 4. P. 2491–2504.
45. Gunawardana C., Goonetilleke A., Egodawatta P., Dawes L., Kokot S. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition // Chemosphere. 2012. V. 87. №. 2. P. 163–170.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.012>
46. Harrison R.M., Jones A.M., Gietl J., Yin J., Green D.C. Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements // Environ. Sci. Technol. 2012. V. 46. P. 6523–6529.
[https://doi.org/10.1016/j.chemosphere](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.012)
47. Harrison R.M., Jones A.M., Lawrence R.L. Major component composition of PM₁₀ and PM_{2.5} from roadside and urban background sites // Atmos. Environ. 2004. V. 38. № 27. P. 4531–4538.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.05.022>
48. Hu B., Wang J., Jin B., Li Y., Shi Z. Assessment of the Potential Health Risks of Heavy Metals in Soils in a Coastal Industrial Region of the Yangtze River Delta // Environ. Sci. Pollut. Res. 2017. V. 24. P. 19816–19826.
<https://doi.org/10.1007/s11356-017-9516-1>
49. Hu X., Zhang Y., Luo J., Wang T., Lian H., Ding Z. Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China // Environ. Poll. 2011. V. 159. P. 1215–1221.
50. Huang B., Yuan Z., Li D., Zheng M., Nie X., Liao Y. Effects of soil particle size on the adsorption, distribution, and migration behaviors of heavy metal(loid)s in soil: a review // Environ. Sci.: Processes & Impacts. 2020. V. 22. P. 1596–1615.
51. Hulskotte J.H.J., Roskam G.D., Denier van der Gon H.A.C. Elemental composition of current automotive braking materials and derived air emission factors // Atmos. Environ. 2014. V. 99. P. 436–445.
52. Kasimov N.S., Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Nabelkina K.S., Ryzhov A.V. Physicochemical properties of road dust in Moscow // Geogr., Environ., Sustain. 2019. V. 12. № 4.

- P. 96–113.
<https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-55>
53. *Khademi H., Gabarron M., Abbaspour A., Martinez-Martinez S., Faz A., Acosta J.A.* Distribution of metal(loid)s in particle size fraction in urban soil and street dust: influence of population density // *Environ. Geochem. Health*. 2020. V. 42. P. 4341–4354.
 54. *Kong S., Lu B., Ji Y., Zhao X., Bai Z., Xu Y., Liu Y., Jiang H.* Risk assessment of heavy metals in road and soil dusts within PM_{2.5}, PM₁₀ and PM₁₀₀ fractions in Dongying city, Shandong Province, China // *Journal of environmental monitoring*. 2012. V. 14. P. 791–803.
 55. *Konstantinova E., Minkina T., Sushkova S., Konstantinov A.D. Rajput V., Sherstnev A.* Urban soil geochemistry of an intensively developing Siberian city: A case study of Tyumen, Russia // *J. Eement*. 2019. V. 239. P. 366–375.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.095>
 56. *Konstantinova E., Minkina T., Konstantinov A., Sushkova S., Antonenko E., Kurasova A., Loiko S.* Pollution status and human health risk assessment of potentially toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust of Tyumen city, Russia // *Environ. Geochem. Health*. 2022. V. 44. P. 409–432.
<https://doi.org/10.1007/s10653-020-00692-2>
 57. *Krupnova T.G., Rakova O.V., Gavrilkina S.V., Antoshkina E.G., Baranov E.O., Yakimova O.N.* Road dust trace elements contamination, sources, dispersed composition, and human health risk in Chelyabinsk, Russia // *Chemosphere*. 2020. V. 261.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127799>
 58. *Ladonin D.V., Mikhaylova A.P.* Heavy Metals and Arsenic in Soils and Street Dust of the Southeastern Administrative District of Moscow: Long-Term Data // *Eurasian Soil Sci*. 2020. V. 53. P. 1635–1644.
<https://doi.org/10.1134/S1064229320110095>
 59. *Lanzerstorfer C.* Heavy metals in the finest size fractions of road-deposited sediments // *Environ. Pollut*. 2018. V. 239. P. 522–531.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.063>
 60. *Li G., Sun G.-X., Ren Y., Luo X.-S., Zhu Y.-G.* Urban soil and human health: a review // *European J. Soil Sci*. 2018. V. 69. P. 196–215.
 61. *Li H., Ji H., Shi C., Gao Y., Zhang Y., Xu X., Ding H., Tang L., Xing Y.* Distribution of heavy metals and metalloids in bulk and particle size fractions of soils from coal-mine brownfield and implications on human health // *Chemosphere*. 2017. V. 172. P. 505–515.
 62. *Li Z., Ma Z., van der Kuijp T.J., Yuan Z., Huang L.* A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment // *Sci. Total Environ*. 2014. V. 468–469. P. 843–853.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
 63. *Ljung K., Torin A., Smirk M., Maley F., Cook A., Weinstein P.* Extracting Dust from Soil: A Simple Solution to a Tricky Task // *Sci. Total Environ*. 2008. V. 407. P. 589–593.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.007>
 64. *Luo X.-S., Yu S., Li X.-D.* Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health // *Environ. Poll*. 2011. V. 159. P. 1317–1326.
 65. *lv J., Liu Y., Zhang Z., Dai J., Dai B., Zhu Y.* Identifying the Origins and Spatial Distributions of Heavy Metals in Soils of Ju Country (Eastern China) Using Multivariate and Geostatistical Approach // *J. Soils Sediments*. 2015. V. 15. P. 163–178.
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0937-x>
 66. *Moskovchenko D., Pozhitkov R., Soromotin A., Tyurin V.* The Content and Sources of Potentially Toxic Elements in the Road Dust of Surgut (Russia) // *Atmosphere*. 2022. V. 13. P. 30.
<https://doi.org/10.3390/atmos13010030>
 67. *Nekhoroshkov P., Peshkova A., Zinicovscaia I., Vergel K., Kravtsova A.* Assessment of the Atmospheric Deposition of Heavy Metals and Other Elements in the Mountain Crimea Using Moss Biomonitoring Technique // *Atmosphere*. 2022. V. 13. P. 573.
<https://doi.org/10.3390/atmos13040573>
 68. *Oliver M.A., Gregory P.J.* Soil, food security and human health: a review // *Eur. J. Soil Sci*. 2015. V. 66. P. 257–276.
 69. *Padoan E., Romé C., Ajmone-Marsan F.* Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect // *Sci. Total Environ*. 2017. V. 601–602. P. 89–98.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.180>
 70. *Pant P., Baker S.J., Shukla A., Maikawa C., Godri Pollitt K.J., Harrison R.M.* The PM₁₀ fraction of road dust in the UK and India: Characterization, source profiles and oxidative potential // *Sci. Total Environ*. 2015. V. 530–531. P. 445–452.
 71. *Ramírez O., Sanchez de la Campa A.M., Amato F., Moreno T., Silva L.F., de la Rosa J.D.* Physicochemical characterization and sources of the thoracic fraction of road dust in a Latin American megacity // *Sci. Total Environ*. 2019. V. 652. P. 434–446.
 72. *Reimann C., de Caritat P.* Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors // *Sci. Total Environ*. 2005. V. 337. P. 91–107.
 73. *Rudnick R., Gao S.* Composition of the continental crust // *Treatise Geochem*. V. 4. 2014. P. 1–51.
<https://doi.org/10.1016/b978-0-08-095975-7.00301-6>
 74. *Samonova O., Aseyeva E.* Particle size partitioning of metals in humus horizons of two small erosional landforms in the middle Protva basin – a comparative study // *Geogr., Environ., Sustain*. 2020. V. 13. P. 260–271.
<https://doi.org/10.24057/2071-9388-2019-116>
 75. *Seinfeld J., Pandis S.* Atmospheric chemistry and physics. John Wiley & Sons Inc., 2006. 1248 p.
 76. *Seleznev A.A., Yarmoshenko I.V., Malinovsky G.P.* Urban geochemical changes and pollution with potentially harmful elements in seven Russian cities // *Sci. Rep*. 2020. V. 10.
<https://doi.org/10.1038/s41598-020-58434-4>
 77. *Smyrnova L., Katunina E., Rjabinin A., Anninskaja I.* The impact of atmospheric precipitation (rainfalls) on the sea-surface microlayer in the Sevastopol coastal waters (Crimea, The Black Sea) // *Ecologica Montenegro*. 2017. V. 14. P. 30–38.

78. *Sutherland R.A., Tack F.M.G., Ziegler A.D.* Road-deposited sediments in an urban environment: A first look at sequentially extracted element loads in grain size fractions // *J. Hazardous Materials*. 2012. V. 225–226. P. 54–62.
79. *Thorpe A., Harrison R.M.* Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review // *Sci. Total Environ.* 2008. V. 400. №. 1–3. P. 270–282.
80. *Vlasov D., Kosheleva N., Kasimov N.* Spatial distribution and sources of potentially toxic elements in road dust and its PM₁₀ fraction of Moscow megacity // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 761. P/ 143267. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143267>
81. *Vlasov D., Ramirez O., Luhar A.* Road Dust in Urban and Industrial Environments: Sources, Pollutants, Impacts, and Management // *Atmosphere*. 2022. V. 13. P. 607. <https://doi.org/10.3390/atmos13040607>
82. *Vystavna Y., Rushenko L., Diadin D., Klymenko O., Klymenko M.* Trace metals in wine and vineyard environment in southern Ukraine // *Food Chem.* 2014. V. 146. P. 339–344.
83. *Wang X.S., Qin Y., Chen Y.K.* Heavy metals in urban roadside soils, part 1: effect of particle size fractions on heavy metals partitioning // *Environ. Geology*. 2006. №. 7. V. 50. P. 1061–1066.
84. *Wiseman C.L.S., Levesque C., Rasmussen P.E.* Characterizing the sources, concentrations and resuspension potential of metals and metalloids in the thoracic fraction of urban road dust // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 786. P. 147467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147467>
85. *Yutong Z., Qing X., Shenggao L.* Distribution, bioavailability, and leachability of heavy metals in soil particle size fractions of urban soils (northeastern China) // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016. V. 23. P. 14600–14607.
86. *Zhang J., Wu L., Zhang Y., Li F., Fang X., Mao H.* Elemental composition and risk assessment of heavy metals in the PM₁₀ fractions of road dust and roadside soil // *Particulology*. 2019. V. 44. P. 146–152. <https://doi.org/10.1016/j.partic.2018.09.003>

Heavy Metals and Metalloids in Soils, Road Dust and Their PM₁₀ Fractions in Sebastopol: Levels, Sources and Danger of Pollution

L. A. Bezberdaya¹*, N. S. Kasimov¹, O. V. Chernitsova¹, A. N. Tkachenko¹, and M. Yu. Lychagin¹

¹ *Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: lilia_8888@mail.ru*

For the first time in the large industrial and recreational city of Sebastopol, accumulation levels, spatial distribution and sources of heavy metals and metalloids (HMM) in urban soils, road dust and their PM₁₀ particles (with a diameter of less than 10 microns) have been established in various functional zones and on roads of different sizes. The analysis of HMM content was carried out by ICP-MS and ICP-AES methods. The main pollutants of urban soils and road dust are Pb, Zn, Sb, Cd, Sn, Cu, Mo. The results obtained showed an uneven spatial distribution of individual TMMS within the city due to the influence of terrigenous and anthropogenic factors. In the PM₁₀ particles of soils and dust, the concentrations of almost all HMM are noticeably higher than the total contents, the proportion of Zn, Bi, Cs is more than 65% of the total content, and As, Pb, Sb, Cd, Pb, W, V, Ni, Co is about 50%. The greatest danger is posed by PM₁₀ particles, which form a greater number of anomalies with an extreme level of HMM pollution in industrial zones and courtyard driveways of residential zones.

Keywords: PM₁₀ particles, urban soil pollution, particle size fractions, enrichment, Urban Technosols

**ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ**

УДК 631.42;550.47

**ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ
ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОЧВ о. ШИКОТАН
(КУРИЛЬСКИЕ ОСТРОВА)****© 2022 г. М. Г. Опекунова^а *, А. Ю. Опекунов^а, В. В. Сомов^а, С. Ю. Кукушкин^а,
И. Ю. Арестова^а, С. А. Лисенков^а, А. Р. Никулина^а**^а*Санкт-Петербургский государственный университет,
10-я линия ВО, 33/35, Санкт-Петербург, 199178 Россия***e-mail: m.opekunova@mail.ru*

Поступила в редакцию 04.03.2022 г.

После доработки 21.07.2022 г.

Принята к публикации 25.07.2022 г.

Изучен химический состав почв *Narlic Andosols* о. Шикотан (Малая Курильская гряда), сформированных на вулканогенных породах разного состава и возраста. На основе масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой с полным кислотным разложением проб установлено фоновое содержание металлов (Ba, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Cr, Fe, V, Sc, K, Sr, Na, Ca, Mo) в почвах. Показано, что валовое содержание химических элементов отличается значительной контрастностью и зависит от состава почвообразующих пород, зонально-азональной ландшафтно-геохимической дифференциации, влияния океанических воздушных масс и состава растительных сообществ. Почвам свойственен высокий естественный уровень содержания фемафильных элементов Sc, V, Fe, Cu, Zn, превышающий кларки. Концентрация K, Cr, Ni, Sr и Ba меньше кларка, содержание Ca, Mo, Cd и Pb сопоставимо с кларковыми значениями. Ведущим фактором, определяющим миграцию и аккумуляцию химических элементов в почве, являются кислотно-щелочные условия, которые регулируются соотношением почвообразующих пород основного и среднего составов. В условиях гумидного климата и расчлененного рельефа механизмом латеральной миграции выступает не только солевой, но и механический сток металлов, приводящий к дифференциации в катене литофильных и сидерофильных элементов. Cr, Co, Ni закрепляются в гумусовых горизонтах подчиненных ландшафтов, Cd и Pb тяготеют к поверхностным горизонтам автономных фаций. При статистической обработке данных использованы корреляционный и кластерный анализы, метод главных компонент факторного анализа (Statistica 12.0). На основе статистического анализа получены и обоснованы результаты, свидетельствующие о локальном химическом загрязнении почв в пределах с. Крабовозовское и на отдельных участках острова, затронутых познавательным туризмом. Основным источником загрязнения служит автомобильный транспорт.

Ключевые слова: региональный геохимический фон, латеральная миграция, антропогенное загрязнение

DOI: 10.31857/S0032180X22100343**ВВЕДЕНИЕ**

В настоящее время большое внимание уделяется развитию Курильских островов, укреплению экономики и созданию новых рабочих мест в регионе. Согласно “Стратегии социально-экономического развития Сахалинской области на период до 2035 г.”, Курильские острова отнесены к территории опережающего социально-экономического развития. Однако они относятся к малоизученным районам в плане оценки ландшафтно-геохимической обстановки и степени антропогенного нарушения территории. Наряду с природными опасностями (сейсмической и вулканической активностью, цунами), промышленное развитие

может привести к росту техногенных нагрузок на ландшафты. Поэтому рациональное природопользование должно базироваться на научно выверенной оценке экологической устойчивости природно-территориальных комплексов (ПТК) островов и экологических рисков природного и техногенного происхождения. В связи с низкой степенью изученности ландшафтов Курильских островов большое внимание уделяется процессам геохимической дифференциации и оценке природного фона содержания химических элементов в почвах. Наряду с установленными ПДК и ОДК [27], важным критерием оценки возможной трансформации химического состава почв под

влиянием антропогенного воздействия, особенно в условиях сложного геологического строения, служит региональный геохимический фон. Определению фоновых содержаний металлов в почвах посвящены крупные международные и национальные проекты (Barents Region, GEMAS, DEQ, Envirolink, NGSА и др.), отечественные [10, 11, 14, 18, 20] и зарубежные исследования [32–37, 40–42]. Данные по химическому составу почв Курильских островов и сопряженных регионов либо малочисленны [9, 13, 23, 30], либо анализы были проведены с помощью приближенно-количественного эмиссионного спектрального анализа [5] и требуют уточнения современными методами. В настоящее время опубликованы материалы, характеризующие особенности почвенного покрова островов Кунашир и Итуруп, имеются единичные публикации по его кислотнo-щелочным свойствам и содержанию ряда микроэлементов [7, 8, 23, 30], а информация о химическом составе почв о. Шикотан отсутствует. В этих условиях особое значение приобретает получение новых данных и установление закономерностей формирования химического состава почв, а также влияния природных и антропогенных факторов.

Цель работы – определение закономерностей распределения металлов в почвах о. Шикотан, установление регионального геохимического фона для использования в системе государственного и производственного экологического мониторинга. Задачи исследования:

- 1) определить основные ландшафтно-геохимические условия формирования почв о. Шикотан;
- 2) выявить роль природных факторов в формировании химического состава почв;
- 3) определить закономерности радиальной и латеральной миграции химических элементов в структуре почвенно-геохимических катен;
- 4) оценить изменения химического состава почв под влиянием антропогенной нагрузки.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований. Шикотан является самым крупным островом в составе Малой Курильской гряды площадью 260 км² (рис. 1). Протяженность с северо-востока на юго-запад составляет 28 км, средняя ширина – 10 км. Шикотан характеризуется сложным геологическим строением. Он сложен вулканическими и вулканогенно-осадочными образованиями основного и среднего состава позднемелового и палеогенового возраста. По представлению В.К. Гаврилова и Н.А. Соловьевой (1973) с дополнениями Ю.И. Говорова и Б.Н. Пискунова (2004) они делятся на три основных комплекса: матакотанский и шикотанский вулканогенно-молассовые и вулканический Томари-Ноторо. В составе матакотанского ком-

плекса в западной части острова установлены вулканические и вулканогенные брекчии, переходящие в верхней части в конгломераты. Комплекс сложен базальтовыми, андезитобазальтовыми лавами, лавобрекчиями, агломератовыми туфами, грубо- и мелкообломочными вулканогенно-осадочными породами. Для них характерно повышенное содержание общего Fe, MnO и CaO, пониженные концентрации MgO и SiO₂ (табл. 1). В пределах матакотанского комплекса выделяется крабозаводская свита, которая слагает береговые обрывы бухты Крабовая и представлена базальтами с шаровой и подушечной отдельностью [15].

Шикотанский комплекс распространен преимущественно на востоке острова. Сложен эффузивно-пирокластическими образованиями: базальтами и андезибазальтами, которые сочетаются с прослоями массивных базальтов и линз конгломерато-брекчий. По химическому составу они относятся к породам с нормальной щелочностью с низким содержанием TiO₂ и CaO, пониженной концентрацией оксидов Fe и повышенным содержанием MgO. Комплекс осложнен дайками габброидов (шикотанский комплекс габброидов) и долеритами и базальтами (дмитровский дайковый комплекс) в северной и южной частях острова [15, 28].

Комплекс Томари-Ноторо в центральной части острова сложен лавами и лавобрекчиями базальтов, андезибазальтов и андезитов. Характерным является присутствие субщелочных калиевых пород абсарокит-шошонитовой серии более кислого состава (малокурильский комплекс по [15]). В целом породы комплекса пересыщены кремнеземом с высоким содержанием CaO, Al₂O₃, умеренным TiO₂, MgO и щелочей при значительном преобладании Na.

Рельеф острова представлен аккумулятивно-денудационными и тектоническими формами в виде сильнорасчлененных возвышенных плато и столовых гор андезитового и базальтового, реже туфового состава [1].

Шикотан расположен в умеренно морском муссонном климате с сильными и продолжительными ветрами, большим количеством атмосферных осадков, частыми туманами. Характерны мягкая зима, затяжная дождливая весна, мало-солнечное, лишенное сильной жары лето и относительно сухая осень [12, 17, 24].

Остров входит в состав Южно-Курильской ботанико-географической провинции Южносахалинско-Южнокурильско-Хоккайдской подобласти Дальневосточной хвойно-широколиственной области. Лесные массивы представлены елово-пихтовыми сообществами с елью аянской *Picea ajanensis* (Lindl. & Cord.) Fisch. ex Carr. и пихтой сахалинской *Abies sachalinensis* Fr. Schmidt, а так-

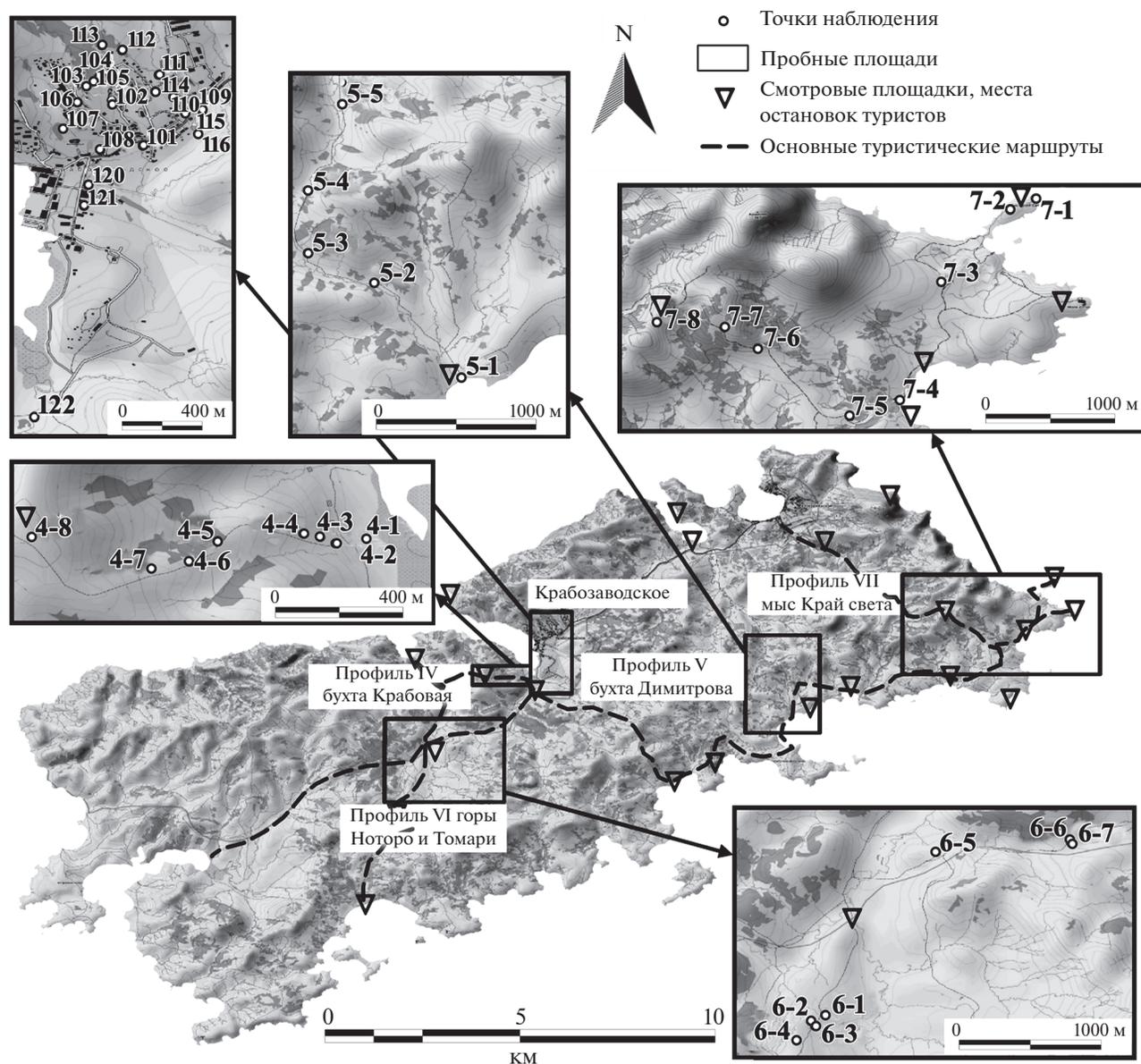


Рис. 1. Картограмма расположения пробных участков на о. Шикотан, Малая Курильская гряда.

же рощами из каменной березы *Betula ermanii* Cham. с белоберезниками *Betula platyphylla* Sukacz. и зарослями низкорослого (около 50–70 см) курильского бамбука *Sasa kurilensis* (Rupr.) Makino & Shibata [3]. Здесь произрастают ель аянская, бархат сахалинский *Phellodendron sachalinense* (F. Schmidt) Sarg., лиственница курильская *Larix kurilensis* Mayr., рябина *Sorbus commixta* Hedl., тис *Taxus cuspidata* Siebold et Zucc. и др. [1, 26].

В соответствии с почвенным районированием о. Шикотан относится к Южно-Курильскому округу [16]. Почвы, сформировавшиеся на вулканических отложениях, по классификации почв России 2004 г. относятся к типу слоисто-охристых [31] (по WRB *Haplic Andosols* [38]). Для таких

почв характерен особый минералогический состав с преобладанием легковыветривающихся минералов и обилием аморфных минеральных фаз типа аллофана и органо-минеральных соединений. Специфические водно-физические свойства: высокая внутри- и межагрегатная пористость, провальная фильтрация и одновременно высокая водоудерживающая способность [31].

Несмотря на отсутствие современного вулканизма, на острове в почвообразовательных процессах активное участие принимает пепловый материал, поступающий при извержении вулканов близрасположенных островов. Таким образом, в результате совместного проявления зональных и синлитогенных почвообразовательных

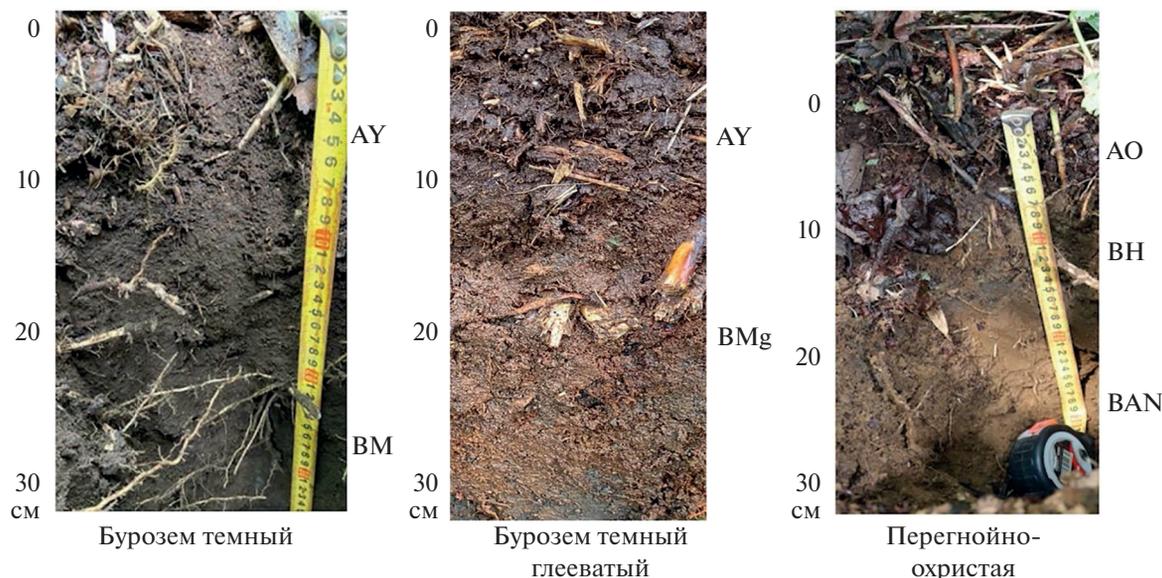


Рис. 2. Почвы о. Шикотан.

процессов формируются почвы со сложным морфологическим строением профиля, для которого характерна слоистость и полигенетичность, наличие погребенных горизонтов, высокое содержание органического вещества по всему профилю. Согласно Атласу Курильских островов [1], на о. Шикотан преобладают буроземы темные глееватые (27.7% площади острова) и дерновые (серогумусовые) почвы (24.2%). Существенную площадь занимают буроземы грубогумусированные [16] (рис. 2).

Сложное геологическое строение, контрастный рельеф и разнообразие растительности способствуют фрагментации почвенного покрова, частой смене почвенных разностей. Кроме того, определенное влияние на химический состав почв оказывает поступление тонкой тefры при извержении вулканов Большой и Малой Курильской гряды, Камчатки и Японских островов. Так, на примере торфяника в среднем течении р. Горобец показано возникновение прослоек пепла, связанных с извержением в разные годы вулканов

Таблица 1. Содержание породообразующих элементов в вулканических комплексах Малой Курильской гряды [22], мас. %

Оксид	Комплекс		
	матакотанский	шикотанский	Томари-Ноторо
SiO ₂	49.16	51.63	52.72
TiO ₂	0.82	0.65	0.80
Al ₂ O ₃	17.75	16.77	17.23
Fe ₂ O ₃	6.04	4.98	4.78
FeO	4.14	3.45	3.9
MnO	0.19	0.16	0.16
MgO	4.88	5.86	5.83
CaO	8.80	7.87	8.14
Na ₂ O	3.36	3.45	3.43
K ₂ O	1.18	1.28	1.12
P ₂ O ₅	0.19	0.14	0.009
H ₂ O	0.42	1.38	0.37
Сумма	98.42	98.28	98.73
Количество проб	106	50	46

Комагатаке, Тарумаи, Масю на о. Хоккайдо, вулкана Львиная пасть на о. Итуруп и др. [25].

Материалы и методы. В августе 2021 г. на острове проведены комплексные ландшафтно-геохимические исследования. Изучены фоновые площади, расположенные на 4 профилях в различных частях острова в пределах основных геологических комплексов, и антропогенно модифицированные ПТК в пределах с. Крабозаводское. Всего обследовано 45 пробных площадок (пикетов – ПК) в различных ПТК с максимальным охватом их природного разнообразия в различных геохимических позициях (рис. 1, 3).

Профиль 4 (ПР4) заложен на склоне северной экспозиции горы Горобец к бухте Крабовая и включает 8 ПК. Длина его составляет 1100 м, перепад высот – 203 м. Почвы – буроземы темные в нижней и средней частях, лугово-дерновые в верхней части склона – формируются на делювии туфоконгломератов и вулканомиктитов основного состава (базальты) крабозаводской свиты.

Профиль от бухты Димитрова по склону западной экспозиции (ПР5) к вершине состоит из 5 ПК, имеет длину 1100 м и перепад высот 97 м. Условно профиль можно разделить на два участка. В нижней его части почвообразование идет на делювии пород основного состава (димитровский дайковый комплекс долеритов и базальтов [15]), а в верхней части – на субвулканических образованиях малокурульского комплекса более кислого состава. Почвы представлены буроземами грубогумусированными, буроземами темными, буроземами темными глееватыми и подбурами.

Профиль 6 (ПР6) частично заложен на породах вулканического комплекса Томари-Ноторо и дальше проходит по вулканогенно-осадочным породам малокурульского комплекса. Состоит из 6 ПК и имеет длину более 3500 м с перепадом высот 19 м. Профиль пересекает ступенчато-аккумулятивную морскую равнину, соединяя возвышенные краевые участки центрального плато. Почвы представлены буроземами темными, подбурами и лугово-дерновыми почвами, формирующимися на толще, сложенной лавами и лавобрекчиями андезитов и андезибазальтов.

Изучение пространственной дифференциации почв в северо-восточной части о. Шикотан проведено по профилю 7 (ПР7), проходящему от м. Край Света к бухте Маячная и от уреза воды Тихого океана по склону западной экспозиции к вершине перевала. Длина его составляет 4800 м, перепад высот 128 м. Почвы представлены буроземами грубогумусированными, буроземами темными, дерновыми серогумусовыми почвами, петроземами грубогумусовыми и приурочены к породам шикотанского комплекса.

В черте с. Крабозаводское заложено 19 ПК, которые распределены равномерно по площади жилой застройки.

На каждом пикете дана детальная физико-географическая характеристика ПТК, включающая описание почв (по прикопкам на глубину залегания срединного горизонта) и растительности (ярусность, синузильность, видовой состав, проективное покрытие растений, их обилие по Друде, фенологическое состояние, жизнеспособность и др.). Кроме того, особое внимание уделено потенциальным источникам антропогенного воздействия, их размещению на местности, возможному распространению загрязняющих веществ в катенарной структуре ПТК, оценке нарушения природной среды и др.

В комплекс исследований входил отбор проб почв из двух генетических горизонтов: поверхностного аккумулятивного (А) и срединного (BF, BHF, BG). Отобрано и проанализировано 72 пробы почв, в том числе 19 проб на техногенно измененной территории. В почвах естественной влажности в полевых условиях определялась величина рН с помощью рН-метра (Horiba LAQUAtwin В-712) с горизонтальным электродом для измерения твердых, рассыпчатых, гелеобразных и жидких веществ.

Одной из задач исследований о. Шикотан являлась оценка загрязнения почв в связи с хозяйственной деятельностью и неорганизованным познавательным туризмом. С этой целью были отобраны поверхностные пробы почв в пределах с. Крабозаводское и на смотровых площадках туристических маршрутов. Кроме того, заложенные профили частично проходили через участки, используемые в качестве туристических маршрутов.

В Центральной лаборатории ВСЕГЕИ им. А.П. Карпинского проводили полное кислотное разложение проб почв с определением металлов (Na, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Pb, Cd, Ni, Co, Cr, Ba, Sr и Cd) методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на приборе ELAN-6100 DRC.

Результаты интерпретировали на основе сопоставления среднего содержания изученных металлов на урбанизированной территории (участок Крабозаводское) с природными показателями незатронутых хозяйственной деятельностью районов.

Фоновые концентрации тяжелых металлов в почвах рассчитывали с использованием минимально-аномальной концентрации элемента, по которой устанавливали аномальную концентрацию, обусловленную техногенными причинами или погрешностями при отборе и подготовке проб:

$$x_{\min.an} = \bar{x} \pm t\delta,$$

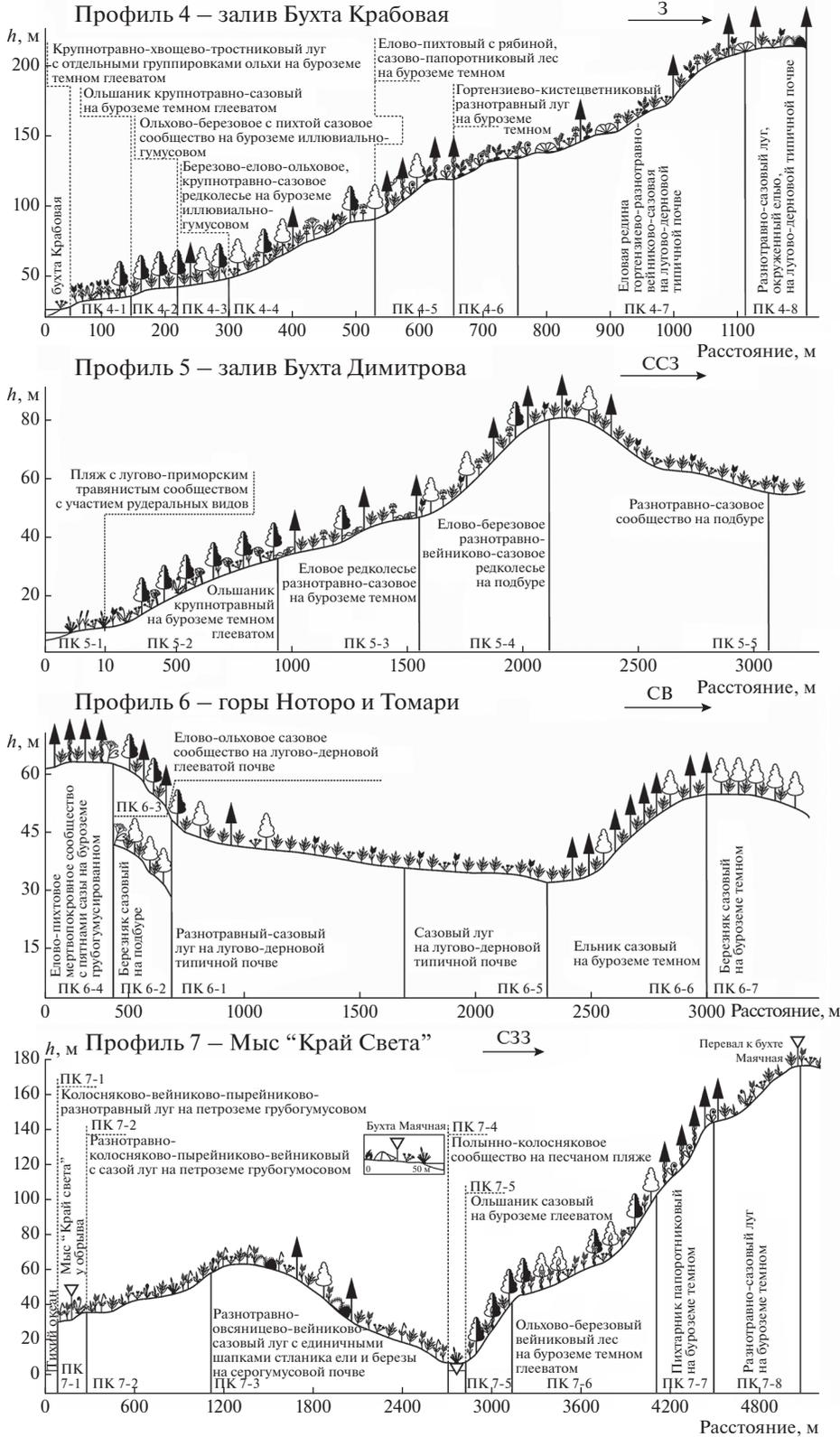


Рис. 3. Схемы профилей на о. Шикотан.

где \bar{x} – среднее содержание химического элемента, δ – стандартное отклонение; t – коэффициент Стьюдента (значения его табулированы в зависимости от уровня значимости и числа проб).

Величина коэффициента Стьюдента с доверительным интервалом 95% для исследуемых выборок ($n \geq 26$) составляет около 2.0. Таким образом, окончательно формула имеет следующий вид: $x_{\min.\text{ан}} = \bar{x} \pm 2\delta$. Все значения, выходящие за указанные пределы, исключали из расчета регионального фона, который определяли по “очищенным” выборкам.

Математическую обработку результатов проводили с использованием описательной статистики в программе Excel. Для многомерного статистического анализа геохимических данных использовали кластерный анализ и метод главных компонент (ФА МГК) факторного анализа в программном пакете Statistica 12.0 (StatSoft). Кластерный анализ выполняли иерархическим агломеративным методом (tree clustering) по правилу одиночной связи (Single Linkage) с предварительной стандартизацией (Standartize) концентраций для двух выборок содержания химических элементов в гумусовых и срединных горизонтах. Мету сходства между элементами определяли как евклидово расстояние. ФА МГК проводили для трех статистических выборок с 17 переменными (содержания металлов) и для 72 образцов почвы.

Для оценки естественной геохимической неоднородности и интенсивности миграции химических элементов в почвенных катенах рассчитывали коэффициенты латеральной дифференциации (отношение содержания элемента в органогенном горизонте почвы подчиненного ландшафта к его содержанию в том же горизонте почв геохимически автономного ландшафта, L) [6]. В связи с высокой гетерогенностью состава пород при расчете учитывали геологическое строение территории. Это делалось на основе сравнения содержания элемента в срединных горизонтах тех же почв, так как на формирование их химического состава большое влияние оказывают почвообразующие породы. В этих горизонтах определяли отношение элементов, которое назвали коэффициентом гетерогенности геологического строения (КГГС):

$$\text{КГГС} = \frac{c_{i1}}{c_{i2}},$$

где c_{i1} и c_{i2} – содержание металла в срединных горизонтах соответственно верхнего и нижнего катенарных уровней, мг/кг.

Затем коэффициент латеральной миграции нормировали по этому коэффициенту путем деления L на коэффициент гетерогенности геологического строения. Такой подход позволил отчасти снять влияние состава почвообразующих по-

род на величину L . Однако необходимо иметь в виду, что его использование целесообразно в том случае, когда влияние почвообразовательных процессов на накопление и вынос рассматриваемых элементов, особенно их радиальная миграция, в сравниваемых ландшафтах однотипны.

Сравнительную оценку уровня загрязнения почв и обоснования выделенных факторов проводили на основе расчета суммарного показателя загрязнения почв (Z_c) [27]. Исходя из сходства геологического строения территорий, в качестве нормативных значений, соответствующих фоновым содержаниям металлов для загрязненных участков, приняли средние содержание металлов в органогенном горизонте почв ПР4, а в центральной части острова – ПР6. Для снятия возможного влияния гетерогенности геологического строения расчет проводили только по металлам, которые на основе статистического анализа были отнесены к потенциальным поллютантам.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Кислотно-щелочные свойства почв. Почвы о. Шикотан характеризуются нейтральной и слабощелочной реакцией, величина рН варьирует в пределах 5.10–7.52. Это существенно влияет на изменение подвижности химических элементов в ландшафте. В нейтральной среде большинство химических элементов обладает низкой миграционной способностью, при подкислении почвенных растворов подвижность их резко увеличивается [19, 21, 39]. Основным фактором, определяющим изменение кислотно-щелочного показателя, служат почвообразующие породы. Наименьшие значения рН отмечены в почвах, формирующихся в центральной части острова на ПР6 (комплексы Томари-Ноторо и малокурильский), а также на породах шикотанского вулканогенно-молассового комплекса на ПР5 к бухте Димитрова и лавах и лавобрекчиях среднего состава в СЗ3 части ПР7. Нейтральную и слабощелочную реакцию имеют почвы, развивающиеся на базальтах склона горы Горобец, а также почвы на тектонитах пород основного состава на макросклоне в бухте Димитрова и на м. Край Света. При переходе от гумусового к срединному горизонту в большинстве почв внутренних районов острова наблюдается увеличение рН. В почвах морских террас, где существенно влияние океанических воздушных масс, отмечается повышение рН в органогенном горизонте.

Кроме того, в пределах развития одного геологического комплекса, изменение величины рН происходит при смене доминант растительных сообществ. Подкисление поверхностного горизонта установлено в почвах под елово-пихтовыми лесами за счет опада хвои, содержащей большое количество смоляных кислот.

Содержание и ассоциативность химических элементов в почвах. Анализ содержания химических элементов в почвах острова свидетельствует о гетерогенности выборок, обусловленных сложным геологическим строением территории. Содержание большинства металлов характеризуется значительным разбросом величин. На тесную связь химического состава почв и горных пород указывали другие исследователи Курильских островов [23]. Как отмечалось выше, в геологическом строении острова преобладают эффузивы основного и среднего состава. В табл. 2 приведено среднее содержание металлов в почвах изученных профилей, которое позволяет предположить, что основные породы в максимальной степени представлены в матакотанском (крабозаводская свита) и шикотанском вулканогенно-молассовых комплексах базальтоидов (ПР4, ПР5, ПР7). Породы комплекса Томари-Ноторо и малокурильского комплекса (ПР6) ближе к составу андезитов и более кислых пород (субщелочных калиевых разновидностей). Однако шикотанский комплекс в северо-восточной части острова в районе заложения ПР5 и ПР7 характеризуется значительной гетерогенностью, о чем свидетельствует широкий диапазон содержания металлов в срединном горизонте почв. Это обусловлено наложением комплекса даек габброидов, долеритов и базальтов.

Геохимическую структуру почв и ее связь с почвообразующими породами рассматривали на основе ФА МГК содержания металлов в срединном горизонте (табл. 3). В целом все вариации химизма изученных почв описываются тремя ассоциациями. Первый фактор включает около 50% изменчивости исходных признаков. Он отражает дифференциацию почв по типам почвообразующих пород. Ассоциация металлов-фельсифилов Мо–Pb–Cd (положительные значения фактора) обусловлена химизмом кислых пород, парагенезис металлов-сидерофилов и литофилов (отрицательные значения) ассоциируется с основными породами. Вторая компонента (вес 25%) отражает дифференциацию основных пород на фемафильную группу элементов (металлы основных и ультраосновных пород – Fe, V, Mg, Sc, Ni, Co и др.) и щелочные металлы. Считается [22], что все базальтоиды острова относятся к нормально щелочному ряду, однако их щелочность (сумма оксидов натрия и калия) различается, и максимум ее отмечается в породах шикотанского комплекса. К щелочному ряду тяготеют субщелочные породы малокурильского комплекса (ПР6).

Для выявления особенностей химического состава срединных горизонтов почв в катенарной структуре заложенных профилей, а также привязки к основным геологическим комплексам, пробы почв оценены по нагрузкам на главные факторы. В пределах матакотанского комплекса крабозаводской серии (ПР4) буроземы и подбуры характери-

зуются однородной геохимической структурой и тяготеют к основным породам фемафильного ряда (отрицательные значения I и II факторов). Почвы на ПР6, представленные буроземами темными, подбурами и лугово-дерновыми почвами, имеют максимальные нагрузки на ассоциацию эффузивов среднего состава (положительные нагрузки на I и II факторы). Участки заложения ПР5 и ПР7 в пределах шикотанского комплекса отличаются неоднородностью геологического строения. Часть проб ПР7 от м. Край Света (петроземы грубогумусовые и буроземы темные глееватые) и ПК 2 на ПР5 в бухте Димитрова (бурозем темный глееватый) характеризуется максимальными нагрузками на базальтоиды щелочного ряда (отрицательные значения I и положительные II факторов). По мере удаления от берега и повышения гипсометрических уровней, то есть при переходе от супераквальных пляжевых отложений к трансэлювиальным позициям с буроземами темными, оба профиля пересекают породы более кислого состава, близкие по химизму к породам малокурильского комплекса. Они представлены ассоциацией фельсифилов (положительные нагрузки на I фактор).

В целом факторный анализ содержания металлов в срединном горизонте позволяет говорить, что основным структурным элементом химического каркаса почв служит парагенезис фемафильных и щелочных металлов. Валовые содержания элементов этих групп характеризуются высокими значениями и существенно превосходят кларки почв. Металлы-халькофилы (Cu, Zn, Cd, Pb) в срединном горизонте не проявляют парагенетического сродства между собой, что можно связать с отсутствием сульфидных пород на участках исследований, а также низкой подвижностью и степенью вовлечения этих металлов в биогеохимический круговорот [19]. Это объясняется в основном нейтральными значениями pH почв и содержанием металлов на уровне кларка.

Структура связей металлов в органогенном горизонте почв, изученная на основе факторного анализа, отличается от срединного горизонта. Первый фактор, который объясняет 55% общей дисперсии выборки, отражает тренд накопления фемафильных металлов, доминирующих в составе основных эффузивов. Самостоятельная ассоциация фельсифилов в структуре фактора, как это выявлено в срединном горизонте, не представлена. Вторая компонента (17%) отвечает за процессы хелатообразования и представлена ассоциацией халькофилов (Cu, Cd, Pb, Zn) и железа. Эти металлы относятся к элементам-комплексобразователям и входят в состав органо-минеральных соединений, составляющих значительную долю почвенно-поглощающего комплекса. В срединном горизонте указанные металлы включены в структуру породной ассоциации в качестве эле-

Таблица 2. Содержание металлов (среднее \pm доверительный интервал на 5% уровне значимости) в изученных почвах о. Шикотан, мг/кг

Металл	Профиль/участок				
	4	5	6	7	Крабозаводское
Органогенный горизонт					
Na	9300 \pm 400	9300 \pm 4800	5800 \pm 1700	13400 \pm 2400	10900 \pm 1800
Mg	10300 \pm 750	9950 \pm 7100	5100 \pm 1650	14150 \pm 5050	13750 \pm 3300
K	5800 \pm 300	4900 \pm 2100	4200 \pm 1300	6500 \pm 1300	9400 \pm 1200
Ca	16100 \pm 2000	14700 \pm 8300	11100 \pm 4500	24000 \pm 8100	17900 \pm 2700
Sc	17 \pm 1.4	11.6 \pm 7.3	8.6 \pm 3.0	17.0 \pm 2.0	18.6 \pm 2.67
V	175 \pm 13	103 \pm 66	76.5 \pm 28	163 \pm 25	186 \pm 27
Cr	27 \pm 19	40.9 \pm 42	11.8 \pm 7.4	49.5 \pm 30	39 \pm 9.4
Fe	53500 \pm 3200	31600 \pm 19200	23800 \pm 8600	46500 \pm 5600	55700 \pm 5400
Co	16 \pm 1.6	11.4 \pm 7.9	7.79 \pm 2.6	16.1 \pm 4.7	20.8 \pm 3.2
Ni	10 \pm 1.5	20.7 \pm 22	6.94 \pm 3.0	17.8 \pm 9.0	23.5 \pm 4.6
Cu	54 \pm 7.5	43.8 \pm 29	30.4 \pm 6.4	65.2 \pm 24	100 \pm 17.6
Zn	100 \pm 10	71.2 \pm 23	73.2 \pm 22	80.9 \pm 10	162 \pm 36
Sr	118 \pm 11	148 \pm 81	95.3 \pm 29	251 \pm 110	229 \pm 36
Mo	1.56 \pm 0.10	1.17 \pm 0.55	1.04 \pm 0.19	1.42 \pm 0.36	1.40 \pm 0.27
Cd	0.32 \pm 0.05	0.23 \pm 0.05	0.31 \pm 0.09	0.26 \pm 0.07	0.33 \pm 0.06
Ba	216 \pm 21	210 \pm 142	167 \pm 52	278 \pm 71	583 \pm 124
Pb	16 \pm 2.6	17.2 \pm 5.0	19.0 \pm 3.5	17.3 \pm 4.0	147 \pm 242
pH	6.63 \pm 0.36	5.94 \pm 0.66	5.36 \pm 0.22	6.00 \pm 0.44	5.63 \pm 0.65
Срединный горизонт					
Na	7000 \pm 1100	11900 \pm 2600	10000 \pm 600	12800 \pm 2200	—
Mg	14950 \pm 2700	11100 \pm 5900	7650 \pm 1200	15350 \pm 6150	—
K	6500 \pm 1200	6000 \pm 1600	5900 \pm 1400	7200 \pm 2500	—
Ca	14700 \pm 1200	15200 \pm 2000	13800 \pm 2400	22100 \pm 7900	—
Sc	22.3 \pm 0.9	18.8 \pm 1.5	17.2 \pm 2.7	20.7 \pm 3.0	—
V	238 \pm 23	173 \pm 14	151 \pm 20	196 \pm 26	—
Cr	28.9 \pm 8.3	32.4 \pm 36	16.6 \pm 6.4	43.9 \pm 22	—
Fe	68300 \pm 4700	56700 \pm 4300	49500 \pm 5200	58400 \pm 4300	—
Co	25.5 \pm 3.5	15.8 \pm 5.3	14.4 \pm 1.5	19.7 \pm 3.5	—
Ni	18.0 \pm 4.8	18.2 \pm 24	7.51 \pm 3.1	17.8 \pm 8.4	—
Cu	96.9 \pm 25	56.8 \pm 25	41.8 \pm 6.5	69.4 \pm 20	—
Zn	105 \pm 9.2	81.3 \pm 3.8	85.8 \pm 12	87.4 \pm 12	—
Sr	102 \pm 24	146 \pm 56	116 \pm 11	247 \pm 136	—
Mo	1.16 \pm 0.26	1.83 \pm 0.67	1.82 \pm 0.10	1.48 \pm 0.40	—
Cd	0.27 \pm 0.04	0.24 \pm 0.05	0.24 \pm 0.02	0.21 \pm 0.03	—
Ba	271 \pm 60	249 \pm 132	204 \pm 47	280 \pm 83	—
Pb	9.7 \pm 0.8	13.2 \pm 1.9	14.9 \pm 2.0	11.4 \pm 2.4	—
pH	7.01 \pm 0.20	6.00 \pm 0.48	5.8 \pm 0.30	5.87 \pm 0.24	—

ментов-примесей вулканитов и значимые корреляционные связи между ними, как это отмечалось выше, отсутствуют. Максимальные нагрузки на вторую компоненту имеют почвы ПР4, что указывает на активность процессов хелатообра-

зования и высокую степень участия этих металлов в органо-минеральных комплексах. В связи с этим представляется интересным тот факт, что в данном парагенезисе ассоциированы фельсифилы (Cd и Pb) и фемафилы (Cu, Zn и Fe). Это ука-

Таблица 3. Парагенезисы химических элементов в обобщенных факторных нагрузках, отвечающие за распределение металлов в почвах о. Шикотан, над чертой – положительные коэффициенты факторных нагрузок; под чертой – отрицательные коэффициенты факторных нагрузок (в формулах даны значения нагрузок, умноженные на 100)

Фактор	Название	Парагенезис	Доля фактора, %
Валовое содержание металлов в органогенном горизонте почв, $n = 28$			
I	Породный	$\frac{\text{Mo}_{43}}{\text{Mg}_{97}\text{Sc}_{92}\text{Ba}_{90}\text{Co}_{88}\text{Ni}_{88}\text{V}_{88}\text{Ca}_{86}\text{Na}_{86}\text{K}_{82}\text{Sr}_{82}\text{Cr}_{75}\text{Fe}_{74}}$	54.8
II	Органогенный	$\text{Cu}_{83}\text{Cd}_{75}\text{Zn}_{69}\text{Pb}_{66}\text{Fe}_{46}$	17.4
Валовое содержание металлов в органогенном (поверхностном) горизонте почв на профилях и участке Крабовозводское, $n = 46$			
I	Породный	$\text{Mg}_{95}\text{Sc}_{90}\text{Co}_{87}\text{Ni}_{87}\text{V}_{85}\text{Ca}_{80}\text{Sr}_{79}\text{Fe}_{73}\text{Cr}_{69}\text{K}_{67}\text{Na}_{66}\text{Ba}_{49}$	45.9
II	Техногенный	$\text{Cu}_{78}\text{Cd}_{68}\text{Pb}_{67}\text{Zn}_{57}\text{Ba}_{50}$	16.7
Валовое содержание металлов в срединном горизонте почв, $n = 26$			
I	Породный	$\frac{\text{Mo}_{88}\text{Pb}_{80}\text{Cd}_{40}}{\text{Mg}_{97}\text{Co}_{88}\text{Cu}_{87}\text{Ba}_{87}\text{Ni}_{81}\text{Cr}_{81}\text{V}_{75}\text{K}_{71}\text{Sr}_{60}\text{Fe}_{57}\text{Ca}_{52}\text{Sc}_{41}}$	49.8
II	Формационный	$\frac{\text{Na}_{89}\text{Sr}_{68}\text{Ca}_{54}}{\text{Fe}_{74}\text{Sc}_{65}\text{Zn}_{65}\text{V}_{57}\text{Cd}_{57}\text{Co}_{41}}$	24.8

зывает на значимую роль почвообразовательных процессов в формировании химического состава гумусового горизонта.

Установленные выше закономерности подтверждаются результатами кластерного анализа обобщенной выборки (гумусовых и срединных горизонтов). На первом шаге кластеризации объединяются Fe и V, далее к ним присоединяется Co, затем Sc (рис. 4). Коэффициент парной корреляции Пирсона между концентрациями Fe и V составил 0.96 для гумусовых горизонтов и 0.94 для срединных. Сильная связь V и Fe в почвах подтверждается литературными данными [2]. Коэффициент парной корреляции между концентрациями Fe и Co составил 0.89 для гумусовых горизонтов и 0.76 – для срединных. Ванадий имеет более сильную связь с кобальтом: коэффициенты корреляции равны 0.92 и 0.85 для горизонтов А и В соответственно. Тесная взаимосвязь обнаружена между Mg и Ni, которые затем объединяются с перечисленными ранее металлами, формируя ассоциацию фемафилов. Халькофилы (Cu, Cd, Zn, Pb) имеют низкие парные коэффициенты корреляции и большое расстояние кластеризации.

Геохимическая характеристика типов почв. Как известно, химический состав почв определяется не только особенностями почвообразующих пород, но и внутрипочвенными процессами. Сравнительный анализ концентраций металлов в различных типах почв показал, что для петроземов характерны более высокие концентрации Na, Mg, K, Ca, V, Co, Cu, Sr, Ba как в гумусовых, так и в срединных горизонтах (рис. 5). Накопление Pb отмечается в лугово-дерновых почвах под луго-

выми сообществами (содержание Pb в 2.5–3.0 раза больше по сравнению с другими типами почв в гумусовых горизонтах и в 1.2–2.3 – в срединных). Вместе с тем лугово-дерновые глееватые почвы в значительной степени обеднены кальцием (в 2.6 раза меньше Ca в гумусовых горизонтах и в 1.5 раза в срединных) по сравнению с лугово-дерновыми типичными почвами. В буроземах и подбурях концентрации металлов примерно соответствуют средним фоновым значениям (рис. 5).

Отмеченные различия объясняются, прежде всего, особенностями состава и строения почв. Петроземы характеризуются низким содержанием гумуса по сравнению с подбурями, буроземами и лугово-дерновыми почвами. Небольшое количество органического вещества, слабо развитый профиль в сочетании с близостью коренных пород способствуют значительному влиянию почвообразующих пород на состав почвы, в том числе в увеличении концентрации типичных металлов-фемафилов. Это еще раз подчеркивает значительное влияние вулканитов на химизм не только петроземов, но и других типов почв о. Шикотан.

Важно отметить циркумокеаническое влияние на химический состав органогенного горизонта почв на площадках, расположенных в относительной близости к тихоокеанскому побережью острова (ПК 7-1, 7-2, 5-1 и 5-2): концентрации Na, Mg, K, Ca, катионы которых входят в состав морской воды, в 1.5–2.0 раза больше (рис. 6).

Кроме того, изменение содержания металлов в гумусовых горизонтах почв обусловлено сменой растительных сообществ (ольховых, березовых, пихтово-еловых лесов и разнотравно-сазовых лу-

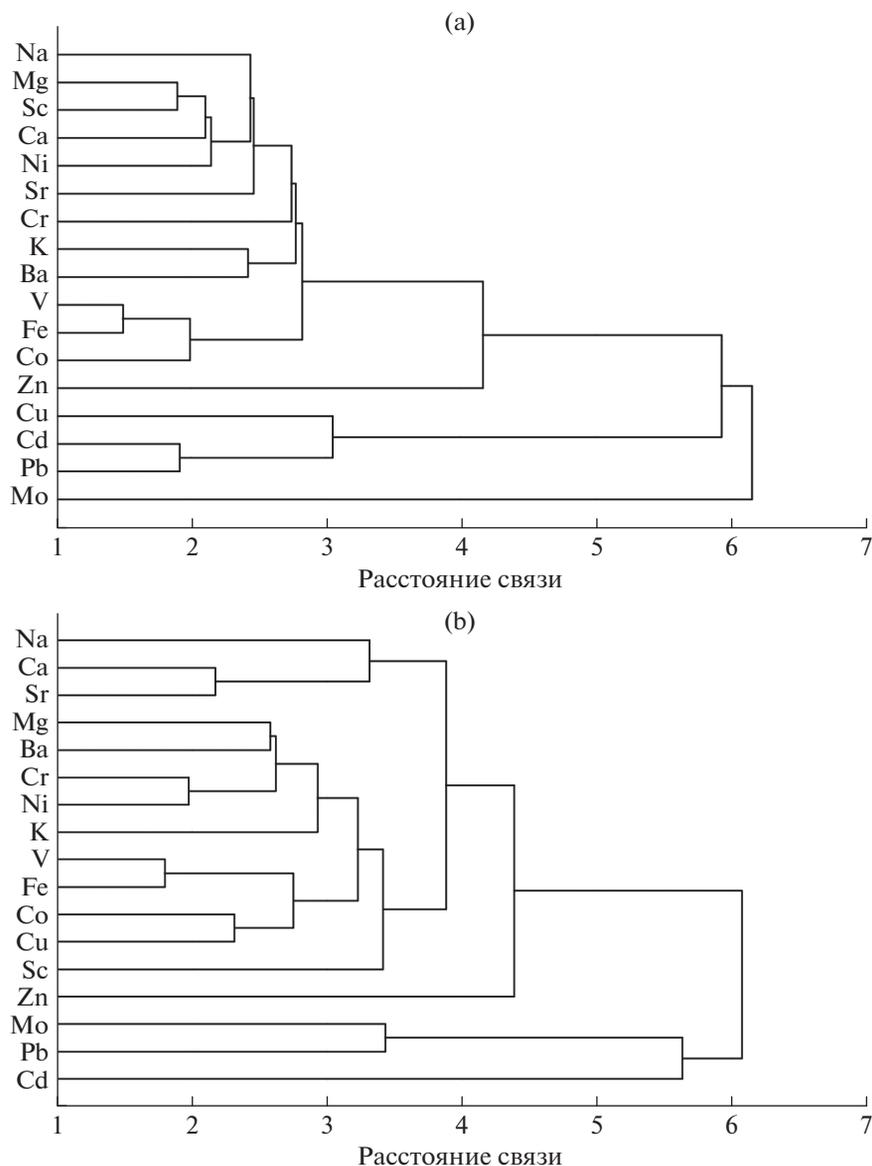


Рис. 4. Дендрограмма иерархического кластерного анализа содержания металлов в органогенных (а) и иллювиальных горизонтах (б) почв.

гов). Для почв ольшаников характерны большие (в 1.5–1.9 раз) концентрации Co по сравнению с почвами под пихтово-еловыми, березовыми и луговыми сообществами. Возможно, это вызвано влиянием Co на способность *Alnus* sp. фиксировать N_2 из воздуха [39]. Наряду с этим, в подбурях и буроземах, развитых под ольховыми сообществами, выше концентрации Mg, K, V, Fe, Ni (в 1.7–3.5 раза), Cu, Ba, Zn (в 1.5–2 раза). Для почв под пихтово-еловыми сообществами характерно высокое содержание Sr. На лугах в почвах концентрируются Na, Ca, Sr и Pb.

Перераспределение и миграция металлов в почвенной катене. Сравнение содержания металлов в органогенном и срединном горизонтах с использо-

ванием статистических критериев (критерия Стьюдента) показало, что их соотношение зависит от типа почв и геологического строения. Наибольшая дифференциация металлов между генетическими горизонтами почв выявлена в пределах матакотанского комплекса (ПР4). В срединном горизонте по отношению к гумусовому отмечается накопление Mg, Sc, V, Fe, Co, Ni и Cu. В органогенном слое аккумулируются Na, Mo и Pb. На территории развития Томари-Ноторо и малокурульского комплексов (ПР6) вертикальное перераспределение Na, Mg, Sc, V, Fe, Co, Ni, Cu и Mo в целом повторяет дифференциацию металлов в почвах ПР4, но в органогенном горизонте накапливается только Pb. В почвах, сформировавшихся в пределах шикотанского комплекса (ПР5 и ПР7), статистически зна-

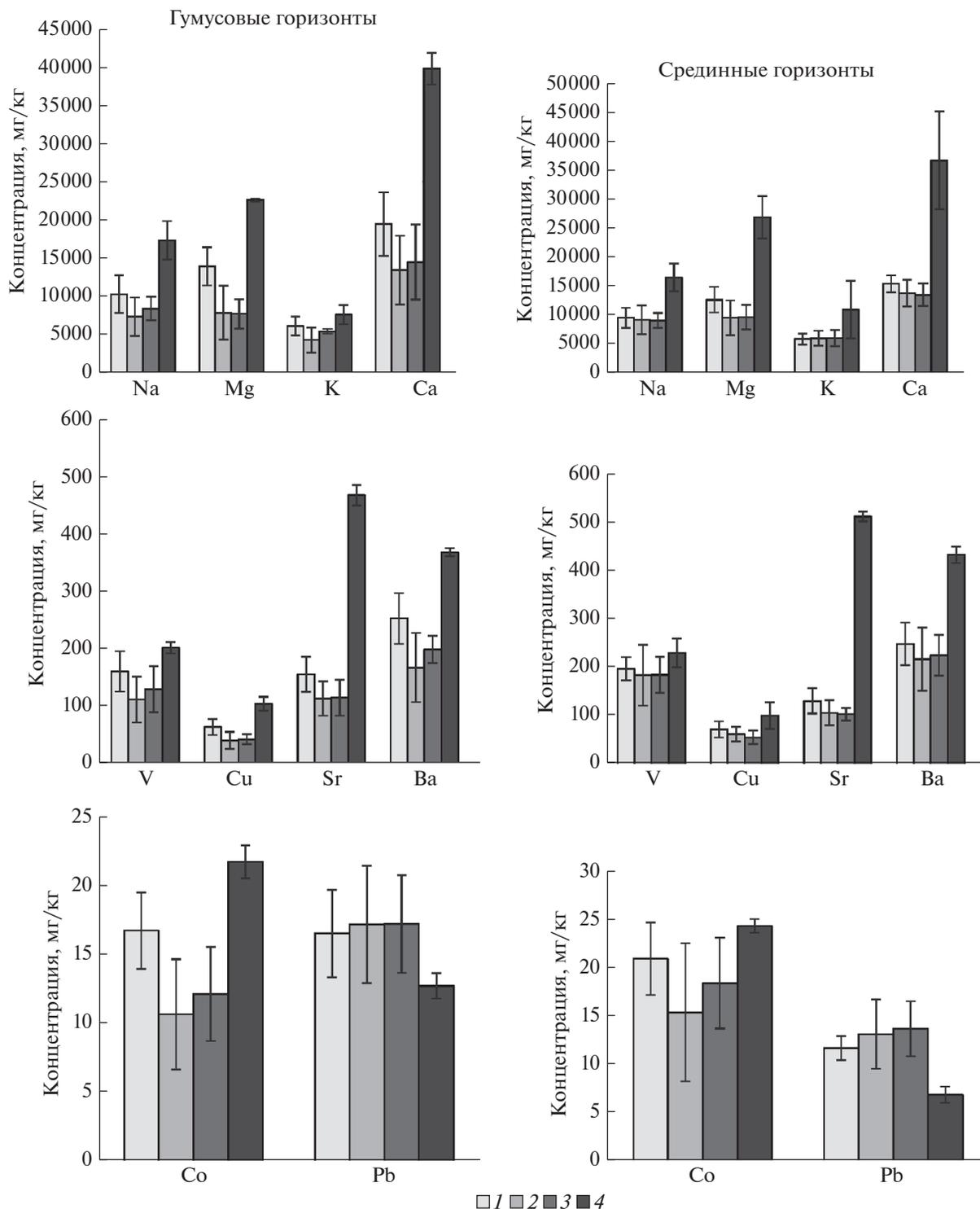


Рис. 5. Содержание металлов в различных типах почв: 1 – буроземах, 2 – подбурах, 3 – лугово-дерновой, 4 – петроземах.

чимые различия в содержании металлов в генетических горизонтах отсутствуют. Исключением являются накопление Fe в срединном горизонте (на обоих профилях) и аккумуляция Pb в органическом горизонте почв на ПР7. Вероятно, отсутствие статистически достоверных различий в накоплении

металлов в генетических горизонтах почв на этих участках объясняется высокой дисперсией их содержания, что уже отмечалось ранее.

Расчет коэффициентов латеральной миграции (L) показал, что от элювиальных к супера-

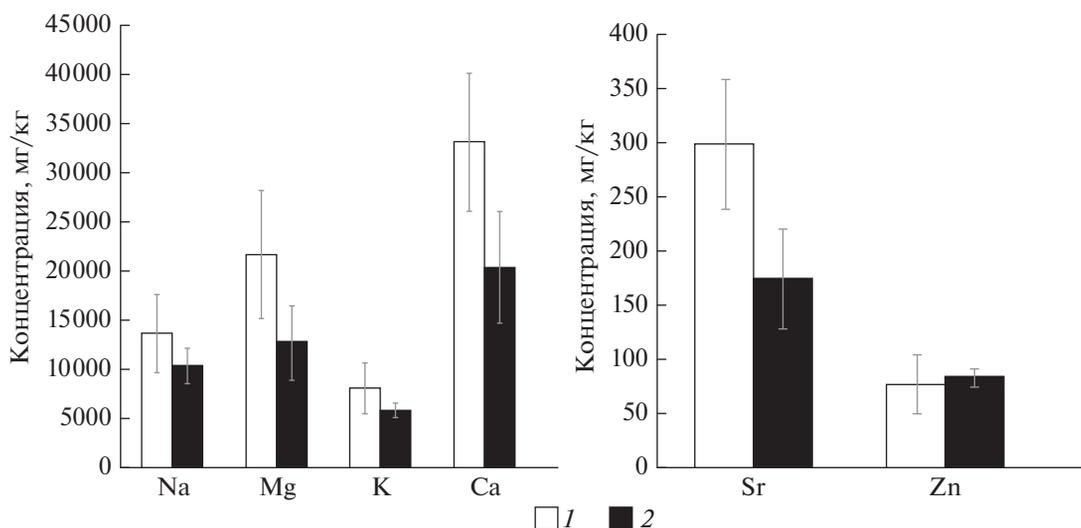


Рис. 6. Содержание щелочных металлов в гумусовых горизонтах почв прибрежных территорий: 1 – площадки на берегу океана, 2 – обобщенная выборка.

квалным ландшафтно-геохимическим позициям миграционная активность химических элементов значительно варьирует (табл. 4). Распределение металлов по элементам рельефа определяется геолого-геоморфологическими и кислотно-щелочными условиями. Так, на ПР4 перепад высот достигает 200 м, средняя величина рН почв – 6.80. Наиболее активная латеральная миграция ($L > 2$) отмечается для Cu, Ni, Cr и Co. На ПР5 L оценивался по двум ландшафтно-геохимическим катенам с перепадом высот 57 и 40 м. За исключением Mo, Cd, Pb и Zn, металлы имеют очень высокие значения коэффициента $L = 2-10$, максимальный миграционный потенциал отмечен у Cr, Fe, Co, V, Ca, Sc. Средняя величина рН составила 6.14 и 5.41 для первой и второй катен соответственно. Характерно, что в однородных геолого-геохимических условиях значения L растут при более низких рН, что хорошо согласуется с представлениями об увеличении подвижности металлов с ростом кислотности почвенных растворов [19, 39]. На ПР6 при небольшом перепаде высот (19 м) отмечаются относительно низкие значения величин L от 1.1 до 3.9. Наиболее активная латеральная миграция характерна для металлов-сидерофилов. На участке ПР7 от перевала к бухте Маячной до ПК4 перепад высот достигает 128 м, средняя величина рН 5.63. Здесь значения L указывают на очень низкую степень миграции металлов в латеральной структуре почвенной катены: только у Mg коэффициент превышает 2.

В целом особенности латеральной миграции металлов в ландшафтно-геохимической катене о. Шикотан можно представить в виде ряда уменьшения средних значений L : V (4.1) > Sc (4.0) > Fe (3.9) > Cr (3.9) > Co (3.8) > Ca (3.4) > Mg (3.2) > Na

(2.7) > Ni (2.5) > Cu (2.4) > Ba (2.1) > Sr (2.0) > K (1.6). Латеральная миграция Zn, Cd, Pb и Mo в изученных почвах оказалась очень слабой. Высокое значение L для слабоподвижных в гипергенезе Sc, V и Cr свидетельствует о том, что в пределах расчлененного рельефа механизмами латеральной миграции выступают не только солевой, но и механический сток металлов. Необходимо отметить общую закономерность, которая определяет характер миграции, – изменение рН почв. Наименьшие значения L типичны для ПР4 со средней величиной рН 6.80 (низкая подвижность металлов); максимальный коэффициент миграции – на ПР5 с минимальным значением рН 5.41 (относительно высокая подвижность катионогенных металлов). На основе полученных результатов можно сделать вывод, что в условиях сильнорасчлененного рельефа прямая зависимость между интенсивностью миграции металлов и увеличением перепада высот и угла наклона поверхности исчезает.

Выявленная связь интенсивности латеральной миграции и рН имеет большое значение при определении устойчивости ландшафтов к химическому загрязнению. В свою очередь рН в ландшафтно-геохимической катене острова в определенной мере зависит от соотношения основных и средних типов подстилающих пород: увеличение доли андезитов ведет к уменьшению рН почв и повышению миграционного потенциала металлов, основные породы (базальтоиды) подщелачивают почвенные растворы и снижают подвижность металлов.

Региональный геохимический фон почв (ориентировочная оценка). Расчет проводили для всего почвенного покрова острова с учетом примерно

Таблица 4. Коэффициенты латеральной миграции металлов в ландшафтно-геохимической катене о. Шикотан

Металл	Профиль (перепад высот)					Среднее
	4 (203 м)	5 (57 м)	5 (40 м)	6 (19 м)	7 (128 м)	
Na	0.67	3.87	4.94	3.00	0.90	2.69
Mg	1.77	2.89	5.95	3.08	2.04	3.15
K	0.92	1.96	2.23	1.83	1.03	1.60
Ca	0.88	5.1	6.90	2.86	0.91	3.38
Sc	1.33	5.7	8.56	3.84	0.84	4.02
V	1.74	6.46	7.74	3.81	0.97	4.14
Cr	3.04	2.71	10.20	1.89	1.77	3.92
Fe	1.62	6.44	6.80	3.88	0.95	3.94
Co	2.08	3.94	7.17	3.65	1.91	3.75
Ni	2.22	1.36	6.15	1.37	1.57	2.53
Cu	2.12	2.24	3.89	2.03	1.80	2.42
Zn	1.17	1.44	1.86	1.72	0.77	1.39
Sr	0.54	2.47	3.38	2.41	1.12	2.00
Mo	0.49	1.1	1.43	1.81	0.38	1.04
Cd	0.62	0.9	1.02	1.42	0.53	0.90
Ba	0.90	2.39	3.33	2.31	1.52	2.09
Pb	0.49	0.5	0.73	1.13	0.49	0.67

одинакового распределения ПК по геологическим комплексам и типам почв. Региональный геохимический фон для гумусового и срединного горизонтов отразил высокую контрастность природных условий и геологического строения (табл. 5).

Изученные почвы о. Шикотан отличаются высоким содержанием Na, Mg, Sc, V, Fe, Co и Cu, превышающим кларк почв [29] в 2–5 раз, что характерно для областей основного вулканизма [23]. Концентрация K, Cr, Ni, Sr и Ba в 2–3 раза меньше кларка; сопоставимы с кларковыми значениями содержания Ca, Zn, Mo, Cd и Pb. Высокие концентрации V и Sc на всей территории острова связаны с вулканическими породами основного состава (базальты, габбро). Важными индикаторами изменчивости горных пород служат Mg и Fe, содержание которых в почвах колеблется от 2400 до 44400 и от 6300 до 81900 мг/кг соответственно. Увеличение их концентрации происходит в районах залегания базальтов, выступающих в качестве почвообразующих пород.

Техногенное загрязнение почв. Сопряженный анализ химического состава почв, ландшафтно-геохимической обстановки и источников антропогенного воздействия показал, что наряду с природными факторами существует локальное антропогенное загрязнение, определяющее варьирование содержания металлов в почвах изученной территории. На территории с. Крабозаводское к числу источников загрязнения относятся авто-

транспорт, котельная, рыбокомбинат, вертолетная площадка и объекты жилой инфраструктуры.

ПР4 и участок Крабозаводское расположены в однородных геологических условиях, по этим выборкам проводили сравнение статистических характеристик содержания металлов в поверхностном слое почв. По результатам анализа статистически достоверное превышение содержания на урбанизированном участке по отношению к фоновому выявлено по Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Ba и Pb. Это является основанием рассматривать данные металлы как потенциальные загрязняющие вещества, поступающие в почву в результате хозяйственной деятельности на территории села. Уровень загрязнения почв этими металлами в пределах застройки можно представить следующим рядом (в скобках отношение средних значений содержания элементов в органогенных горизонтах почв на урбанизированном участке и на ПР4): Pb (144) > Ba (6.0) > Ni (4.0) > Zn (3.7) > Cu (3.4) > Sr (3.2) > Co (2.1). Как правило, загрязнение носит локальный характер с относительно невысоким превышением фона. Исключением служит Pb с аномально высокой концентрацией (2370 мг/кг) на одном из участков жилой застройки.

С целью уточнения геохимической структуры и выявления участков загрязнения на изученной территории был выполнен факторный анализ содержания металлов в органогенном горизонте почв с включением в выборку почв с участка Крабозаводское. Полученные результаты показали,

Таблица 5. Фоновое содержание металлов (среднее \pm доверительный интервал на 5% уровне значимости) в горизонтах почв о. Шикотан, мг/кг

Элемент	Горизонт А ($n = 27$)	Горизонт В ($n = 26$)	Кларк почв [29]
Na	9300 \pm 1300	10200 \pm 1300	5000
Mg	10650 \pm 2450	12650 \pm 2450	5000
K	5700 \pm 670	6100 \pm 600	14000
Ca	17000 \pm 3300	16600 \pm 2600	15000
Sc	16.3 \pm 2.4	20 \pm 1.3	7.0
V	158 \pm 21	190 \pm 15.4	90
Cr	33 \pm 12.8	31 \pm 9.9	70
Fe	46300 \pm 5300	58100 \pm 3200	40000
Co	14.8 \pm 2.4	18.9 \pm 2.3	8.0
Ni	14.1 \pm 4.4	13.5 \pm 3.6	50
Cu	51 \pm 9.4	69 \pm 13.3	30
Zn	84 \pm 8.0	91 \pm 6.2	90
Sr	139 \pm 26	122 \pm 16.4	250
Mo	1.3 \pm 0.16	1.5 \pm 0.18	1.2
Cd	0.31 \pm 0.08	0.24 \pm 0.02	0.35
Ba	241 \pm 39	243 \pm 35	500
Pb	16.4 \pm 2.0	12.0 \pm 1.2	12

что в целом ассоциативность металлов в координатах главных факторов в органогенном горизонте фоновых территорий и в выборке с включением участка Крабовозаводское близка между собой. Первая компонента практически полностью повторяет породный фактор содержания металлов на условно фоновых территориях. Однако во втором факторе при ведущей роли халькофильных металлов, которые на основе статистических расчетов были отнесены к группе потенциальных загрязняющих веществ, их ассоциация расширяется за счет бария. Это позволяет рассматривать данный фактор как техногенный. По максимальным нагрузкам на второй фактор легко выделяются почвы, характеризующиеся техногенным загрязнением. К таким почвам относятся 14 поверхностных проб с урбанизированного участка. В этих пробах отмечается повсеместное загрязнение Cu (до 185 мг/кг), Zn (до 376 мг/кг), Pb (до 2370 мг/кг); в некоторых пробах установлено загрязнение Ni (42.4 мг/кг), Co (34.8 мг/кг), Ba (1300 мг/кг), Sr (375 мг/кг), Cd (0.74 мг/кг). В пределах изученных профилей по туристическим маршрутам выделено два участка с выраженным загрязнением металлами. Это почва супераквальной позиции ПР4, которая была отобрана в непосредственной близости к грунтовой дороге. Отмечается высокое загрязнение Cu (199 мг/кг), небольшое превышение содержания по Co (35.8 мг/кг). Вторая площадка – это нижняя позиция ПР6, представляющая собой площадку для отдыха участников неорганизованного познавательного туризма. В органогенном горизонте почвы выяв-

лено очень высокое содержание Cu (389 мг/кг), Cd (1.24 мг/кг) и Pb (189 мг/кг).

Расчет Z_c для перечисленных проб показал, что почвы характеризуются низким уровнем загрязнения: большинство из них относится к категории слабая степень загрязнения ($Z_c = 8-16$); на нижних позициях ПР6 почвы имеют среднюю степень загрязнения ($Z_c = 26$); на одном из урбанизированных участков, где содержание Pb в поверхностном слое почвы составляет 2370 мг/кг, категория загрязнения оценивается как очень сильная ($Z_c = 156$).

Корреляционный и регрессионный анализы подтвердили правильность интерпретации техногенного фактора. Коэффициент корреляции между величиной Z_c и нагрузками на техногенный фактор составил 0.78 (критическое значение 0.46 при $p = 0.05$). Регрессионный анализ показал, что рассматриваемая зависимость аппроксимируется логарифмической функцией с коэффициентом детерминации $R^2 = 0.79$ (рис. 7).

Таким образом, можно говорить об антропогенном химическом загрязнении почв на ПК 101, 103, 109, 110, 113, 114, 122, расположенных на территории с. Крабовозаводское, а также на ПК 4-1 (залив Крабовый–гора Горобец) и ПК 6-1 (центральная часть о. Шикотан, вблизи гор Ноторо и Томари). Упомянутые площадки примыкают к хорошо наезженным дорогам, на ПР4 дорога ведет к старым оборонительным укреплениям. Площадка ПК 6-1 расположена около стоянки на

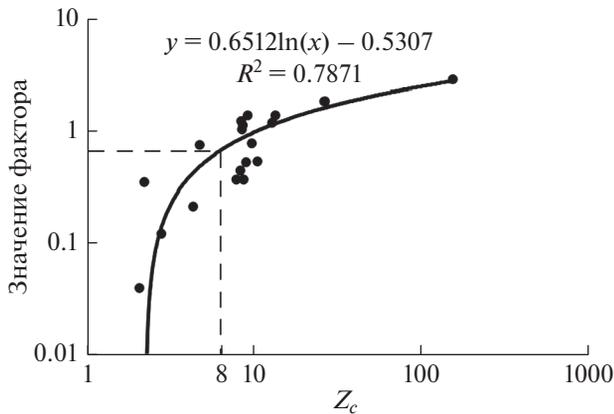


Рис. 7. Регрессионная зависимость суммарного показателя загрязнения почв (Z_c) и значений техногенного фактора.

пути в бухту Церковная. Дорога активно используется местными жителями и туристами, отмечено наличие кострищ и места для стоянки автомобилей. ПК 101 (ул. Торговая 2) расположен в непосредственной близости к административным зданиям, автобусной остановке, частному сектору и местам выпаса крупного рогатого скота. Установлено загрязнение почв Cu, Pb, Ba. Вблизи ПК 103 (с. Крабовоздовское, угол ул. Дачная и ручья) отсутствуют значимые объекты инфраструктуры за исключением моста через ручей. Застройка — частный сектор с деревянными домами и металлоконструкциями. Загрязнение Pb, Zn и Cu связано, вероятно, с движением и стоянкой автомобилей, которые подъезжают к пункту забора воды (скважине). Свинец указывает на долговременное загрязнение почвенного покрова, медь входит в состав антикоррозионных покрытий автомобилей, цинк используется при вулканизации автопокрышек. Загрязнение на ПК 109 (с. Крабовоздовское, к югу от ул. Торговая, между ул. Молодежная и ул. Строителей) объясняется расположением в нескольких метрах от вертолетной площадки. Вблизи ПК 110 (берег ручья между ул. Лесная и ул. Строителей), где обнаружено захламление бытовым мусором, почвы характеризуются повышенным содержанием Cu и Ba. На ПК 113 (склон в долине ручья между ул. Зеленая и ул. Строителей, на уровне северного окончания ул. Лесная) и 114 (склон долины ручья между ул. Лесная и ул. Строителей, к юго-востоку от ул. Зеленая) отсутствуют объекты инфраструктуры, возможно поступление поллютантов происходит с территории, расположенной гипсометрически выше, поскольку ближайшие постройки и автодорога находятся на расстоянии первых десятков метров. На ПК 122 (исток р. Анама) поступление Cu вызвано окислением металлоконструкций, складываемых вблизи.

По результатам сравнения валового содержания металлов в почвах с. Крабовоздовское и фоновых территорий основными индикаторами антропогенной нагрузки выступают Cu, Zn и Pb.

ВЫВОДЫ

1. Химический состав почв о. Шикотан отличается значительной контрастностью и зависит от состава почвообразующих пород, ландшафтно-геохимических и отчасти циркумокеанических условий. Почвам свойственен высокий естественный уровень содержания фемафильных элементов Sc, V, Fe, Cu, Zn, превышающий кларки. Концентрация K, Cr, Ni, Sr и Ba меньше кларка, содержание Ca, Mo, Cd и Pb сопоставимо с кларковыми значениями.

2. Ведущим фактором, определяющим миграцию и аккумуляцию химических элементов в почве, является величина pH, которая регулируется соотношением почвообразующих пород основного и среднего составов. На базальтоидах отмечается подщелачивание почвенных растворов, уменьшающее миграционную способность металлов и приводящее к росту устойчивости почв к химическому загрязнению. На андезитах (андезитобазальтах) выражено подкисление почв и снижение их буферных возможностей.

3. Ландшафтно-геохимическая дифференциация территории определяется разными типами почв и многообразием растительных сообществ. Максимальные концентрации Na, Mg, K, Ca, V, Co, Cu, Sr и Ba характерны для петроземов (как в органо-аккумулятивных, так и в срединных горизонтах). В лугово-дерновых почвах под сазовыми сообществами отмечается накопление Pb. В буроземах и подбурях концентрация металлов в основном соответствует средним фоновым значениям. Изменение содержания металлов в гумусовых горизонтах обусловлено сменой растительных сообществ (ольховых, березовых, пихтово-еловых лесов и разнотравно-сазовых лугов). В подбурях и буроземах под ольховыми сообществами выше концентрация Co, Mg, K, V, Fe, Ni, Cu, Ba, Zn. Для почв под пихтово-еловыми сообществами характерно высокое содержание Cr. В почвах на лугах концентрируются Na, Ca, Sr и Pb.

4. В условиях гумидного климата и расчлененного рельефа механизмом латеральной миграции выступает не только солевой, но и механический сток металлов, приводящий к дифференциации в катене литофильных и сидерофильных элементов. Cr, Co, Ni закрепляются в гумусовых горизонтах подчиненных ландшафтов, а Cd и Pb тяготеют к поверхностным горизонтам автономных фаций. В почвах морских террас, где существенно влияние океанических воздушных масс, отмечается повышение кислотно-щелочного показателя

и увеличение концентрации металлов, катионы которых входят в состав морской воды – Na, Mg, K и Ca.

5. Антропогенное загрязнение почв, выявленное на основе статистического анализа, носит локальный характер. Из изученных металлов потенциальными поллютантами на о. Шикотан в настоящее время являются Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Ba и Pb. Большинство образцов почвы с урбанизированного участка и две пробы с туристических маршрутов характеризуются высоким содержанием металлов. Основным источником загрязнения служит автомобильный транспорт.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Всероссийской общественной организации “Русское географическое общество” № 14-2021-Р.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бакланов П.Я., Бочарников В.Н., Ганзей К.С. и др.* Атлас Курильских островов. М.–Владивосток: ИПК “ДИК”, 2009. 515 с.
2. *Водяницкий Ю.Н.* Тяжелые металлы и металлоиды в почвах. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 86 с.
3. *Воробьев Д.П.* Растительность Курильских островов. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1963. 92 с.
4. *Гаврилов В.К., Соловьева Н.А.* Вулканогенно-осадочные формации геоантиклинальных поднятий Малых и Больших Курил. Новосибирск: Наука, 1973. 151 с.
5. *Гладкова Г.А., Бутовец Г.Н.* Лесные вулканические почвы острова Кунашир // Почвоведение. 1988. № 2. С. 54–67.
6. *Глазговская М.А.* Геохимия природных и техногенных ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2007. 350 с.
7. *Голов В.И.* Круговорот серы и микроэлементов в основных агроэкосистемах Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 2004. 315 с.
8. *Грищенко М.Ю., Гаврилова В.И., Карпачевский А.М., Петровская А.Ю., Леонова Г.М.* Изучение и картографирование почв и ландшафтов полуострова Весловский (остров Кунашир, Курильские острова) // Изв. вузов. Геодезия и аэрофотосъемка. 2018. Т. 62. № 1. С. 63–69. <https://doi.org/10.30533/0536-101X-2018-62-1-63-69>
9. *Грищенко М.Ю., Хлюстова В.В., Изюмникова Е.А., Калимова И.В.* Изучение и картографирование почв южной части охотоморского сектора острова Кунашир, Курильские острова // Геодезия и картография. 2021. № 3. С. 19–27. <https://doi.org/10.22389/0016-7126-2021-969-3-19-27>
10. *Дьмов А.А., Лаптева Е.М., Калашиников А.В., Денева С.В.* Фоновое содержание тяжелых металлов, мышьяка и углеводородов в почвах Большеземельской тундры // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 4. С. 43–48.
11. *Дьяченко В.В., Матасова И.Ю.* Региональные кларки химических элементов в почвах европейской части юга России // Почвоведение. 2016. № 10. С. 1159–1166.
12. *Еременко Н.А.* Сезонное развитие растений и растительных сообществ Южных Курильских островов. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Владивосток, 2004. 21 с.
13. *Ивлев А.М., Таргульян В.О., Куликов А.В.* Почвы острова Кунашир // Почвенный покров Дальнего Востока. Владивосток: Изд-во ДВО АН СССР, 1982. С. 30–49.
14. *Касимов Н.С., Власов Д.В.* Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2015. № 2. С. 7–17.
15. *Колосков А.В., Федоров П.И., Окина О.И.* Новые данные о составе интрузивных пород о. Шикотан (малая Курильская гряда) // Вестник КРАУНЦ. Наука о Земле. 2019. Вып. 43. № 3. С. 52–65.
16. *Костенков Н.М., Ознобихин В.И.* Почвенно-географическое районирование Курильских островов // Вестник СВНЦ ДВО РАН. № 1. 2011. С. 77–83.
17. *Линник Е.В.* Заповедник “Курильский” // Биота и среда заповедных территорий. 2019. № 1. С. 110–124. <https://doi.org/25808/26186764.2019.18.97.008>
18. *Московченко Д.В.* Нефтегазодобыча и окружающая среда, эколого-геохимический анализ Тюменской области. Новосибирск: Наука, 1998. 112 с.
19. *Опекунов А.Ю., Опекунова М.Г., Сомов В.В., Митрофанова Е.С., Кукушкин С.Ю.* Влияние разработки Сибайского месторождения (Южный Урал) на трансформацию потока металлов в подчиненных ландшафтах // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2018. № 1. С. 14–24.
20. *Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Кукушкин С.Ю., Ганул А.Г.* Фоновое содержание химических элементов в почвах и донных осадках севера Западной Сибири // Почвоведение. 2019. № 4. С. 422–439.
21. *Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Сомов В.В., Папаян Э.Э.* Использование биоиндикационных свойств растительности при оценке трансформации ландшафтов в районе разработки Сибайского медно-колчеданного месторождения (Южный Урал) // Сибирский экологический журнал. № 3. 2017. С. 350–366.
22. *Пискунов Б.Н.* Природа базальтоидов Большой и Малой Курильских гряд // Литосфера. 2004. № 3. С. 97–109.
23. *Полохин О.В.* Содержание микроэлементов в вулканических почвах острова Симушир (Курильские острова) // Сб. мат-лов V Межд. научной конф., посвященной 85-летию кафедры почвоведения и экологии почв ТГУ. Томск: Изд-во ТГУ, 2015. С. 84–87.
24. *Полохин О.В., Сибирина Л.А.* Почвенный и растительный покров острова Итуруп (Курильские острова) // Современные проблемы науки и образования. 2014. № 5. С. 618.
25. *Разжицаева Н.Г., Ганзей Л.А., Белянина Н.И., Гребенникова Т.А.* Стратиграфия торфяника долины

- р. Горобец и развитие природной среды о. Шикотан (Малая Курильская гряда) в голоцене // Тихоокеанская геология. 2008. Т. 27. № 4. С. 82–98.
26. Сабиров Р.Н., Сабирова Н.Д., Ктиторов П.С., Савченко Г.Г., Сундуков Ю.Н. Памятник природы “Филлодендровая роща на острове Шикотан” // Вестник Сахалинского музея. № 1 (22). 2015. С. 284–302.
 27. Санитарные правила и нормы СанПиН 1.2.3685-21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания”. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2021. 990 с.
 28. Терехов Е.П., Цой И.Б., Можеровский А.В., Вагина Н.К. Плиоценовые отложения острова Шикотан (малая Курильская гряда) // Стратиграфия. Геологическая корреляция. 2011. том 19. № 3, С. 96–110.
 29. Требования к геохимической основе государственной геологической карты Российской Федерации масштаба 1 : 1000000 (новая редакция). М., 2005. 28 с.
 30. Фураев Е.А. Геохимические особенности ландшафтов острова Кунашир (Курильские острова). Дис. ... канд. геогр. наук. М., 2009. 153 с.
 31. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
 32. Alfaro M.R., Montero A., Ugarte O.M., Nascimento C.W., Aguiar Accioly A.M., Biondi C.M., Silva Y.J. Background concentrations and reference values for heavy metals in soils of Cuba // Environ. Monit. Assess. 2015. V. 187. P. 4198–4208. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4198-3>
 33. Almeida Júnior A.B., Nascimento C.W.A., Biondi C.M., Souza A.P., Barros F.M.R. Background and Reference Values of Metals in Soils from Paraíba State, Brazil // Revista Brasileira de Ciencia do Solo. 2016. V. 40. P. e0150122. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150122>
 34. Bini C., Sartori G., Wahsha M., Fontana S. Background levels of trace elements and soil geochemistry at regional level in NE Italy // J. Geochemical Exploration. 2011. V. 109. P. 125–133.
 35. Carion C. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. Eur. Commission. Ispra. Joint Research Centre. 2007. 306 p.
 36. Galuszka A. A review of geochemical background concepts and an examples using data from Poland // Environ. Geol. 2007. 52. P. 861–870.
 37. Heemsbergen D., Warne M., McLaughlin M., Kookana R. The Australian Methodology to Derive Ecological Investigation Levels in Contaminated Soils. CSIRO Land and Water Science Report 43/09. 2009. 75 p.
 38. IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. E-ISBN 978-92-5-108370-3.
 39. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. Boca Raton: Taylor & Francis Group. 2011. 548 p.
 40. Rudnick R.L., Gao S. The Composition of the Continental Crust // Treatise Geochem. 2003. V. 3. P. 1–64.
 41. Wedepohl K.H. The composition of the continental crust // Geochim. Cosmochim. Acta. 1995. V. 59. № 7. P. 1217–1232.
 42. Zhao F.J., Mcgrath S.P., Merrington G. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment // Environ. Poll. 2007. V. 148. P. 221–229.

Natural and Anthropogenic Factors of Soils Chemical Composition on Shikotan Island (Kuril Islands)

M. Opekunova^{1,*}, A. Opekunov¹, V. Somov¹, S. Kukushkin¹,
I. Arestova¹, S. Lisenkov¹, and A. Nikulina¹

¹Saint-Petersburg State University, Saint-Petersburg, 199178 Russia

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

The chemical composition of the soils (Haplic Andosols) of Shikotan Island (Lesser Kuril Chain) formed on volcanic rocks of different composition and age has been studied. The background content of metals (Ba, Mn, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd, Cr, Fe, V, Sc, K, Sr, Na, Ca, Mo) in soils was estimated using inductively coupled plasma mass spectrometry with complete acid digestion of samples. Total content of chemical elements undergoes abrupt changes and depends on bedrock composition, zonal and azonal geochemical landscapes differentiation, influence of oceanic air masses and the plant communities' composition. High natural concentrations (exceeding clarks) of femaphilic elements (Sc, V, Fe, Cu, Zn) are typical for soils. The concentrations of Ca, Mo, Cd and Pb are comparable to clarks and those of K, Cr, Ni, Sr and Ba are lower. The main factor of migration and accumulation of chemical elements in soil is acidity regulated by the ratio of intermediate and mafic rocks. Humid climate and contrasting relief of the island cause intensive migration of chemical elements not only in dissolved but also in particulated forms. It leads to different distribution of lithophilic and siderophilic elements in catenas. Cr, Co, Ni are fixed in topsoil of subordinate facies while Cd and Pb are abundant in topsoil of autonomous facies. Statistical data processing included correlation, cluster and principal component analyzes (Statistica 12.0). The results indicate local chemical contamination of soil within Krabozavodskoye village and in some areas affected by educational tourism. The main source of contamination are vehicles.

Keywords: regional geochemical background, lateral migration, anthropogenic pollution

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 630*114.351:539.163(546.36+546.42)

ЗАПАСЫ ЛЕСНЫХ ПОДСТИЛОК И СОДЕРЖАНИЕ ^{137}Cs и ^{90}Sr
В ЧЕРНООЛЬХОВЫХ ЛЕСАХ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ
ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ

© 2022 г. Д. К. Гарбарук^{а, *}, А. В. Углынец^а, С. В. Шумак^а

^аПолесский государственный радиационно-экологический заповедник,
ул. Терешковой, 7, Хойники, 247618 Республика Беларусь

*e-mail: dima.garbaruk.77@mail.ru

Поступила в редакцию 03.03.2022 г.

После доработки 05.07.2022 г.

Принята к публикации 06.07.2022 г.

В белорусском секторе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС черноольховые леса произрастают на торфянистых оглеенных почвах низинного типа. В черноольшаниках снытевых, крапивных, папоротниковых и осоковых морфолого-генетические показатели лесных подстилок по типам леса варьируют в пределах 26–86%. Мощность лесных подстилок изменяется в среднем от 3.3 до 3.9 см и в целом по формации составляет 3.7 ± 0.1 см, запасы – 2.4–2.8 (2.7 ± 0.1 кг/м²), плотность сложения – 0.06–0.08 (0.07 ± 0.001 г/см³). Вероятно, незначимые различия средних показателей этих характеристик между типами леса – следствие засушливых явлений в период 1989–2020 гг., которые обеспечили выравнивание условий увлажнения почв и интенсивности разложения подстилок. Мозаичность выпадения радионуклидов обусловила широкое варьирование поверхностного загрязнения почв ^{137}Cs (174–5617 кБк/м²) и ^{90}Sr (17–348 кБк/м²). В черноольшаниках снытевом, папоротниковом и осоковом средние значения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs близки (1004–1314 кБк/м²), ^{90}Sr – на порядок ниже (106–142 кБк/м²). В лесной подстилке этих типов леса средние величины удельной активности ^{137}Cs не имеют существенных различий между собой (24.1–29.9 кБк/кг), а удельная активность ^{90}Sr по мере увеличения почвенного увлажнения снижается от 4.8 до 2.7 кБк/кг. Запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных подстилках широко изменяются по типам леса (18.4–85.6 и 3.4–13.5 кБк/м²) и коррелируют с запасами лесной подстилки и поверхностным загрязнением почв. В подстилке всех черноольшаников зоны отчуждения содержится 10.6×10^{12} Бк ^{137}Cs и 1.4×10^{12} Бк ^{90}Sr .

Ключевые слова: плотность сложения, радионуклиды, мозаичность выпадения, удельная активность

DOI: 10.31857/S0032180X22100318

ВВЕДЕНИЕ

В белорусском секторе зоны отчуждения (ЗО) Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), в границах которой функционирует Полесский радиационно-экологический заповедник, сосредоточено 30% выпавшего в Беларуси ^{137}Cs и 73% ^{90}Sr , которые неравномерно и мозаично распределены по территории, а в его заповедной зоне плотности по верхнего загрязнения почвы ^{137}Cs достигает 16465 кБк/м², ^{90}Sr – 2701 кБк/м² [1]. Суммарные запасы их активности в биомассе черноольховых лесов заповедной зоны составляют около 102.0×10^{12} Бк ^{137}Cs и 10.4×10^{12} Бк ^{90}Sr [10].

Черноольховые леса по состоянию на 2020 г. занимают 14783 га, или 10.6% лесопокрытой площади заповедника. В типологической структуре формации преобладают черноольшаники снытевый (15.2%), локализованный в типе лесорастительных условий Д₃ [38], крапивный (11.2%) –

в Д₄, таволговый (16.8%) и папоротниковый (34.2%) – в С₄, и осоковый (16.9%) – в С₅. На насаждения ольхи черной старше 60 лет приходится 33.1% площади. Из них более 80% находятся в заповедной зоне, в которой на протяжении 35 лет отсутствовало антропогенное влияние на развитие лесных фитоценозов по причине высокого радиоактивного загрязнения территории.

К настоящему времени в загрязненных радионуклидами лесных биогеоценозах Беларуси сформировался замкнутый биологический круговорот радиоактивных веществ. На гидроморфных почвах в него вовлечено 6–12% ^{137}Cs [1]. Часть радионуклидов аккумулирована в лесных подстилках.

Лесная подстилка (ЛП) – биогеогоризонт, в определенной степени особый компонент лесного биогеоценоза, задерживающий в себе минеральные элементы [17], включая радионуклиды. В радиоактивно загрязненных лесах она является

Таблица 1. Средние таксационные показатели черноольшаников

Тип леса/тип лесорастительных условий	Количество ВПП, шт.	Возраст, лет	Средние		Бонитет	Густота, шт./га	Сумма площади сечения, м ² /га	Полнота	Запас, м ³ /га	Среднее изменение запаса, м ³ /га
			высота, м	диаметр, см						
Черноольшаник снытевый/Д ₃	7	62	24.2	26.9	I	710	35.4	1.0	405	6.5
Черноольшаник крапивный/Д ₄	3	51	27.5	30.3	Ia	740	47.6	1.2	595	11.7
Черноольшаник папоротниковый/С ₄	9	65	26.2	29.6	I	580	37.4	1.0	475	7.3
Черноольшаник осоковый/С ₅	7	69	22.8	29.0	II	540	32.1	0.9	340	4.9

Примечание. ВПП – временные пробные площади.

биогеохимическим барьером для их вертикального перемещения [37], временно удерживая их в своей толще и пролонгируя переход в минеральную часть почвы [16]. К осени 1986 г. в ЛП содержалось 80.5–87.3% выпавших на леса радиоактивных веществ. В 1992 г. в 30-километровой зоне ЧАЭС Украины ею удерживалось 58.3–90.5% ¹³⁷Cs от суммарной плотности загрязнения, в 1995 г. – до 70% радиоактивных выпадений [37]. В ЛП березняка черничного в белорусском секторе ЗО ЧАЭС содержалось 7.0% ¹³⁷Cs и 8.3% ⁹⁰Sr от совокупного в фитоценозе [25].

Наименьшей способностью удерживать радионуклиды обладают ЛП черноольховых лесов на гидроморфных почвах [1, 15, 29, 37]. В Беларуси в конце 1980-х гг. запас радионуклидов в них составлял около 30% от общего количества в почве, в начале 1990-х гг. – менее 10% [29], а через 30–35 лет после аварии на ЧАЭС содержание ¹³⁷Cs в ЛП черноольшаников снизилось до 5.9% [1].

Способность ЛП удерживать радионуклиды определяется ее мощностью, запасом, составом и возрастом древостоя, а также видовым составом и обилием нижних ярусов растительности, условиями увлажнения, микробиологической активностью и другими факторами [16, 20, 29, 37]. Сведения о толщине ЛП в черноольшаниках Беларуси встречаются во многих публикациях [9, 32, 39], но работ, посвященных непосредственно изучению их характеристик для условий Полесья, не выявлено. Поэтому, наряду с оценкой современных запасов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в ЛП черноольшаников ЗО ЧАЭС, актуальным вопросом является определение характеристик самих подстилок.

Цель исследования – установить современные характеристики ЛП в черноольшаниках белорусского сектора ЗО ЧАЭС, оценить в них запасы ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, выявить существующие между ними связи и влияющие факторы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования ЛП и содержания в ней ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr проводили в белорусском секторе ЗО ЧАЭС с 15 сентября по 5 октября 2020 г. на временных пробных площадях, заложенных в черноольшаниках снытевых (7), крапивных (3), папоротниковых (9) и осоковых (7), произрастающих в заповедной зоне Полесского заповедника, ограниченной изолинией плотности поверхностного загрязнения почвы ¹³⁷Cs более 40 Ки/км² (1480 кБк/м²). Закладку пробных площадей выполняли в соответствии с источником [27] и методами, описанными в работе [19]. При определении таксационных показателей древостоев использовали справочник [21].

Древостои ольхи черной 51–80-летнего возраста, высокополнотные (0.78–1.28), чистые или с 10–20% примесью березы и дуба и с единичным участием в составе осины, граба, ясеня, клена, липы, вяза и других пород, по запасам стволовой древесины (290–660 м³/га) близки к нормальным насаждениям ольхи черной в Беларуси. Средняя по типам леса таксационная характеристика приведена в табл. 1, детальная – в работе [35].

Материалы анализировали по типам леса, характеризующимся различными условиями местопроизрастания. Согласно лесотипологическим таблицам [38], каждому типу леса соответствует конкретный тип лесорастительных условий, или эдафотоп, обозначаемый индексами трофности и влажности. В исследованных черноольшаниках трофотоп С указывает на относительно плодородные почвы, Д – на наиболее плодородные; индекс влажности 3 соответствует влажным почвам, 4 – сырým, 5 – мокроým.

Основными фоновыми и индикаторными видами живого напочвенного покрова в порядке уменьшения ими проективного покрытия почвы являются: в черноольшанике снытевом – *Galeobdolon luteum* Huds., *Stellaria holostea* L., *Aegopodium*

podagraria L., *Asarum europaeum* L., *Geum rivale* L., *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H. P. Fuchs, *Carex acuta* L., *C. pallescens* L., *Paris quadrifolia* L.; в крапивном — *Urtica dioica* L., *Impatiens glandulifera* Royle, *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H. P. Fuchs, *D. filix-mas* (L.) Schott, *Athyrium filix-femina* (L.) Roth, *Galium palustre* L., *Carex elongata* L., *Aegopodium podagraria* L.; в папоротниковом — *Athyrium filix-femina* (L.) Roth, *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H. P. Fuchs, *Carex elongata* L., *C. canescens* L., *Urtica dioica* L., *Impatiens noli-tangere* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Galium palustre* L., *Lycopus europaeus* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.; в осоковом — *Carex elongata* L., *C. pseudocyperus* L., *C. vesicaria* L., *C. canescens* L., *C. acutiformis* Ehrh., *C. acutiformis* Ehrh., *Urtica dioica* L., *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H. P. Fuchs, *Athyrium filix-femina* (L.) Roth, *Lycopus europaeus* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.

Почвы под насаждениями ольхи черной торфяно-болотные низинные, со среднемощным (до 50 см) слоем сильноразложившегося кислого органического материала, сменяемым глеевым горизонтом, начиная с глубины 30 см, в условиях преимущественно грунтового увлажнения (Dystric Rheic Sapric Histosols) [23, 30].

Согласно классификации [4], исследуемые ЛП черноольшаников ЗО ЧАЭС относятся к торфянистому типу.

Определение мощности и запаса ЛП на пробных площадях выполняли методом отбора образцов на учетных площадках при помощи шаблона размером 0.5 × 0.5 м. Количество площадок определяли исходя из того, что запас и мощность ЛП в пределах насаждения зависят от степени однородности участка, его микрорельефа, особенностей лесных насаждений и подвержены сильным колебаниям [2, 11, 17, 31, 34], а для определения запаса ЛП в определенном типе леса широколиственно-еловых лесов с 20%-ной точностью необходим отбор 43 проб при вероятности 0.95 и 31 пробы — при вероятности 0.90 [17]. Отбор образцов ЛП в черноольшаниках проводили на каждой пробной площадке в 15-кратной повторности при равномерном размещении учетных площадок. В снытевом и осоковом типах леса заложено по 105 учетных площадок, в папоротниковом — 135, в крапивном — 45.

Поскольку точность определения толщины ЛП в сосняках при 40–50 замерах составляет 7–12% [3], то в ольшаниках ЗО ЧАЭС ее измеряли на каждой из четырех сторон учетных площадок и определяли среднее значение. В итоге на каждой временной пробной площадке произведено по 60, а по типам леса — по 180–540 замеров, чем обеспечивалась высокая точность средней толщины ЛП.

На каждой площадке определяли массу образцов ЛП при естественной влажности, которые

в пределах пробной площади объединяли, перемешивали и отбирали среднюю пробу.

Влажность измельченных средних проб ЛП определяли методом высушивания до постоянной массы при 100–105°C в соответствии с ГОСТ 28268-89 “Почвы. Методы определения влажности, максимальной гигроскопической влажности и влажности устойчивого завядания растений”. Затем рассчитывали их абсолютно сухой вес, запас абсолютно сухой массы и плотность сложения ЛП на учетных площадках и в среднем на пробной площадке [22]. Далее рассчитывали средние показатели мощности, запаса и плотности сложения ЛП и отдельные статистические показатели для каждого типа леса и формации в целом.

Средние пробы ЛП на пробной площадке делили на три равные части, в каждой определяли удельную активность (A_y) ^{137}Cs и ^{90}Sr на сцинтилляционном гамма-бета-спектрометре МКС-АТ1315 (Беларусь). Величины A_y ^{137}Cs и ^{90}Sr на временных пробных площадях в образцах рассчитывали как среднее из трех измерений.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Мощность лесной подстилки. В лесах Беларуси толщина ЛП колеблется в пределах от 1 до 5 см, иногда достигая 10 см и более, в том числе в черноольшаниках — до 4–5 см [32]. В 1960-х гг. в черноольшанике снытевом она составляла 3.0 см, в крапивном — 2.2 см, в папоротниковом — 3.3 см, в осоковом — 3.2 см [39]. В диапазоне 2–3 см находилась ее мощность на мелиорированных почвах в аналогичных типах леса на сопредельной с ЗО ЧАЭС территории [9]. В Припятском заповеднике, расположенном в 130 км северо-западнее ЗО ЧАЭС, в черноольшанике крапивном она составляла 4 см, в осоковом — 3 см, в березняке долгомошном — 3 см [5]. Близкими величинами характеризовалась толщина ЛП в березняках снытевом (3 см) и папоротниковом (2–4 см) Беларуси [40]. В загрязненных радионуклидами лесах Брянской и Калужской областей России, расположенных восточнее ЧАЭС и на 0.5°–3° севернее ее широты, средняя мощность ЛП изменяется в диапазоне 4–5 см, в том числе в черноольшаниках — 2–4 см [37].

Установлено (табл. 2), что в ЗО ЧАЭС средняя толщина ЛП в насаждениях четырех типов леса ольхи черной составляет 3.7 ± 0.08 см при среднем коэффициенте вариации (36.6%) и очень высокой (3.6%) точности.

Средняя мощность ЛП по типам леса изменяется в узком диапазоне (3.3–3.9 см) при значительной разбежке коэффициентов вариации (25.9–59.0%) и высокой точности (2.9–5.8%). Максимальная ее изменчивость и наименьшая точность отмечаются в черноольшанике осоко-

Таблица 2. Характеристика лесной подстилки по типам леса

Статистики	Черноольшаник				Все насаждения
	сныгевый	крапивный	папоротниковый	осоковый	
<i>n</i>	105	45	135	105	390
Мощность, см					
Min–max	1.5–6.5	1.5–5.5	1.0–7.0	1.0–15.0	1.0–15.0
$M \pm m$	3.3 ± 0.12	3.8 ± 0.14	3.9 ± 0.11	3.8 ± 0.22	3.7 ± 0.08
C_v/P	37.1/3.6	25.9/3.9	34.0/2.9	59.0/5.8	36.6/3.6
Запас, кг/м ²					
Min–max	0.7–8.4	0.9–4.5	0.7–5.7	0.4–18.0	0.4–18.0
$M \pm m$	2.7 ± 0.14	2.4 ± 0.19	2.8 ± 0.10	2.5 ± 0.22	2.7 ± 0.08
C_v/P	53.2/5.2	33.5/5.0	41.8/3.6	86.5/8.4	58.4/3.0
Плотность подстилки, г/см ³					
Min–max	0.03–0.21	0.03–0.14	0.03–0.13	0.03–0.12	0.03–0.21
$M \pm m$	0.08 ± 0.003	0.06 ± 0.007	0.07 ± 0.002	0.07 ± 0.002	0.07 ± 0.001
C_v/P	36.6/3.6	31.8/4.7	28.1/2.4	32.9/3.2	33.9/1.7

Примечание. *n* – количество временных пробных площадей; *M* – среднее арифметическое; *m* – ошибка среднего арифметического значения; C_v – коэффициент вариации, %; *P* – коэффициент точности, %.

вом. В лесах Брянской области толщина ЛП варьирует в более узких пределах (24.9–35.7%) [37].

Несмотря на то, что исследования ЛП в ЗО ЧАЭС выполнены до начала массового листопада, когда толщина этого компонента фитоценозов под лиственными древостоями минимальна [17, 28], установленная ее мощность по типам леса на 10.0–72.7% превышала данные 1960-х гг. [39].

Запас лесной подстилки в насаждениях зависит от ее мощности, плотности, скорости разложения органического вещества, определяемой увлажнением почв, составом опада, то есть видами и обилием растений в фитоценозе [13, 17]. Количество опада определяется типом биогеоценоза и климатическими условиями года, а основным компонентом в его составе является масса опавших листьев, доля которых в черноольховых лесах достигает 40% [37].

Вес сухой массы ЛП под пологом лесов величина относительно постоянная и по обобщенным данным находится в пределах 2–4 кг/м² (здесь и далее по тексту запасы ЛП из цитируемых источников приведены в кг/м²), достигая иногда 5–10 кг/м² [18]. В листопадном лесу теплого умеренного климата, согласно работе [36], ее масса составляет около 1–2 кг/м².

Запасы ЛП меняются с географической широтой. В Евразии средние их величины уменьшаются от заболоченных лесов таежной зоны (до 10.0 кг/м²) до лесостепных районов (<2.0 кг/м²) [26]. В природной зоне широколиственных лесов (в ней расположена ЗО ЧАЭС), расчетная масса ЛП в лесах

равна 1.5 кг/м² [33]. В западных районах бывшего СССР количество ЛП под березняками составляло 1.0–1.4 кг/м² [8], севернее ЗО ЧАЭС, в лесах Южной Прибалтики в типе лесорастительных условий C_3 – 2.63 кг/м², в D_3 – 9.5 кг/м² [7], южнее, в хвойных и листопадных насаждениях Украинского Полесья в типе C_3 – 0.734 кг/м², D_3 – 0.809 кг/м², D_4 – 0.434 кг/м² [20], в лесах Брянской и Калужской областей – 2–10 кг/м², в том числе в черноольшаниках – 2–4 кг/м² [37].

Согласно работе [2], одним из основных факторов, влияющих на процесс формирования ЛП, является рельеф, определяющий почвенное увлажнение. По мере понижения рельефа ее запасы уменьшаются от сухих условий до влажных и возрастают при дальнейшем увеличении влагообеспеченности. В экологическом (типологическом) ряду болотных березняков Западной Сибири масса ЛП изменяется в пределах 2.1–4.5 кг/м² [12]. В черноольшаниках Беларуси местоположение и рельеф насаждений определяет тип леса, тип лесорастительных условий, прежде всего, его гигротоп, то есть степень увлажнения почвы [38, 39].

В ЗО ЧАЭС запасы ЛП в 26 насаждениях четырех типов леса черноольховой формации изменялись в диапазоне 1.1–6.0 кг/м², составляя в среднем 2.7 ± 0.08 кг/м² при 58.4% вариабельности и высокой (3.0%) точности. Средние ее величины по типам леса располагались в крайне узком (2.4–2.8 кг/м²) диапазоне.

Таблица 3. Характеристики тепло- и влагообеспеченности территории зоны отчуждения Чернобыльской атомной электростанции

Год, период	Метеорологические показатели	За месяцы						За год, период
		V	VI	VII	VIII	IX	V–IX	
2016–2020	Средняя температура воздуха, °С	14.7	20.1	19.7	19.6	14.8	17.8	9.0
	Количество осадков, мм	77.0	65.6	82.0	36.2	30.0	290.8	586.1
	Коэффициент увлажнения по Иванову	1.08	0.55	0.88	0.36	0.44	0.66	0.86
	Гидротермический коэффициент Селянинова	1.74	1.09	1.34	0.60	0.68	1.08	1.78
2020	Средняя температура воздуха, °С	11.6	21.2	19.7	19.4	15.9	17.6	10.0
	Количество осадков, мм	144.4	131.0	50.1	50.4	9.8	385.7	622.1
	Коэффициент увлажнения по Иванову	2.44	1.18	0.49	0.52	0.13	0.95	0.91
	Гидротермический коэффициент Селянинова	4.02	2.06	0.82	0.84	0.21	1.60	1.69

Наиболее низкие коэффициенты вариации средних значений запасов ЛП отмечены в черноольшанике крапивном (33.5%), средние – в папоротниковом (41.8%) и снытевом (53.2%). Сильная изменчивость (86.5%) наблюдалась в осоковом типе леса. Это значительно больше варибельности ее запасов в лесах Брянской области (21.6–28.6%) [37] и в болотных березняках Западной Сибири (16–26%) [12]. При этом всем типам леса свойственна высокая точность средних величин запасов ЛП.

Учитывая, что масса опада в лесах зависит от типа биогеоценоза (у нас они однотипные) и климатические условия года [37], считаем, что отсутствие достоверной разницы в мощности и запасах ЛП между типами леса ольхи черной, превышение современной ее мощности по сравнению с 1960 г., а также высокая изменчивость запаса и толщины ЛП в черноольшанике осоковом обусловлена погодно-климатическими факторами. Так, если за 1997–2012 гг. по данным исследовательской станции “Масаны”, расположенной на территории ЗО ЧАЭС, среднегодовая температура воздуха составляла +7.8°С, сумма осадков – 609 мм, коэффициент увлажнения по Иванову – 0.8–1.3 [24], то за 2016–2020 гг. средняя температура воздуха повысилась до 9.0°С, количество осадков снизилось до 586 мм, степень увлажнения территории по Иванову – до 0.86, в том числе за май–сентябрь – до 0.66 (табл. 3).

Для периода современного потепления климата (1989–2019 гг.) в районе ЗО ЧАЭС значительно выросли повторяемость и глубина засушливых явлений [6]. Все это привело к нерегулярным и непродолжительным весенним затоплениям поверхности почвы или их отсутствию в черноольшаниках, к существенному и длительному понижению уровней грунтовых вод, к уменьшению влажности верхних горизонтов почв и ЛП в них.

Вегетационный период 2020 г. был весьма засушливым. Во время отбора проб минимальные

значения имели коэффициент увлажнения по Иванову территории ЗО ЧАЭС (0.13) и гидротермический коэффициент Селянинова (0.21), а верхние горизонты почв с ЛП в черноольшаниках вследствие многолетней (2015–2020 гг.) засухи характеризовались большей частью как свежие. В то же время в насаждениях черноольшаника осокового индекс влажности изменялся от свежих до влажных и сырых, что обеспечило более высокую изменчивость запасов и толщины ЛП в этом типе леса. Засушливые погодные явления, обеспечившие низкую влажность почв в черноольховых лесах, создали неблагоприятные гидротермические условия для развития микробиологической деятельности и разложения ЛП [37], что стало причиной уменьшения скорости ее разложения. Выравнивание условий увлажнения и интенсивности разложения ЛП в черноольшаниках, кроме некоторых насаждений осокового, привело к нивелированию их мощности и запаса в разных типах леса. Значительные различия влажности верхних слоев почв в насаждениях черноольшаника осокового обеспечили высокую изменчивость обоих характеристик ЛП.

Плотность лесной подстилки по отдельным учетным площадкам ольхи черной варьирует в пределах 0.03–0.21 г/см³, наиболее сильно – в черноольшаниках снытевом и осоковом. Средняя ее величина по формации составляет 0.07 ± 0.001 г/см³ при очень высокой (1.7%) точности и среднем (33.9%) коэффициенте вариации. Плотность ЛП по типам леса меняется незначительно и характеризуется средними коэффициентами вариации и высокой точностью.

Рассмотрим взаимосвязи характеристик ЛП в черноольховых лесах ЗО ЧАЭС. Так как для большинства сравниваемых в настоящей работе параметров и показателей загрязнения ЛП и почв радионуклидами свойственны ненормальные распределения выборок (табл. 4), то при оценке

Таблица 4. Проверка переменных на нормальность распределения

Параметр	Лесная подстилка			Удельная активность, кБк/кг				Плотность загрязнения почвы, кБк/м ²		Запас в лесной подстилке, кБк/м ²	
	толщина, см	запас, кг/м ²	плотность сложения, г/см ³	почвы		лесной подстилки		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
				¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr				
χ^2	0.13	8.35	6.49	40.96	2.88	58.35	18.13	26.56	2.47	30.73	23.81
p	0.72	<0.05	<0.05	<0.05	0.09	<0.05	<0.05	<0.05	0.12	<0.05	<0.05

Таблица 5. Коэффициенты корреляции Спирмена характеристик лесной подстилки и содержания в ней ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr ($n = 26$)

Показатель лесной подстилки	Запас, кг/м ²	Толщина, см
Запас, кг/м ²	–	0.636
Плотность сложения, г/см ³	0.340	–0.352
Удельная активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	0.127	0.155
Удельная активность ⁹⁰ Sr, Бк/кг	0.395	0.212
Запас ¹³⁷ Cs, Бк/м ²	0.576	0.422
Запас ⁹⁰ Sr, Бк/м ²	0.652	0.375

Примечание. Критические значения коэффициента корреляции Спирмена: $p_{0,05} = 0.388$, $p_{0,01} = 0.496$, $p_{0,001} = 0.607$.

связей между ними рассчитывали коэффициенты корреляции Спирмена (R).

Отмечаемая авторами работ [13, 17] универсальная зависимость запаса ЛП от ее мощности и плотности подтверждена нашими исследованиями для насаждений черноольховой формации ЗО ЧАЭС. В них установлена средняя высоко значимая (здесь и далее по Чеддоку) корреляционная связь запаса ЛП и ее толщины (табл. 5). С учетом всех площадок ($n = 390$) зависимость между этими показателями характеризуется как сильная ($R = 0.758$), а также прослеживается средняя корреляция между запасом ЛП и плотностью ее сложения ($R = 0.524$).

Сообщение о влиянии таксационных показателей древостоев на запасы ЛП в одинаковых условиях увлажнения [2] в черноольшаниках ЗО ЧАЭС не подтвердилось: корреляционные связи между ними не выявлены.

В подвергшихся радиоактивному загрязнению лесах ЛП выполняют роль депо радионуклидов в процессе их перераспределения между элементами биогеоценозов, задерживая их поступление в подстилочные слои почвы [16, 37].

Радиоактивное загрязнение ЛП в черноольшаниках ЗО ЧАЭС. Мощность дозы γ -излучения в насаждениях ольхи черной варьирует в пределах 0.2–6.9 мкЗв/ч и составляет в среднем 1.1 ± 0.28 мкЗв/ч. Высокая мозаичность радиоактивных выпадений

“чернобыльского следа” [14, 29, 37] обеспечила широкий разброс значений плотности поверхностного загрязнения почвы (ПЗ) ¹³⁷Cs по насаждениям (174–5617 кБк/м²) и высокую их изменчивость по типам леса (64.0–163.5%). Средняя по формации величина ПЗ ¹³⁷Cs составляет 1058 ± 292 кБк/м², коэффициент вариации – 140.7%. Индивидуальные величины ПЗ ⁹⁰Sr находятся в диапазоне 17–348 кБк/м². Среднее значение почти на математический порядок (115 ± 13 кБк/м²), а коэффициент вариации (59.1%) в 2.4 раза меньше по сравнению с аналогичными показателями ¹³⁷Cs. Вариабельность значений ПЗ почвы ⁹⁰Sr по типам леса также несколько ниже (43.3–93.6%). Соотношение средних величин ПЗ ¹³⁷Cs/ПЗ ⁹⁰Sr по типам леса изменяется от 7.1 до 12.7 и в среднем для формации составляет 9.2.

Средние значения ПЗ ¹³⁷Cs (1004–1314 кБк/м²), как и ПЗ ⁹⁰Sr (106–142 кБк/м²) в черноольшаниках, кроме крапивного типа леса, близки между собой при несколько повышенной величине ПЗ ¹³⁷Cs в наиболее влагообеспеченном черноольшанике осоковом и несущественно пониженной ПЗ ⁹⁰Sr – в папоротниковом (рис. 1).

Близость средних значений ПЗ обоих радионуклидов указывает на относительную однородность выборок по этому показателю в трех типах леса. Выпадение из этого ряда черноольшаника крапивного обусловлено, скорее всего, случайно

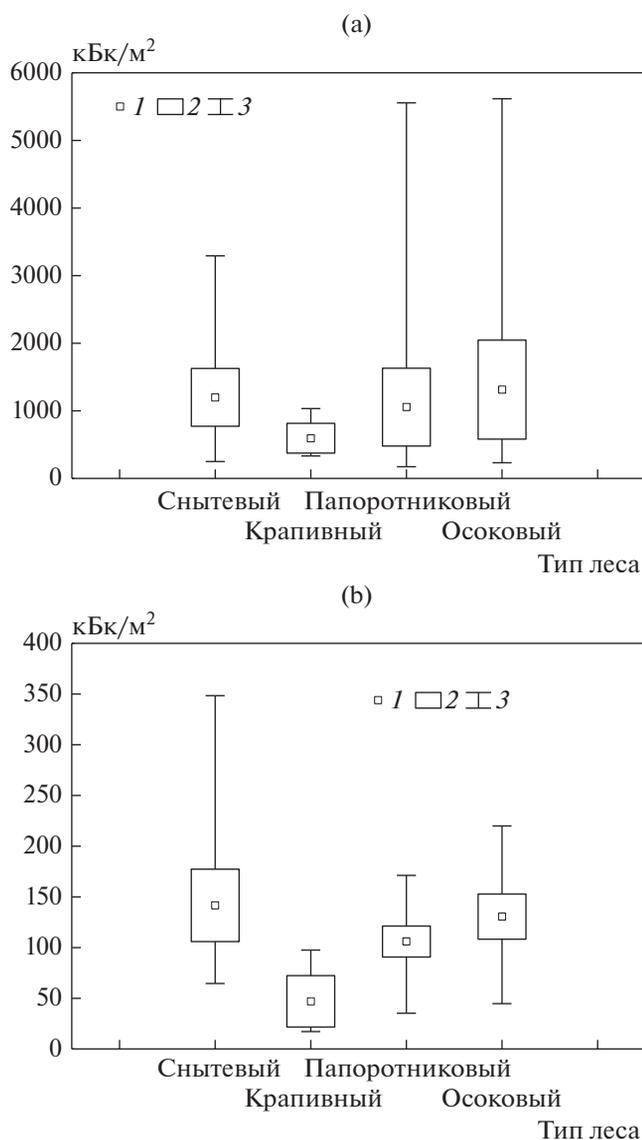


Рис. 1. Плотность загрязнения почвы, kBq/m²: а – ¹³⁷Cs, б – ⁹⁰Sr. Здесь и далее: 1 – среднее, 2 – среднее ± стандартная ошибка, 3 – минимум–максимум.

низкими уровнями ПЗ ¹³⁷Cs и особенно ПЗ ⁹⁰Sr в подобранных насаждениях, и небольшим объемом выборки. Тем не менее, достоверные различия между средними величинами ПЗ ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в крапивном типе леса с аналогичными показателями черноольшаников снытевого, папоротникового и осокового расчетами не выявлены, что обусловлено широким разбросом индивидуальных значений показателей загрязнения почвы обоих радионуклидов в пределах типов леса.

В ЛП радионуклиды попадают с опадом, в котором их концентрация зависит от содержания в почве, видового состава древостоя, погодно-климатических и почвенно-экологических условий

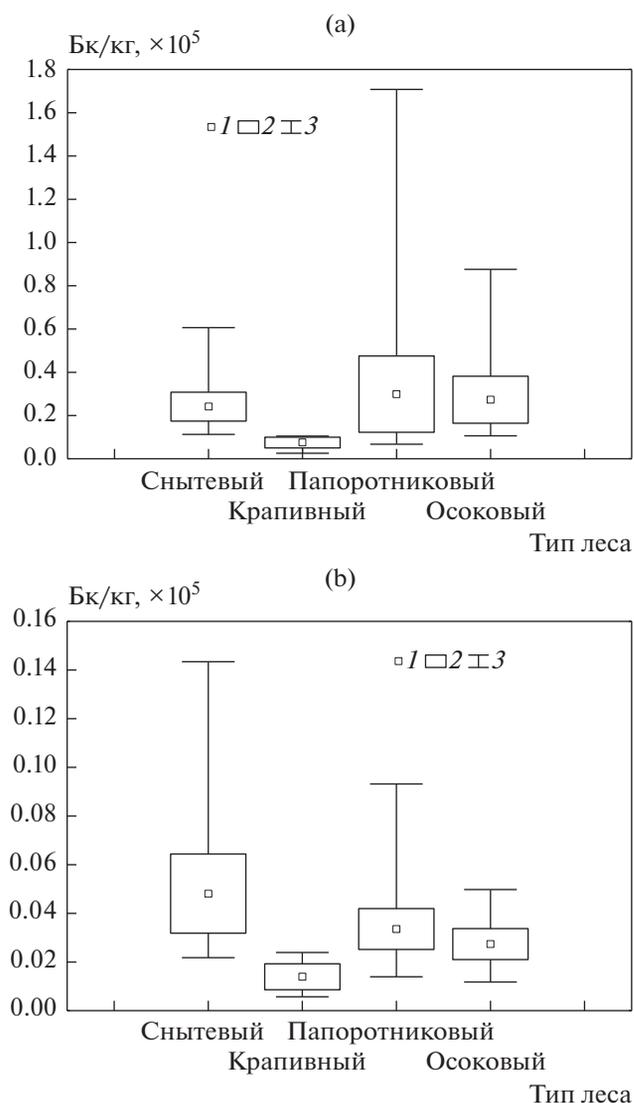


Рис. 2. Удельная активность в лесной подстилке, × 10⁵ Бк/кг: а – ¹³⁷Cs, б – ⁹⁰Sr.

[37]. В черноольховых фитоценозах ЗО ЧАЭС наблюдается широкий размах колебаний крайних значений A_y ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в ЛП как в пределах типов леса (рис. 2), так и в целом по формации – 2.6–170.8 и 0.6–14.3 kBq/kg соответственно.

Средняя A_y ¹³⁷Cs в ЛП черноольховых типах леса, за исключением черноольшаника крапивного, имеет близкие значения (24.1–29.9 kBq/kg). В целом по формации концентрация ¹³⁷Cs в ЛП изменяется синхронно с A_y ¹³⁷Cs в почве и ПЗ ¹³⁷Cs, что подтверждают ее средняя ($R = 0.634$) и тесная ($R = 0.763$) высоко значимые ($p < 0.001$) корреляционные связи с этими показателями.

Более существенны различия средних значений A_y ⁹⁰Sr в данном элементе биогеоценоза ольхи черной. В ряду типов леса черноольшаник снытевый

(4.8 кБк/кг) < черноольшаник папоротниковый (3.4 кБк/кг) < черноольшаник осоковый (2.7 кБк/кг) вместе с повышением влажности почв прослеживается тенденция снижения средней концентрации ^{90}Sr в ЛП. В этом направлении растет и отношение средних A_y $^{137}\text{Cs}/A_y$ ^{90}Sr в ней от 5.0 и 5.4 в снытевом и крапивном типах леса до 8.9 и 10.0 в папоротниковом и осоковом, что, вероятно, обусловлено интенсификацией переноса ^{90}Sr в подстилочные слои с ростом влажности подстилки [37].

Доминирующим фактором, определяющим A_y ^{90}Sr в ЛП, является содержание радионуклида в верхних слоях 200 мм почв. На это указывают средняя корреляционная связь A_y ^{90}Sr в ЛП с A_y ^{90}Sr в почве ($R=0.605, p < 0.01$) и высокая – с ПЗ ^{90}Sr ($R=0.704, p < 0.001$).

В работе [37] указывается на значимое влияние мощности ЛП на миграцию радионуклидов, особенно ^{137}Cs в диапазоне до 3.5–4.0 см. В черноольшаниках ЗО ЧАЭС корреляционные связи концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке с ее толщиной не выявлены. Наблюдается слабая значимая корреляция между A_y ^{90}Sr в подстилке с ее мортмассой.

Лиственные леса, особенно черноольховые, характеризуются наименьшей способностью удерживать радионуклиды [29, 37]. В черноольшаниках ЗО ЧАЭС разница максимального и минимального запасов ^{137}Cs в ЛП (рис. 3) достигает 92 раз, ^{90}Sr – 38. Коэффициенты вариации их значений по формации составляют 151.5 и 102.3% соответственно. По типам черноольховых лесов соотношение крайних величин запасов ^{137}Cs в ЛП варьирует в диапазоне 5.0–29.3, ^{90}Sr – 4.8–16.5 раз.

Средние запасы обоих радионуклидов в ЛП черноольшаников (рис. 3) изменяются по типам леса синхронно с их A_y (рис. 2) и с ПЗ (рис. 1). Частные величины запаса ^{137}Cs в ЛП всех насаждений ольхи черной находятся в высоко значимых ($p < 0.01$) средних по силе корреляционных связях с A_y ^{137}Cs в подстилке ($R = 0.587$), а запаса ^{90}Sr – с A_y ^{90}Sr в ней ($R = 0.584$). Средняя корреляция на том же уровне значимости наблюдается между активностью ^{137}Cs в ЛП и ПЗ ^{137}Cs ($R = 0.658$) и между активностью ^{90}Sr в ней и ПЗ ^{90}Sr ($R = 0.676$). Установленные зависимости объясняют пониженные уровни концентрации ^{137}Cs (7.5 кБк/кг) и ^{90}Sr (1.4 кБк/кг) и их запасы (18.4 и 3.4 кБк/м²) в ЛП черноольшаника крапивного низким их содержанием в почве данного типа леса.

Выявлены средние по силе зависимости запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в ЛП черноольшаников от запасов самих подстилок и слабая связь запаса более подвижного в этих условиях ^{137}Cs с их мощностью (табл. 5).

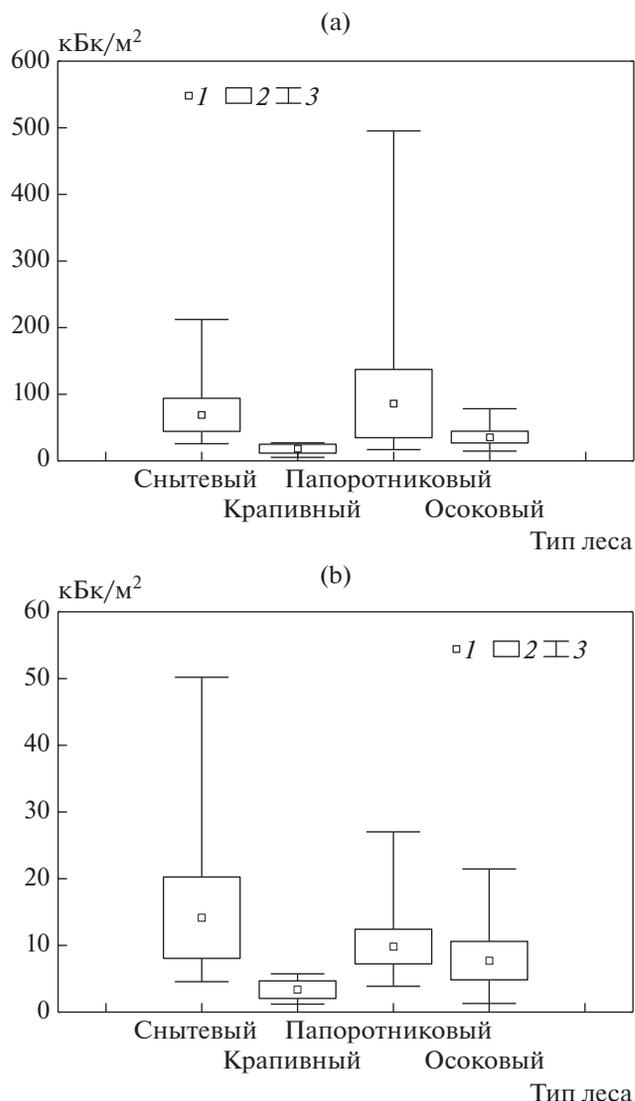


Рис. 3. Содержание в лесной подстилке, кБк/м²: а – ^{137}Cs , б – ^{90}Sr .

Так как на объектах исследований древостои ольхи черной однородны [35], то их влияние на накопление радионуклидов в ЛП разных типов леса несущественно. Поэтому корреляционные связи A_y и запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в ЛП с возрастом, средними высотой и диаметром, абсолютной и относительной полнотами, стволовым запасом высоковозрастных древостоев ольхи черной не выявлены.

Суммарное содержание ^{137}Cs в ЛП черноольховых лесов белорусского сектора ЗО ЧАЭС на конец сентября–начало октября 2020 г. составляло 10.6×10^{12} Бк, ^{90}Sr – 1.4×10^{12} Бк. Табл. 6 носит оценочный характер и имеет определенные погрешности, так как исследованиями были охвачены только наиболее распространенные типы черноольховых лесов, покрывающих 77.4% площади

Таблица 6. Оценочный запас ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесной подстилке черноольшаников зоны отчуждения ЧАЭС, 10^9 Бк/%

Радионуклид	Черноольшаник				Всего по формации
	снытевый и кисличный	крапивный	папоротниковый и таволговый	осоковый, болотно-папоротниковый и ивняковый	
^{137}Cs	1872.0/17.6	304.5/2.9	6449.5/60.9	1967.4/18.6	10593.4/100.0
^{90}Sr	379.4/27.6	56.3/4.1	723.3/52.7	214.3/15.6	1373.3/100.0

формации, а полученные на них данные были экстраполированы на остальные 7 типов леса. При расчетах активности радионуклидов в ЛП всей формации типы леса объединяли в группы по принципу сходства или близости эдафических условий, прежде всего гигротопу. Учитывая идентичность типа лесорастительных условий площадь черноольшаника таволгового была присоединена к черноольшанику папоротниковому. На основе общего индекса увлажнения черноольшаники болотно-папоротниковый (C_5) и ивняковый (B_5) включены в одну группу с осоковым типом леса (C_5). Черноольшаник кисличный (D_2) по типу лесорастительных условий отличается от всех типов леса и имеет сходство с черноольшаником снытевым по тропотопу и наибольшую близость к нему по индексу увлажнения почвы. По этой причине, а также с учетом незначительной представленности в составе формации (3.9%), данный тип леса объединен с черноольшаником снытевым.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенных исследований установлены следующие характеристики ЛП в черноольховых лесах белорусского сектора ЗО ЧАЭС. Средняя толщина ЛП по формации составляет 3.7 ± 0.08 см, средний запас – 2.7 ± 0.08 кг/м², средняя плотность сложения – 0.07 ± 0.001 г/см³. Эти показатели не имеют значимых различий по типам леса и варьируют в пределах 3.3–3.9 см, 2.4–2.8 кг/м² и 0.06–0.08 г/см³ соответственно.

Средним величинам характеристик ЛП по типам леса и черноольховой формации в целом присущи средние или высокие коэффициенты вариации и высокая точность. Наибольшая вариабельность наблюдается в черноольшанике осоковым, что связано с выраженной дифференциацией влажности верхних слоев почв в насаждениях. Незначительные различия средних показателей характеристик ЛП между типами леса ольхи черной обусловлены климатическими факторами, которые способствовали выравниванию гидрологической обстановки в насаждениях этой породы, а, следовательно, и мощности, и запасов ЛП в них.

Радиологическая обстановка в черноольшаниках ЗО ЧАЭС характеризуется значительным колебанием мощности дозы γ -излучения и высокой мозаичностью ПЗ ^{137}Cs и ^{90}Sr . При этом ПЗ ^{90}Sr почти на математический порядок меньше, чем ПЗ ^{137}Cs .

Концентрации и запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr в ЛП черноольшаников свойственны широкий размах колебаний и высокая вариабельность частных значений. Средние величины A_y ^{137}Cs в ЛП по типам леса, за исключением черноольшаника крапивного, близки между собой. Увеличение влажности почв сопровождается снижением средней величины A_y ^{90}Sr и ростом отношения средних A_y $^{137}\text{Cs}/A_y$ ^{90}Sr . Запасы обоих радионуклидов в ЛП по типам леса изменяются синхронно с их A_y и ПЗ и тесно коррелируют с ними, а также имеют среднюю корреляционную связь с массой ЛП. Запас ^{137}Cs слабо связан с мощностью подстилок.

Суммарная активность ^{137}Cs в ЛП всех насаждений ольхи черной в ЗО ЧАЭС составляет 10.6×10^{12} Бк и ^{90}Sr – 1.4×10^{12} Бк.

Полученные данные могут быть включены в базы данных биологической продуктивности черноольховых лесов для зоны широколиственных лесов и использоваться в радиозоологии.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- 35 лет после Чернобыльской катастрофы: итоги и перспективы преодоления ее последствий. Национальный доклад Республики Беларусь. Минск: ИВЦ Минфина, 2020. 152 с.
- Аткина Л.И., Аткин А.С. Особенности накопления подстилок в лесных сообществах // Почвоведение. 2000. № 8. С. 1004–1008.
- Аткина Л.И., Стародубцева Н.И. Запас и структура лесной подстилки в сосняках Джабык-Карагайского бора // Леса Урала и хозяйство в них. 2004. Вып. 24. С. 41–45.

4. Богатырев Л.Г., Демин В.В., Матышак Г.В., Сапожникова В.А. О некоторых теоретических аспектах исследования лесных подстилок // Лесоведение. 2004. № 4. С. 17–29.
5. Бойко А.В., Смольский Н.В., Сидорович Е.А., Евсевич К.М., Лознухо И.В., Арабей Н.М., Кирковский К.К. и др. Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника. Минск: Наука и техника, 1976. 304 с.
6. Бровка Ю.А., Буяков И.В. Изменение гидротермического коэффициента и повторяемости экстремальных условий увлажнения на территории Беларуси в период потепления климата // Природопользование. 2020. № 2. С. 5–18.
7. Вайчис М.В., Онюнас В.М. Типы лесных подстилок и их связь с почвами и лесами в Южной Прибалтике // Почвоведение. 1977. № 2. С. 93–100.
8. Василевская Л.С. Изменение количества и состава лесной подстилки по типам леса // Лесное хозяйство. 1958. Вып. 12. С. 106–113.
9. Гарбарук Д.К. Плодородие мелиорированных почв в черноольховых насаждениях Хойникского лесхоза // Проблемы лесоведения и лесоводства. 2006. Вып. 65. С. 17–35.
10. Гарбарук Д.К., Углянец А.В., Шумак С.В. Потенциальный вклад компонентов черноольховых насаждений заповедной зоны ПГРЭЗ в биомассу лесных горючих материалов и содержание в них ^{137}Cs и ^{90}Sr // Ботаника (исследования). 2021. Вып. 50. С. 123–139.
11. Демаков Ю.П., Исаев А.В., Шарафутдинов Р.Н. Роль лесной подстилки в борах Марийского Заволжья и вариабельность ее параметров // Научн. Тр. Гос. природного заповедника “Большая Кокшага”. 2017. Вып. 8. С. 15–43.
12. Ефремова Т.Т., Ефремов С.П., Аврова А.Ф. Строе и пространственно-временная изменчивость накопления подстилки в болотных березняках Западной Сибири // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2009. № 2(6). С. 84–94.
13. Зонн С.В. Почвы как компонент лесного биогеоценоза // Основы лесной биогеоценологии. М.: Наука, 1964. С. 372–457.
14. Израэль Ю.А., Богдевич И.М. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия–Беларусь). М.: Фонд “Инфосфера”–НИА–Природа; Минск: Белкартография, 2009. 140 с.
15. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М., Дворник А.М., Волчков В.Е., Гончаренко Г.Г., Поджаров В.К. и др. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации. Гомель: Речицкая укрупненная типография, 1999. 454 с.
16. Ипатьев В.А., Булко Н.И., Митин Н.В., Шабалева М.А., Диденко Л.Г. Радиологический феномен лесных экосистем. Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2004. 310 с.
17. Карпачевский Л.О. Лес и лесные почвы. М.: Лесная промышленность, 1981. 264 с.
18. Ковда В.А. Основы учения о почвах. Общая теория почвообразовательного процесса. М.: Наука, 1973. Кн. 1. 448 с.
19. Ковязин В.Ф., Мартынов А.Н., Мельников Е.С., Аникин А.С., Минаев В.Н., Беляева Н.В. Основы лесного хозяйства и таксация леса. СПб.: Лань, 2010. 384 с.
20. Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О., Ландін В.П., Шелест З.М. Прикладна радіоекологія лісу. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.
21. Кузьменков М.В., Кулагин А.П., Таркан А.В., Бузуновский Р.С. Таксационно-лесостроительный справочник. Минск: Редакция журнала “Лесное и охотничье хозяйство”, 2019. 335 с.
22. Куликов Я.К. Почвенные ресурсы. Минск: Вышэйшая школа, 2013. 319 с.
23. Лапа В.В., Цыбулько Н.Н., Цырибко А.М., Устинова А.М., Червань А.Н., Логачев И.А., Кудин М.В., Антипенко О.Н. Почвы Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. Минск: ИВЦ Минфина, 2019. 97 с.
24. Марченко Ю.Д. Погодно-климатические условия в ближней зоне Чернобыльской АЭС // Экосистемы и радиация: аспекты существования и развития. Минск, 2013. С. 32–45.
25. Матусов Г.Д., Воронецкая А.Н., Китиков В.И. Распределение радионуклидов в лесных биогеоценозах // Экосистемы и радиация: аспекты существования и развития. Минск, 2013. С. 211–221.
26. Мелехов И.С. Лесоведение. М., 2007. 372 с.
27. Мирошников В.С., Труль О.А., Ермаков В.Е., Дольский Л.В., Костенко А.Г. Справочник таксатора. Минск: Ураджай, 1980. 360 с.
28. Наумов В.Д., Поветкина Н.Л., Лебедев А.В., Гемонов А.В. Оценка гумусового состояния дерново-подзолистых почв Лесной опытной дачи РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева // Известия ТСХА. 2019. № 4. С. 5–18.
29. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: Ин-т радиологии, 2006. 255 с.
30. Рабочая группа IUSS WRB. 2015 Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014, исправленная и дополненная версия 2015. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт. Доклады о мировых почвенных ресурсах. № 106. ФАО, Рим.
31. Семенюк О.В., Телеснина В.М., Богатырев Л.Г., Бенедиктовова А.И., Кузнецова Я.Д. Оценка внутрибиогеоценозной изменчивости лесных подстилок и травяно-кустарничковой растительности в еловых насаждениях // Почвоведение. 2020. № 1. С. 31–43.

32. Соколовский И.В., Юренин А.В. Атлас морфологических признаков лесных почв Беларуси. Минск: Редакция журнала "Лесное и охотничье хозяйство", 2012. 135 с.
33. Соловьев В.А. Популяция и биоценоз. Л.: ЛТА, 1985. 92 с.
34. Соломатова Е.А. Строение, состав и пространственная вариабельность лесных подстилок Восточной Финноскандии. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2004. 28 с.
35. Углянец А.В., Гарбарук Д.К., Шумак С.В. Продуктивность высоковозрастных насаждений ольхи черной в заповедной зоне Полесского государственного радиационно-экологического заповедника // Проблемы лесоведения и лесоводства. 2021. Вып. 81. С. 83–90.
36. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 328 с.
37. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 2000. 268 с.
38. Юркевич И.Д. Выделение типов леса при лесо-строительных работах. Минск: Наука и техника, 1980. 120 с.
39. Юркевич И.Д., Гельтман В.С., Ловчий Н.Ф. Типы и ассоциации черноольховых лесов (по исследованиям в БССР). Минск: Наука и техника, 1968. 376 с.
40. Юркевич И.Д., Гельтман В.С., Ловчий Н.Ф., Ярошевич Э.П., Тютюнов А.З. Березовые леса Беларуси: Типы, ассоциации, сезонное развитие и продуктивность. Минск: Наука і техника, 1992. 183 с.

Forest Litter Stocks and Content of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Alder Forests of the Chernobyl Nuclear Power Plant Exclusion Zone

D. K. Garbaruk^{1, *}, A. V. Uglyanets¹, and S. V. Shumak¹

¹Polesye State Radiation-Ecological Reserve, Khoyniki, 247618 Belarus

*e-mail: dima.garbaruk.77@mail.ru

In the black alder forests of the Belarusian sector of the Chernobyl NPP exclusion zone, growing on Dystric Rheic Sapric Histosols, the average thickness of the forest litter by forest types (3.3–3.9 cm) and by black alder formation as a whole (3.7 ± 0.1 cm), stock (2.4–2.8 and 2.7 ± 0.1 kg m⁻²) and density of addition (0.06–0.08 and 0.07 ± 0.001 g cm⁻³) were established. Insignificant differences in these characteristics between forest types are due to climatic factors. Despite the wide variation in surface soil contamination of ^{137}Cs (174–5617 kBq m⁻²) and ^{90}Sr (17–348 kBq m⁻²), its average values in the *Gluninosa-Alnetun aegopodiosum*, *G.-A. filicosum* and *G.-A. caricosum* are in a close range (1004–1314 kBq m⁻²). The soils surface contamination of ^{90}Sr (106–142 kBq m⁻²) is by an order of magnitude lower. The average values of the specific activity of ^{137}Cs in the forest litter of these forest types are close to each other (24.1–29.9 kBq kg⁻¹). With an increase in soils moisture, the average specific activity of ^{90}Sr in the litter decreases from 4.8 to 2.7 kBq kg⁻¹. Average stocks of ^{137}Cs in forest litter vary by forest type in the range of 18.4–85.6 kBq m⁻², ^{90}Sr – 3.4–13.5 kBq m⁻². They change synchronously with the surface contamination of soils with radionuclides and closely correlate with it. A correlation of average strength is observed between the mortmass of forest litter and the content of ^{137}Cs and ^{90}Sr in it. The forest litter of all black alder forests in the Chernobyl exclusion zone contains 10.6×10^{12} Bq of ^{137}Cs and 1.4×10^{12} Bq of ^{90}Sr .

Keywords: forest litter, thickness, density of addition, stocks, radionuclides, types of black alder forests