ISSN 1993-3916

Том 26 Номер 4 (85) Декабрь 2020

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Журнал освещает фундаментальные исследования и результаты прикладных работ по проблемам аридных экосистем и борьбы с антропогенным опустыниванием в региональном и глобальном масштабах. Издается с 1995 года по решению Бюро Отделения общей биологии Российской академии наук.

МОСКВА: Товарищество научных изданий КМК

2020

© Журнал основан в 1995 г.
Издается при поддержке
Прикаспийского института биологических ресурсов и
Института геологии Дагестанского научного центра Российской академии наук,
Института водных проблем Российской академии наук,
Товарищества научных изданий КМК
и содействии региональных отделений секции
"Проблемы изучения аридных экосистем и борьбы с опустыниванием"
Научного совета "Проблемы экологии биологических систем"
отделения биологических наук Российской академии наук.
Подписной индекс русской версии журнала 39775 в 1 томе каталога «Пресса России»

Журнал включен в систему Российского индекса научного цитирования (РИНЦ) ELIBRARY.ru, в базу научной электронной библиотеки “КИБЕРЛЕНИНКА” CYBERLENINCA.ru, в базу Российской государственной библиотеки (РГБ) rsl.ru, в базу данных Библиотеки по естественным наукам Российской академии наук (БЕН РАН), в базу данных Russian Science Citation Index, размещенную на платформе Web of Science, входит в число реферируемых журналов и Базы данных Scopus, ВИНИТИ, Google Scholar, AGRICOLA, EBSCO Discovery Service, OCLC, Summon by ProQues, включен в Перечень изданий, рекомендованных ВАК РФ, передается в Российскую книжную палату, переводится на английский и распространяется издательством Springer за пределами России.
Сведения о журнале ежегодно поступают в международную справочную систему «Ulrich’s Periodicals Directory».
Информация о журнале, правила для авторов располагаются на сайте http://aridecosystems.ru/;
архив полнотекстовых статей по адресам: http://aridecosystems.ru/архивы/; http://elibrary.ru/title_about.asp?id=8404&code=99990527, https://cyberleninka.ru/journal/n/aridnye-ekosistemy#/1009295

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ОТДЕЛЕНИЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ НАУК РАН
ПРИКАСПИЙСКИЙ ИНСТИТУТ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ
ДАГЕСТАНСКОГО НАУЧНОГО ЦЕНТРА РАН
ОТДЕЛЕНИЕ НАУК О ЗЕМЛЕ РАН
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ РАН
ИНСТИТУТ ГЕОЛОГИИ ДАГЕСТАНСКОГО НАУЧНОГО ЦЕНТРА РАН

СЕКЦИЯ "Проблемы изучения аридных экосистем и борьбы с опустыниванием"
Научного совета по проблемам экологии биологических систем

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Том 26, № 4 (85), 2020, декабрь
Журнал основан в январе 1995 г.
Выходит 4 раза в год

Главный редактор
доктор биологических наук, профессор
З.Г. Залибеков**

Заместитель главного редактора
доктор географических наук
Ж.В. Кузьмина*

Редакционная коллегия:
Б.Д. Абатуров, С.-В. Брекле (Германия), К.Б. Гонгальский, А. Джилили (Китай), Т.В. Дикарева, Л.А. Димеева (Казахстан), Т.Д. Зинченко, И.С. Зонн, К.Н. Кулик, Г.С. Куст, В.В. Неронов, К.З. Омаров, Л. Орловская (Израиль), Н.И. Рабазанов, А.А. Тишков, В.И. Черкашин, А.А. Чибилев, З.Ш. Шамсутдинов

Редакционный совет:
Д.Б. Асгерова, А.Б. Биарсланов, Э.А. Рустамов (Туркмения), Н.З. Шамсутдинов

Ответственные за выпуск:
Ж.В. Кузьмина*, О.С. Гринченко*(*Ответственный секретарь*)

Адреса редакции:
*Россия, 119333, г. Москва, ул. Губкина, д. 3, ИВП РАН
Телефон: (499) 135-70-41. Fax: (499) 135-54-15
E-mail: arid.journal@yandex.ru

**Россия, 367025, г. Махачкала, ул. Гаджиева, д. 45, ПИБР ДНЦ РАН
Телефон: (872-2) 67-09-83
E-mail: arid_journal@mail.ru

Москва: Товарищество научных изданий КМК
2020

СОДЕРЖАНИЕ

Том 26, номер 4 (85), 2020 декабрь

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Заволжско-зауральские степи северной подзоны степной зоны: особенности современного формационного разнообразия
И.Н. Сафронова, О.Г. Калмыкова, Н.Ю. Степанова 4-9

Структура ботанического разнообразия Утришско-Туапсинского варианта Крымско-Новороссийского оробиома
Г.Н. Огуреева, М.В. Бочарников, Е.Г. Суслова 10-17

Флористическое разнообразие островных сосняков Заволжско-Казахстанской степной провинции
Е.А. Еремеева, Н.Б. Леонова 18-25

Динамика современной растительности при пастбищном использовании в Северо-Западном Прикаспии
В.Г. Лазарева, В.А. Бананова, Нгуен Ван Зунг 26-34

Эколого-биологические особенности распространения абрикоса сибирского (*Prunus sibirica* L.) в южной части бассейна р. Селенга
С.Н. Бажа, Т.Г. Басхаева, Е.В. Данжалова, Ю.И. Дробышев, Л.А. Иванов, Л.А. Иванова, С.В. Мигалина, Ю.А. Рупышев, В.И Убугунова, Е.А. Богданов, С. Хадбаатар, Э.Г. Цыремпилов, Г. Цэрэнханд, Т. Шинэхуу 35-45

Кавказский гербарий Ф.А. Гефта
А.В. Щербаков, Ю. Рейер, О.С. Гринченко 46-50

Биологические особенности популяции сайгака Северо-Западного Прикаспия в периоды разной численности
Т.Ю. Каримова, А.А. Лущекина, В.М. Неронов, Н.Ю. Пюрвенова, Ю.Н. Арылов 51-58

Кормовая избирательность полувольных бизонов (*Bison bison*) в дерновиннозлаковой степи долины Западного Маныча
В.В. Джапова, О.Г. Бембеева, Е.Ч. Аюшева, В.Д. Казьмин, Р.Р. Джапова, Б.Д. Абатуров 59-65

Вариабельность засоленности почв и фиторазнообразие разновозрастных участков приморской равнины Прикаспия
М.В. Конюшкова, Ю.Д. Нухимовская, З.У. Гасанова, Н.Ю. Степанова 66-75

Характеристики весенне-летних засух в сухие и влажные периоды на юге Европейской России
А.Н. Золотокрылин, Т.Б. Титкова, Е.А. Черенкова 76-83

Оценка методов расчета месячных значений потенциального испарения в аридном климате
М. Назари, М.Р. Чаичи, Х. Камель, М. Грисмер, С.М.М. Садеги 84-92

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

Медико-географическая оценка территории национального парка
для целей туристической и природоохранной деятельности
Т.В. Дикарева, Е.Г. Королева, С.С. Тупов 93-101

Использование параметров солепереноса в прогнозных решениях
А.П. Белоусова 102-107

Натурные и дистанционные исследования и математическое
моделирование горностепных экосистем на ландшафтной основе
А.К. Черкашин, А.Ю. Бибаева 108-115

Повышение эффективности восстановления растительного покрова
в современных очагах дефляции на пастбищах Северо-Западного Прикаспия
А.С. Манаенков, Л.П. Рыбашлыкова 116-126

Многолетняя динамика восстановления растительности техногенных
ландшафтов Былымской аридной котловины (Центральный Кавказ)
В.А. Чадаева, Н.Л. Цепкова, А.Ж. Жашуев 127-135

Черноземы Западного Забайкалья: распространение,
элементы плодородия, органическое вещество, гумус, урожаи
Г.Д. Чимитдоржиева 136-143

Исследования влияния пирогенного воздействия
на ферментативную активность каштановых и черноземных почв
С.Я. Семененко, Н.В. Морозова, С.С. Марченко 144-149

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Анализ структуры мета-сообщества планктонных и донных организмов
в реках бассейна оз. Эльтон
Т.Д. Зинченко, В.К. Шитиков, Л.В. Головатюк, Э.В. Абросимова 150-156

Уровень Zn, Cu, Pb, Cd и Ni в тканях и органах
основных представителей ихтиофауны Нижней Волги
Г.К. Булахтина, А.А. Баканева, А.В. Кудряшов, Н.И. Кудряшова 157-162

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 4-9

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 581.553:502.051

ЗАВОЛЖСКО-ЗАУРАЛЬСКИЕ СТЕПИ СЕВЕРНОЙ ПОДЗОНЫ СТЕПНОЙ ЗОНЫ: ОСОБЕННОСТИ СОВРЕМЕННОГО ФОРМАЦИОННОГО РАЗНООБРАЗИЯ[1]

© 2020 г. И.Н. Сафронова*, О.Г. Калмыкова, Н.Ю. Степанова*****

**Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН*
Россия, 197376, г. Санкт-Петербург, ул. проф. Попова, д. 2. E-mail: irasafronova@yandex.ru
***Институт степи УрО РАН*
Россия, Оренбург, 460000, ул. Пионерская, д. 11. E-mail: oksteppo sa@gmail.com
****Главный ботанический сад им. Н. В. Цицина РАН*
Россия, 127276, г. Москва, ул. Ботаническая, д. 4. E-mail: ny_stepanova@mail.ru

Поступила в редакцию 01.05.2020. После доработки 05.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Значительная часть целинных заволжско-зауральских степей в северной подзоне уничтожена распашкой. В то же время на довольно большой площади они представлены разновозрастными залежами. Известно, что сообщества многих формаций распространены в пределах всей степной зоны. Отличия структуры ненарушенных сообществ в разных подзонах довольно ясны. На залежах и пастбищах эти отличия затушевываются. Изучая растительный покров степной зоны в течение многих лет, мы в 2018 и 2019 гг. поставили перед собой задачу выявить, насколько изменяется разнообразие формаций на залежах и насколько по их структуре можно судить о подзональном статусе территории. Исследования проводились маршрутным методом. Сделано более 150 геоботанических описаний по стандартной методике с привязкой к координатам, при анализе которых использована эколого-фитоценотическая классификация. Собрано более 1000 листов гербария с привязкой к координатам. В заволжско-зауральской части северной подзоны в настоящее время доминируют не зональные залесскоковыльные степи, а тырсовые, представляя собой фоновую растительность на залежах. Наряду с тырсовыми большие площади занимают вторичные ковылковые степи. Своеобразный компонент растительного покрова северной подзоны создают сообщества полукустарничков. Они приурочены или к засоленным почвам, или к выходам пород. Галофитные и петрофитные варианты степей представлены не только полукустарничковыми сообществами, но и многолетнего разнотравья. В ходе флористических исследований получены новые данные о распространении ряда редких видов

Ключевые слова: Заволжье, Предуралье, Зауралье, степная зона, разнотравно-ковыльные степи, разнообразие.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10112

Заволжско-Зауральский степной регион входит в Заволжско-Казахстанскую геоботаническую провинцию Евразиатской степной области (Карта геоботанического ..., 1947; Географический атлас ..., 1999; Чибилев, 2017, 2018). На данной территории выражен полный подзональный спектр степной зоны: северная, средняя и южная подзоны (Растительность СССР ..., 1990; Карта восстановленной ..., 1996; Зоны ..., 1999а, б; Сафронова, Юрковская, 2015).

Северная подзона вытянута в широтном направлении от правого берега р. Волги (46° 40' в.д.) до западной границы Казахстана (61° 30' в.д.), проходит по югу Самарской области и северу Саратовской области и занимает примерно две трети Оренбурской области. Плакорными (зональными) в ней являются разнотравно-ковыльные степи (Лавренко, 1956), т.е. в составе

[1] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант 18-05-00688), плановой темы лаборатории Общей геоботаники БИН РАН «Разнообразие, динамика и принципы организации растительных сообществ Европейской России» АААА-А19-119030690058-2, ГЗ ГБС РАН (№ 118021490111-5), ИС УрО РАН № ГР АААА-А17-117012610022-5.

растительных сообществ обильно разнотравье – в одних случаях, как по величине проективного покрытия, так и по количеству видов, в других – по величине проективного покрытия небольшого количества видов. Среди разнотравья преобладают ксеромезофиты и мезоксерофиты.

Следует отметить, что к сегодняшнему дню накоплено огромное количество данных о растительности степной зоны, о ее закономерностях. Однако сильное антропогенное влияние мешает пониманию зонального статуса той или иной территории, выявлению зональных и подзональных границ, и тем самым создает трудности для рационального ведения хозяйства и использования природных ресурсов. Одна из важных задач современности − найти критерии, помогающие решению ботанико-географических проблем.

Значительная часть целинных заволжско-зауральских степей в северной подзоне уничтожена распашкой. В то же время на довольно большой площади они представлены разновозрастными залежами. Известно, что сообщества многих формаций распространены в пределах всей степной зоны. Отличия структуры ненарушенных сообществ в разных подзонах довольно ясны. На залежах и пастбищах эти отличия затушевываются. Изучая растительный покров степной зоны в течение многих лет, мы в 2018 и 2019 гг. поставили перед собой задачу выявить, насколько изменяется разнообразие формаций на залежах и насколько по их структуре можно судить о подзональном статусе территории.

Материалы и методы

Исследования проводились маршрутным методом. Маршрутами, общей протяженностью около 5000 км, мы пересекли разнообразные по условиям физико-географические районы. Для уточнения северной и южной границы северной подзоны заезжали в пределы лесостепной зоны и средней подзоны степной зоны. По ходу маршрутов по спидометру записывались все изменения в растительном покрове. Сделано более 150 геоботанических описаний по стандартной методике с привязкой к координатам, при анализе которых использована эколого-фитоценотическая классификация (Полевая геоботаника, 1964; Александрова, 1969). Собрано более 1000 листов гербария с привязкой к координатам.

Сводные данные о фитоценотическом разнообразии заволжско-зауральских степей северной подзоны отсутствуют. Мы объединили в программе Exel сведения о доминирующих формациях из литературных источников (Рябинина и др., 1993; Рябинина, Павлейчик, 1995; Степной ..., 1996; Рябинина, 2003; Калмыкова, 2007; Сафронова и др., 2009; Ямалов, Миркин, 2010) и собственных полевых исследований.

Результаты и обсуждение

Как сказано выше, разнотравно-ковыльные степи являются зональными в северной подзоне. Разнообразие спектра экологических вариантов находится в зависимости от природных условий (геоморфологических, литологических, почвенных). На западе исследуемой территории (Сыртовое Заволжье) характерны волнистые и увалистые равнины с карбонатными почвами, местами встречаются солонцеватые почвы и солонцы, местами распространены песчаные почвы и пески, в связи с этим в западной части подзоны формируются кальцефитные, псаммофитные, гемипсаммофитные и галофитные экологические варианты степей. Восточнее Сыртового Заволжья территория относится к Общему Сырту, рельеф которого более выраженный – увалистый, крупноувалистый, мелкосопочный с выходами пород. В этой части подзоны, кроме перечисленных выше, разнообразны и петрофитные варианты степей.

Огромные площади занимают поля и залежи, разделяющиеся лесополосами. Много залежей с мозаичным распределением сообществ, с аспектом ковылей и разнотравья. Очень большие площади занимают залежи с ковылковыми (*Stipa lessingiana*[2]) и тырсовыми (*Stipa capillata*) вторичными степями. Надо отметить высокую сомкнутость их покрова. Разнотравья в них довольно много, но часто оно скрыто под злаками. На северо-востоке Саратовской области на границе с Оренбургской областью и Казахстаном есть целинные степи и старые залежи. Отмечены старые залежи разнотравно-ковыльных степей и на юго-западе Оренбургской области, что позволило нам получить новые данные о фитоценотическом разнообразии данной подзоны, дополняющие литературные сведения.

По результатам анализа геоботанических описаний мы, используя эколого-фитоценотическую

[2] Названия растений даны по работе С.К. Черепанова (1995).

классификацию, объединили все фитоценозы в формации, относящиеся к нескольким классам: классу формаций плотнодерновинных злаков, классу формаций рыхлодерновинных и корневищных злаков, классу формаций многолетнего разнотравья, классу формаций полукустарничков, классу формаций кустарников и классу формаций одно-двулетников.

Класс формаций плотнодерновинных злаков включает 14 формаций: *Agropyron pectinatum, Agropyron desertorum, Festuca valesiaca, Helictotrichon desertorum, Koeleria cristata, Poa transbaicalica*, *Poa crispa, Stipa capillata, Stipa lessingiana, Stipa pennata, Stipa pulcherrima, Stipa tirsa, Stipa ucrainica, Stipa zalesskii.*

Класс формаций разнотравья включает 10 формаций: *Achillea nobilis, Echinops ruthenicus, Euphorbia virgata, Centaurea diffusa, Galatella divaricata, Galatella villosa, Galatella tatarica, Orostachys spinosa, Oxytropis floribunda, Sterigmostemum tomentosum.*

Класс формаций полукустарничков включает 6 формаций: *Artemisia nitrosa, Artemisia pauciflora, Artemisia salsoloides, Astragalus helmii, Camphorosma monspeliaca, Kochia prostrata.*

Класс формаций кустарников включает 5 формаций: *Amygdalus nana, Caragana frutex, Spiraea crenata, Spiraea hypericifolia, Chamaecytisus ruthenicus.*

Естественные тырсовые (*Stipa capillata*) степи встречаются во всех подзонах степной зоны. Обычно они приурочены к почвами легкого механического состава – супесчаным и песчаным. Формируются и на маломощных щебнистых почвах в мелкосопочниках на незасоленных легко разрушающихся породах. Согласно литературным данным (Исаченко, Рачковская, 1961) и нашим наблюдениям, на суглинистых почвах вторичные тырсовые степи встречаются только в северной подзоне − на месте залесскоковыльных степей.

В исследуемом регионе в настоящее время доминируют не залесскоковыльные степи, а тырсовые, представляя собой фоновую растительность на залежах. Они имеют сомкнутый покров (85-90%) и довольно часто характеризуются небольшим по видовому составу и необильным мезоксерофитным разнотравьем (*Falcaria vulgaris, Medicago romanica, Potentilla humifusa, P. impolita, P. orientalis, Veronica incana* и др.). Нередко присутствуют полукустарничек *Artemisia austriaca,* на песчаных почвах − *A. marschalliana*. Устойчивость *Stipa capillata* к сбою определяет их широкое распространение на пастбищах.

Тырсовые степи (*Stipa capillata*) часто встречаются на участках подвергавшихся воздействию выпаса (слабой и средней степени сбитости). На слабосбитых участках были отмечены разнотравно-тырсовые (*Stipa capillata*, *Herbae stepposae*) и разнотравно-залесскоковыльно-тырсовые (*Stipa capillata, Stipa zalesskii, Herbae stepposae*) степи с участием *Artemisia austriaca* и *A. marschalliana*. При более интенсивном воздействии выпаса в составе сообществ увеличивается обилие типчака (он становится содоминантом) − степи разнотравно-типчаково-тырсовые (*Stipa capillata, Festuca valesiaca, Herbae stepposae*). Наряду с типичными степными и лугово-степными видами в их составе присутствуют сорные и сорно-степные (*Carduus thoermeri, Berteroa incana, Taraxacum serotinum*), а также увеличивающий свое обилие на скотосбое полукустарничек *Artemisia austriaca.* Нередко отмечаются тырсовые степи с участием кустарника *Caragana frutex*.

При увеличении степени сбоя в сообществах северной подзоны увеличивается обилие *Artemisia austriaca.* Формируются разнотравно-австрийскополынно-типчаково-тырсовые (*Stipa capillata, Festuca valesiaca, Artemisia austriaca, Herbae stepposae*), местами со *Spiraea hypericifolia,* австрийскополынно-тырсовые (*Stipa capillata, Artemisia austriaca*) и разнотравно-австрийскополынно-тырсовые (*Stipa capillata, Artemisia austriaca*, *Herbae stepposae*) антропогенные степи. По щебнистым склонам увалов встречаются австрийскополынно-тырсовые (*Stipa capillata*, *Artemisia austriaca*) сообщества со *Spiraea crenata* или спирейно-австрийскополынно-тырсовые (*Stipa capillata*, *Artemisia austriaca*, *Spiraea crenata*) кустарниковые степи. При перевыпасе в тырсовых степях отмечается значительное участие *Centaurea diffusa*, покров становится неоднородным, мозаичным с пятнами обилия: *Bromopsis inermis, Achillea nobilis, Artemisia austriaca*, местами *Helichrysum arenarium*.

В современном растительном покрове, наряду с тырсовыми, большие площади занимают вторичные ковылковые степи (*Stipa lessingiana*). Ковылковые степи являются зональными южнее − в средней подзоне степной зоны. Их широкое распространение на залежах в северной подзоне объясняется карбонатностью почв и более ксерофитной природой ковылка по сравнению с другими ковылями, встречающимися в этой подзоне. От более южных степей они отличаются, во-первых,

обилием разнотравья и, во-вторых, сомкнутостью покрова. В составе сообществ участвуют до 100 видов сосудистых растений. Количество видов в одном описании до 40. Общее проективное покрытие в ковылковых степях колеблется от 20 до 65%. Разнотравно-ковылковые степи являются более ксерофитным вариантом, чем зональные для северной подзоны разнотравно-залесскоковыльные.

Залесскоковыльные степи (*Stipa zalesskii*) являются зональными, т.е. формирующимися на плакорах и в разнообразных экологических условиях в северной подзоне степной зоны к востоку от р. Волги в России и далее на восток в Казахстане. В настоящее время на исследуемой территории они почти полностью распаханы и сохранились в основном в Оренбургском заповеднике – в Буртинской, Предуральской и Таловской степях (в этой степи доминируют галофитные варианты разнотравно-залесскоковыльных степей). За пределами заповедника они есть в Ясненском районе Оренбургской области (в районе Акжаровки), встречаются в Долгих горах, на небольших сохранившихся степных участках Оренбургского Заволжья и Предуралья, в том числе в пределах региональных памятников природы. Степи этой формации характеризуются большой видовой насыщенностью (включают около 130 видов) и сложной структурой. Количество видов в одном описании − до 45-50. Общее проективное покрытие варьирует от 20 до 80-85%. Фитоценозы этой формации очень разнообразны. Мы отметили их в различных типах местообитаний, т.е. в северной подзоне залесскоковыльники представляют собой не только плакорный (зональный) тип, но и разнообразные его экологические варианты (галофитный, петрофитный, мезофитный, в ряде случаев псаммофитный и др.).

Сообщества формации мезоксерофита ковыля красивейшего (*Stipa pulcherrima*) встречаются по понижениям рельефа (в логах, ложбинах, лощинах) и каменистым склонам. Они, как правило, многовидовые, содержат мезофитные (*Asparagus officinalis, Hedysarum argyrophyllum, Hieracium virosum, Inula hirta, Melampyrum arvense, Pulsatilla patens, Xanthoselinum alsaticum* и др.) и петрофитные (*Allium decipiens, Centaurea marschalliana, Elytrigia pruinifera, Ephedra distachya, Onosma simplicissima, Scabiosa isetensis* и др.) виды многолетнего разнотравья. Нередко в их состав входят кустарники (*Spiraea crenata*).

В исследуемой подзоне фитоценозы данной формации встречаются регулярно, но не занимают значительных площадей. Наиболее интересны петрофитные варианты красивейшековыльных степей, в составе которых участвует немало редких видов растений. Южнее, в средней подзоне, красивейшековыльников нет, только иногда *Stipa pulcherrima* в небольшом количестве входит в состав сообществ.

Тирсовые степи (*Stipa tirsa*), как и сообщества *Stipa pulcherrima*, занимают более влагообеспеченные местообитания, чем сообщества других ковыльных формаций. Они формируются по отрицательным формам рельефа, по логам и лощинам. Не занимают значительных площадей.

Сообщества данной формации характеризуются высоким общим проективным покрытием (до 100%) и значительным участием в сложении сообществ ксеромезофитного и мезофитного разнотравья (*Achillea millefolium, Amoria montana, Chartolepis intermedia, Filipendula vulgaris, Inula hirta, Melampyrum arvense, Sanguisorba officinalis, Serratula gmelinii, Seseli libanotis, Stellaria graminea, Trommsdorfia maculata, Veronica spuria, Xanthoselinum alsaticum* и др.). Нередко в их составе обильны мезоксерофитные дерновинные злаки *Stipa pulcherrima* и *Poa transbaicalica*. Присутствуют кустарники: *Chamaecytisus ruthenicus, Cerasus fruticosa*. Южнее, в средней подзоне, тирсовых степей нет.

Типчаковые степи (*Festuca valesiaca*) в северной подзоне не занимают больших площадей. В своем распространении они связаны с солонцеватыми и щебнистыми почвами (галофитный и петрофитный экологические варианты). Галофитные типчаковые степи составляют особенность растительного покрова одного из участков Оренбургского заповедника − «Таловская степь» и прилегающей территории Саратовской области. Это грудницево-типчаковые (с *Galatella villosa* или с *Galatella tatarica*) и нитрозовополынно (*Artemisia nitrosa*)–типчаковые сообщества. Такого типа степи формируются и далее на восток − в северной подзоне Северного Казахстана (Исаченко, Рачковская, 1961). Петрофитные типчаковые степи связаны с малоразвитыми щебнистыми почвами на склонах мелкосопочников. Кроме того, возникновение типчаковых сообществ может быть связано с воздействием пожаров на степную растительность. В таком случае, это производные фитоценозы, образующиеся в результате угнетения других доминирующих видов (обычно рода *Stipa*). Видовой состав типчаковых степей насчитывает около 100 видов сосудистых растений. Количество видов в одном описании − до 35. Общее проективное покрытие в сообществах в северной подзоне − до 80%.

Своеобразный компонент растительного покрова северной подзоны создают сообщества полукустарничков. Они приурочены или к засоленным почвам, или к выходам пород. Прежде всего, надо отметить нитрозовополынники (*Artemisia nitrosa*) на солонцах и солонцеватых почвах. В видовом составе сообществ насчитывается 10-15 галофильных видов: многолетнего разнотравья (*Galatella tatarica, Limonium caspium, L. gmelinii, Palimbia salsa, Saussurea salsa*), злаков (*Psathyrostachys juncea, Puccinellia dolicholepis*), полукустарничков (*Camphorosma monspeliaca, Kochia prostrata*). Общее проективное покрытие − 50-55%.

Сообщества петрофита *Artemisia salsoloides* встречаются нечасто, преимущественно по выходам мелов. Они характеризуются разреженностью и небольшим количеством, в основном петрофитных видов (*Allium globosum, Centaurea marschalliana, Elytrigia pruinifera, Ephedra distachya, Eremogone koriniana, Hedysarum razoumovianum*).

Галофитные и петрофитные варианты степей представлены не только полукустарничковыми сообществами, но и многолетним разнотравьем. Широко распространены в регионе, но не занимают больших площадей сообщества грудницевой (*Galatalla villosa*) формации. В состав формации входят более 80 видов. Количество видов в одном описании − 10-30. Общее проективное покрытие − до 40%. Формируясь на солонцеватых почвах, фитоценозы этой формации являются обычными компонентами галофитно-степных комплексов.

Сообщества галофита *Galatalla tatarica* встречаются нечасто. Их размеры обычно невелики. В составе участвуют: *Allium delicatulum, Limonium gmelinii, Palimbia salsa, Petrosimonia triandra, Puccinellia dolicholepis, Serratula cardunculus, Tanacetum achilleifolium*.

Выводы

Особенность современного формационного разнообразия исследуемого региона состоит в том, что в настоящее время в северной подзоне доминирующую роль играют не залесскоковыльники, а сообщества четырех формаций плотнодерновинных злаков: *Stipa capillata, Stipa lessingiana, Stipa zalesskii, Festuca valesiaca*.

Тырсовые, ковылковые и типчаковые степи, которые встречаются во всех подзонах степной зоны, характеризуются наиболее сомкнутым покровом именно в данной, северной, подзоне, и бóльшим участием мезоксерофитного разнотравья, т.е. их структура отражает подзональное положение территории.

Сообщества еще трех ковыльных формаций не занимают больших площадей: формации *Stipa pulcherrima* и *Stipa tirsa* более северные, характерны для лесостепной зоны, а формация *Stipa ucrainica* находится на восточной границе распространения. Формации овсецовых (*Helictotrichum desertorum*) и степномятликовых (*Poa transbaicalica*) степей относятся к формациям с узкой экологической амплитудой. Пустынножитняковые (*Agropyrum desertorum*) галофитные степи встречаются редко, они характерны для южной подзоны. Житняковые степи из *Agropyron pectinatum* в основном представляют собой посадки житняка. Не часто на залежах встречаются тонконоговые (*Koeleria cristata*) сообщества.

Из полукустарничковых формаций по частоте встречаемости выделяется формация *Artemisia nitrosa*. Галофитные варианты степей с участием чернополынников (*Artemisia pauciflora*), камфоросмовых (*Camphorosma monspeliaca*), прутняковых (*Kochia prostrata*) сообществ не занимают больших площадей в северной подзоне. Они формируются чаще всего по приречным засоленным равнинам. Кроме полукустарничковых в галофитные комплексы входят однолетниковые сообщества. Обильны они и на залежах.

Разнотравные сообщества связаны в своем распространении со щебнистыми и засоленными почвами. Они очень разнообразны на залежах. Среди разнотравных формаций наиболее широко в регионе распространены сообщества грудницевой (*Galatalla villosa*) формации, принадлежащие к двум вариантам степей: галофитному и петрофитному.

Роль кустарников возрастает в мелкосопочниках – на склонах формируются кустарниковые степи, а по западинам и логам – заросли кустарников.

Отмечено, что особенности растительного покрова залежей могут учитываться при принятии решения о подзональном статусе степных территорий.

В результате полученных за последние годы данных мы уточнили границу лесостепной и степной зон. Она от 53° с.ш. у г. Самары идет на юго-восток по водоразделу рек Самара и Ток.

Примерно на 52° 20' с.ш. пересекает р. Салмыш. Далее, продолжая юго-восточное направление, огибает Уральский хребет с юга по р. Урал, и от г. Орска поворачивает на северо-восток. Проводимая нами граница совпадает с границей на климатической карте и в значительной степени с границей между обыкновенными и южными черноземами на почвенной карте в атласе Оренбургской области (Географический ..., 1999). Южная граница северной подзоны проходит примерно по 51° 30' с.ш. − 51° 00' с.ш.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Александрова В.Д. 1969. Классификация растительности. Л.: Наука. 275 с.

Географический атлас Оренбургской области. 1999 / Ред. А.А. Чибилёв. М.: ДИК. 96 с.

Зоны и типы поясности растительности России и сопредельных территорий: карта для высших учебных заведений. Масштаб 1:8000000. 1999а. М.: ТОО «Экор». 2 л.

Зоны и типы поясности растительности России и сопредельных территорий: пояснительный текст и легенда к карте масштаба 1:8000000. 1999б. М. 64 с.

Исаченко Т.И., Рачковская Е.И. 1961. Основные зональные типы степей Северного Казахстана // Труды БИН АН СССР. Серия 3: Геоботаника. Вып. 13. С. 133-397.

Калмыкова О.Г. 2007. Растительный покров залежей «Буртинской степи» // Вестник Оренбургского государственного университета. Специальный выпуск (67): Ключевые природные территории степной зоны Северной Евразии. С. 100-105.

Карта восстановленной растительности Центральной и Восточной Европы. Масштаб 1:2500000. 1996 / Ред. С.А. Грибова, Р. Нейхейсл. СПб.: Винница. 6 л.

Карта геоботанического районирования СССР. 1947 // Геоботаническое районирование СССР. М., Л.: Изд-во АН СССР. Приложение.

Растительность СССР: карта для высших учебных заведений. Масштаб 1:4000000. 1990 / Ред. А.В. Белов, С.А. Грибова, З.В. Карамышева, Т.В. Котова. М.: ГУГК. 4 л.

Лавренко Е.М. 1956. Степи и сельскохозяйственные земли на месте степей // Растительный покров СССР: Пояснительный текст к «Геоботанической карте СССР» масштаба 1:4000000. Т. 2. М., Л.: Изд-во АН СССР. С. 595-730.

Полевая геоботаника. 1964 / Ред. Е.М. Лавренко, А.А. Корчагин. М., Л.: Наука. Т. 3. 442 с.

Рябинина З.Н. 2003. Растительный покров степей Южного Урала (Оренбургская область). Оренбург: Изд-во ОГПУ. 224 с.

Рябинина З.Н., Павлейчик В.М. 1995. Степи юго-восточной части Русской платфомы (в пределах Оренбургской области) // Вопросы степной биогеоценологии. Екатеринбург. С. 22-31.

Рябинина З.Н., Сафонов М.А., Павлейчик В.М. 1993. Сравнительная характеристика флоры и растительности степей Предуралья и Зауралья в пределах Оренбургской области // Оренбургская область: география и экология. Материалы научно-методической конференции. Оренбург. С. 23-24.

Сафронова И.Н., Лысенко Т.М. , Митрошенкова А.Е., Калмыкова О.Г. 2009. О некоторых особенностях растительного покрова «Таловской степи» (государственный заповедник «Оренбургский») // Заповедное дело: проблемы охраны и экологической реставрации степных экосистем: Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной 20-летию Государственного природного заповедник «Оренбургский», проходящей в рамках пятого межд. симпозиума «Степи Северной Евразии». Оренбург. Т. 2. С. 117-119.

Сафронова И.Н., Юрковская Т.К. 2015. Зональные закономерности растительного покрова равнин Европейской России и их отображение на карте // Ботанический журнал. Т. 100. № 11. С. 1121-1141.

Степной заповедник «Оренбургский». 1996. Физико-географическая и экологическая характеристика / Ред. А.А. Чибилев. Екатеринбург. 167 с.

Черепанов С.К. 1995. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб.: Мир и семья. 992 с.

Чибилев А.А. 2017. Степная Евразия: региональный обзор природного разнообразия. Оренбург: печатный дом «Димур». 324 с.

Чибилев А.А. 2018. Картины природы степной Евразии. Т. 1. М.-Оренбург: Институт степи УрО РАН, РГО. 172 с.

Ямалов С.М., Миркин Б.М. 2010. Флористическая и географическая дифференциация настоящих и луговых степей Южного Урала // Растительный мир Азиатской России. № 2 (6). С. 58-65.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 10-17

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 581.526; 528.94: 528.854.4

СТРУКТУРА БОТАНИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ УТРИШСКО-ТУАПСИНСКОГО ВАРИАНТА КРЫМСКО-НОВОРОССИЙСКОГО ОРОБИОМА[1]

© 2020 г. Г.Н. Огуреева, М.В. Бочарников, Е.Г. Суслова

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, географический факультет
Россия, 119991, г. Москва, Ленинские горы, д. 1. E-mail: ogur02@mail.ru

Поступила в редакцию 27.02.2020. После доработки 26.04.2020. Принята к публикации 29.04.2020

На основе концепции экосистемного разнообразия дана региональная оценка Крымско-Новороссийского оробиома, рассматриваемого в качестве опорной единицы инвентаризации и анализа биоразнообразия горных территорий. На примере Утришско-Туапсинского географического варианта оробиома, связанного с Северо-Западным Кавказом, раскрыта высотно-поясная структура растительного покрова, в соответствии с которой складывается пространственная дифференциация флоры и растительных сообществ. Дано количественное обоснование биоты и абиотических показателей, характеризующих ботанико-географическую уникальность оробиома. Определен спектр высотной поясности растительности, дана количественная оценка флористического разнообразия по поясам и выявлены некоторые черты пространственной структуры разнообразия сообществ в условиях горной территории.

Ключевые слова: биоразнообразие, высотная поясность, оробиом, картографирование, полуостров Абрау, Субсредиземноморье.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10113

Региональные биомы выступают в качестве опорных единиц экосистемного разнообразия, отражая разнообразие биоты и ее пространственную дифференциацию в едином ботанико-географическом пространстве. В горах, в условиях высотно-поясных закономерностей формирования разнообразия, выделяются оробиомы, каждый из которых уникален по высотному спектру растительности, уровню биоразнообразия и эколого-географическим условиям, определяющим пространственную организацию экосистем (Огуреева, Бочарников, 2017). Использование региональных биомов в качестве опорных единиц учета биоразнообразия дает возможность интегральной оценки ботанической и зоогеографической составляющих биоты, а также сопряженного изучения взаимосвязей биотических и абиотических компонентов экосистем.

Оценка разнообразия растительного покрова как базового компонента наземных экосистем проводится во флористическом и фитоценотическом аспектах, в совокупности отражающих региональную специфику биомов. Флористическое разнообразие показывает богатство эволюционных и экологических адаптаций биоты к различным средам и рассматривается как основной показатель устойчивости экосистемы биома в целом. Оценка фитоценотического разнообразия экосистем имеет тесные связи с уровнем пространственной организации растительного покрова, которая зависит от распределения факторов в соответствии со сложным горным рельефом.

Биоразнообразие Крымско-Новороссийского оробиома формируется в условиях горных районов Крыма и Северо-Западного Кавказа (от Анапы до Туапсе). Нижние части хребтов сложены, преимущественно, флишевыми отложениями, а верхние – известняками (платообразные массивы Главной Крымской гряды – яйлы). Абсолютные высоты достигают 1200-1500 м н.у.м. БС в горах Крыма и 500-1000 м н.у.м. БС – на хребтах кавказской части оробиома (Навагирский, Маркотхский хребты). Современный орогенез, орографическое строение (крутосклонный рельеф с преобладающей крутизной склонов 25-35°) и характер горных пород способствуют развитию сейсмогравитационных обвально-оползневых смещений горных пород, развитию денудационных, селевых процессов (Олиферов, 2007).

[1] Работа выполнена в рамках Контракта № 28-2018 по теме «Растительный покров, структура и динамика ландшафтов бассейна Водопадной щели Государственного природного заповедника «Утриш».

Оробиом имеет черты восточно-средиземноморского климата с жарким, сухим летом и мягкой дождливой зимой (Ткаченко, Денисов, 2015). Выражено влияние Черного моря, уменьшающее годовые амплитуды температур, а также Восточно-Европейской равнины с частыми вторжениями сухого континентального воздуха с севера. Выражен высотный градиент в распределении климатических показателей. Сумма активных температур воздуха выше 10°С составляет более 4000°С на побережье, в средней части гор – около 3500°С, на вершинах хребтов снижаясь до 1800°С. Среднее многолетнее количество осадков в приморском поясе составляет 300-400 мм, с увеличением высоты в горах до 700-1000 мм.

Целью работы является раскрытие на примере Утришско-Туапсинского варианта Крымско-Новороссийского оробиома региональной специфики биоты, уровня флористического и фитоценотического разнообразия и некоторых черт его пространственной организации в связи с высотно-поясными закономерностями и экотопической структурой горной территории.

Материалы и методы

Методологической основой работы выступает экосистемная концепция, в рамках которой инвентаризация и оценка биоразнообразия гор на региональном уровне проводится на основе оробиомов, отображенных на Карте «Биомы России» (2018). Определение флористического и фитоценотического разнообразия по высотному спектру Северо-Западного Кавказа проведено на основе выявленного экосистемного разнообразия (Огуреева, 2016) с использованием картографических произведений (Барталев и др., 2015), позволивших выявить современную структуру растительного покрова и его типологический состав. Виды сосудистых растений приведены в соответствии с флористическими работами А.С. Зернова (2002, 2006). Высотно-поясная структура растительности выявлена в соответствии со сменой по высотному градиенту фоновых растительных формаций, сообщества которых образуют эколого-динамическое единство на определенном высотном уровне. В качестве критериев выделения поясов использовано типологическое разнообразие растительности, пространственное соотношение растительных сообществ и их распределение по горным склонам на разных элементах рельефа в условиях сложного строения горной территории.

Для оценки изменения видовой насыщенности сообществ, взятой в качестве ключевого критерия разнообразия растительности, проведен анализ пространственного распределения показателя на ключевом участке в Водопадной щели, расположенной на южном макросклоне Навагирского хребта, который составляет основу полуострова Абрау. Многозональные космические снимки Landsat-8 (даты съемки – 10.08.2018 и 17.11.2019) использованы в качестве основы для интегральной характеристики растительности в соответствии со спектральной яркостью каналов съемки и на основе индексных изображений. Они широко применяются при оценке важнейших структурно-динамических явлений в растительном покрове (Chen et al., 2013; Paltsyn et al., 2019). Пространственное распределение видового разнообразия определено на основе многомерного регрессионного анализа методом ближайшего соседа, который позволил выявить ключевые факторы, которые его определяют. Исходные спектральные каналы (7 каналов видимого и инфракрасного диапазонов с пространственным разрешением 30 м), индексные изображения (вегетационные индексы NDVI и EVI), переменные яркости (brightness), зелености (greenness) и влажности (wetness), использованы для оценки пространственной неоднородности растительного покрова. Последние три переменные получены путем преобразования Kauth's Tasseled Cap (Kauth, Thomas, 1976). Оно основано на трансформации признакового пространства снимка с использованием подобранных эмпирически коэффициентов к значениям исходных спектральных каналов. Трансформированные каналы характеризуют общее альбедо («яркость»), интенсивность фотосинтеза («зеленость») и содержание влаги в зеленой фитомассе («влажность»). Для исключения взаимных корреляций они преобразованы по методу главных компонент, в результате чего получены независимые главные компоненты, число которых соответствует числу исходных спектральных каналов. Каждая из компонент вносит определенный вклад в варьирование спектральной информации (всего 24 переменные).

Статистический анализ и работа с цифровыми картами и космическими снимками проведена с использованием программ ArcGis (v. 10.2.2), Saga Gis (v. 2.1.4) и Statistica (v. 12).

Результаты и их обсуждение

Флористическое разнообразие. Для Крымско-Новороссийского оробиома характерен высокий уровень биоразнообразия, эндемизма и реликтовости его компонентов (Литвинская, 2004). Общее видовое богатство флоры сосудистых растений составляет около 1500 видов. Для Утришско-Туапсинского варианта (причерноморская часть Северо-Западного Кавказа) приводится 1460 видов (Зернов, 2002). А.В. Поповичем (2019) видовое разнообразие Новороссийской флористической области определено в 1524 вида, из которых 1370 относятся к аборигенному компоненту. Флора заповедника «Утриш», занимающего относительно небольшую территорию на полуострове Абрау, насчитывает 914 видов (Демина и др., 2015). Уровень флористического богатства в пересчете на площадь в 100 км² составляет 800-900 видов (Морозова, 2008). Специфика флоры ярко выражена в рамках сложной пространственной дифференциации экосистем горной территории.

Растительный покров Утришско-Туапсинского варианта характеризуется высокой видовой насыщенностью растительных сообществ, достигающей максимальных значений в приморском поясе фисташково-можжевеловых и пушистодубовых лесов и редколесий. С ним связан оптимум произрастания видов со средиземноморским распространением. К таким видам относятся доминанты лесных и редколесных сообществ: фисташка туполистная (*Pistacia mutica*), можжевельник высокий (*Juniperus excelsa*), сосна крымская (*Pinus pallasiana*), сосна пицундская (*Pinus pityusa*), иглица колючая (*Ruscus aculeatus*), жасмин кустарниковый (*Jasminum fruticans*), сумах кожевенный (*Rhus coriaria*), дуб пушистый (*Quercus pubescens*). Среди доминантов петрофитноразнотравных сообществ выделяются: жабрица понтийская (*Seseli ponticum*), железница крымская (*Sideritis taurica*), дубровник белый (*Teucrium polium*), фумана лежачая (*Fumana procumbens*), бурачок туполистный (*Alyssum obtusifolium*), колокольчик Комарова (*Campanula komarovii*). Характерен высокий уровень эндемизма. Среди региональных эндемиков преобладают крымско-новороссийские виды (27 видов; Попович, 2019). Также встречаются новороссийско-колхидские (4 вида) и западнокавказские (5 видов). Произрастает 11 видов локальных эндемиков, из которых 3 вида являются палеоэндемиками – *Dianthus acantholimonoides*, *Potentilla sphenophylla*, *Veronica filifolia*. Средиземноморские черты в растительном покрове оробиома в целом выражены в участии древнесредиземноморских видов, составляющих около 20% от общей флоры, а ботанико-географическое единство оробиома, его крымского и новороссийского вариантов, подтверждается высокой ролью крымско-новороссийских видов (около 40% от данной группы).

Фитоценотическое разнообразие. Растительный покров Крымско-Новороссийского оробиома относится к двум типам поясности, имеющим в своем составе и структуре сообщества средиземноморского типа. В кавказской части развит спектр шибляково-лесного подтипа Кубанского типа (Карта ..., 1999). Схожий характер фитоценотического разнообразия имеет Южнокрымский лугово-степной-лесо-шибляковый тип поясности. Северокрымский тип поясности отличается отсутствием субсредиземноморского пояса в нижней части высотного спектра.

Для Утришско-Туапсинского варианта в нижней части его высотного спектра на южных приморских склонах на северном пределе своего распространения характерны гемиксерофильные фисташково-можжевеловые (*Juniperus excelsa, J. oxycedrus*, *Pistacia mutica*) и пушистодубовые (*Quercus pubescens*) лесные и редколесные формации. В сложной пространственной организации растительности пояса, занимающего высоты от 0 до 150-200 м н.у.м. БС, получает развитие гетерогенная растительность, представленная сочетаниями и комбинациями лесов и редколесий с кустарниковыми зарослями, петрофитноразнотравными сообществами. Наряду со сложной дифференциацией экотопических условий, мозаика сообществ создается в связи с сукцессионным развитием растительности шиблякового типа, характерного для Средиземноморья географо-генетического компонента (Камелин, 1995). Высокое видовое богатство и насыщенность отличает разреженные сообщества приморского пояса, в которых доминантами выступают петрофитные виды, многие из которых находятся под охраной: ромашник черноголовниковый (*Pyrethrum poteriifolium*), дубровники (*Teucrium* ssp.), ковыль красивейший (*Stipa pulcherrima*), василек наклоненный (*Psephellus declinatus*), колокольчик Комарова (*Campanula komarovii*), фибигия щетинкоплодная (*Fibigia eriocarpa*). В сомкнутых пушистодубовых лесах высоким постоянством характеризуются жасмин кустарниковый (*Jasminum fruticans*), скумпия кожевенная (*Cotinus coggygria*), лазурник трехлопастной (*Laser trilobum*), эгонихон пурпурно-голубой (*Aegonychon purpureocaeruleum*),

физоспермум корнубийский (*Physospermum cornubiense*).

Пояс сосново-скальнодубовых (*Quercus petraea, Pinus kochiana*) и полидоминантных широколиственных (*Carpinus betulus, Tilia begoniifolia, Acer campestre, Fagus orientalis*) лесов развит на высотах 200-400 (500) м н.у.м. БС. Для него характерны леса с небольшим участием открытых сообществ на крутых осыпных склонах. Преобладают мертвопокровные и редкотравные типы с проективным покрытием травостоя не более 20-30%. Доминантами сосново-дубовых разреженных лесов выступают бурачок постенный (*Alyssum murale*), тимофеевка опушенная (*Phleum hirsutum*), дорикниум греческий (*Dorycnium graecum*), незабудка душистая (*Myosotis suaveolens*), смолевка итальянская (*Silene italica*), вязель венценосный (*Coronilla coronata*). Наиболее высокие хребты имеют спектр с развитием в верхнем поясе реликтовых горных разнотравно-асфоделиново-ковыльных (*Stipa pulcherrima*, *Asphodeline taurica*), типчаковых (*Festuca valesiaca*, *F. callieri*) степей.

Растительные формации оробиома характеризуются высоким разнообразием ценофлор, что особенно характерно для гемиксерофильных формаций. На хребте Маркотх флористически наиболее богата формация *Juniperus excelsa* – 925 видов сосудистых растений с преобладанием ксерофитов (481 вид). Ценофлора пушистодубовых лесов включает 765 видов, ценофлоры широколиственных лесов насчитывают порядка 450-600 видов растений (Липка, 2006).

В структуре растительного покрова оробиома преобладают широколиственные леса, занимающие более 70% от общей площади. На фисташково-можжевеловые леса и редколесья и сосновые леса приходится по 10%. Остальная территория занята открытыми степными и луговыми сообществами, сельскохозяйственными угодьями.

Пространственная дифференциация разнообразия в горных условиях Северо-Западного Кавказа выражена по высотному спектру в связи со сложной экотопической структурой территории в пределах поясов. Высотный градиент связан с формированием поясов растительности как эколого-динамических систем, находящих интегральное выражение в структуре разнообразия в условиях определенного высотного уровня. В обобщенном виде спектр высотной поясности Утришско-Туапсинского варианта оробиома включает 2 пояса с 4 подпоясами (табл. 1).

Таблица 1. Высотно-поясная структура растительности Утришско-Туапсинского варианта оробиома.

Высотный пояс	**Высотный подпояс**	**Высота, м н.у.м. БС**	**Число видов сосудистых растений**
I. Пояс ксерофильных и гемиксерофильных субсредиземноморских формаций	Iа – подпояс фисташково (*Pistacia mutica*) – можжевеловых (*Juniperus excelsa, J. foetidissima, J. oxycedrus*), сосновых (*Pinus pityusa*) лесов и редколесий, кустарниковых (*Cotinus coggygria, Jasminum fruticans*) и петрофитных (*Salvia ringens, Lamyra echinocephala, Onosma polyphillum, Teucrium polium, Thymus dimorphus*) сообществ	0-150	не менее 800
	Iб – подпояс пушистодубовых (*Quercus pubescens*), грабинниковых (*Carpinus orientalis*) с фрагментами можжевеловых (*Juniperus excelsa, J. foetidissima, J. oxycedrus*) лесов и редколесий с участием кустарниковых и петрофитных сообществ	100-200	650-700
II. Пояс мезофильных широколиственных лесов	IIа – подпояс скальнодубовых (*Quercus petraea*) и сосновых (*Pinus kochiana*) с грабом (*Carpinus betulus*), липой (*Tilia begoniifolia*), кленами (*Acer campestre, A. laetum*), ясенем (*Fraxinus excelsior*) лесов	150-450	550-650
	IIб – подпояс грабовых (*Carpinus betulus*), скальнодубовых (*Quercus petraea*) с липой (*Tilia begoniifolia*) и ясеневых (*Fraxinus excelsior*) лесов с участием разнотравно-дерновиннозлаковых (*Stipa pulcherrima*, *Asphodeline taurica*) степей	250-500	400-450

Специфика высотно-поясных подразделений проявляется через различные аспекты растительного покрова. В отношении флористического разнообразия выражен его четкий максимум в нижней части спектра. По высотному градиенту меняются преобладающие эколого-ценотические группы видов в соответствии со сменой фоновых комплексов растительных формаций.

Пространственная дифференциация ботанического разнообразия Водопадной щели. Ключевой участок в Водопадной щели отражает сложность пространственной дифференциации ботанического разнообразия всего географического варианта оробиома (рис. 1). На его территории развиты характерные для типа поясности пояса, а разнообразие форм рельефа определяет сложную экотопическую структуру территории. Для высотного спектра оробиома характерен выраженный максимум разнообразия в его нижней части, что связано с развитием гемиксерофильной субсредиземноморской растительности. Он проявляется в типологическом составе растительности, высоком видовом богатстве сообществ реликтовых формаций, сложной пространственной структуре, складывающейся на разных уровнях фитокатен склонов разной крутизны и экспозиции (Огуреева, 2013; Бочарников и др., 2019). Комплекс экологических факторов находит отражение в дифференциации ряда фитоценотических показателей, среди которых одним из важнейших выступает видовая насыщенность сообществ.

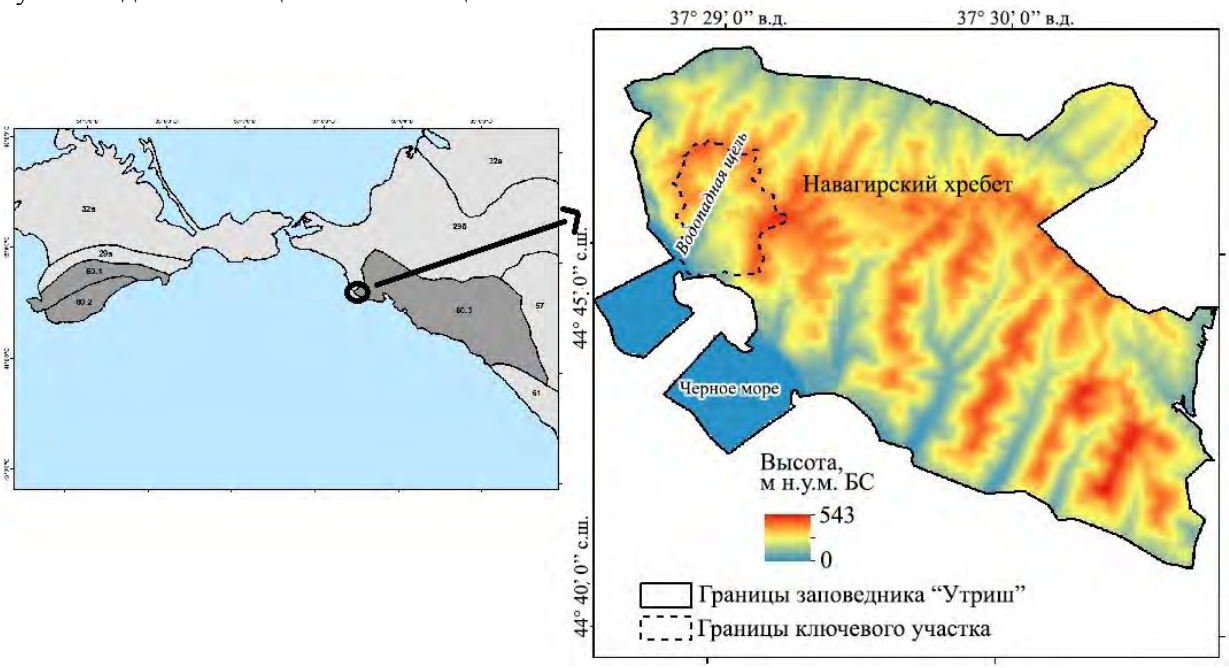


Рис. 1. Положение ключевого участка в Водопадной щели на фрагменте карты «Биомы России» (2018) и на орографической схеме полуострова Абрау (в пределах заповедника «Утриш»). 60.3 – Утришско-Туапсинский вариант Крымско-Новороссийского оробиома.

Уровень видового богатства высотных поясов и подпоясов достаточно сильно варьирует. Это связано с тем, что число видов в пределах высотно-поясных подразделений зависит от высотной амплитуды и занимаемой площади, которая увеличивается при движении с северо-запада на юго-восток, лесистости, истории использования и общей нарушенности растительного покрова территории. В районах с выраженными лесостепными участками и развитием реликтовых степей число видов верхнего пояса может существенно возрастать (до 40 видов сосудистых растений и более на пробную площадь (100 м^2) в степных сообществах на водоразделе Навагирского хребта). В нижнем поясе ксерофильных и гемиксерофильных субсредиземноморских формаций наибольшее видовое разнообразие отмечено для приморских редколесий и разнотравно-петрофитных сообществ осыпных склонов (30 видов и более), а минимальное – для сомкнутых лесов щелей (менее 10 видов). Имеются специфические виды, встречающиеся только в рамках одного пояса, и виды – широко распространенные во всех поясах и подпоясах.

Регрессионный анализ видовой насыщенности растительных сообществ Водопадной щели

определил значимую роль двух переменных (10-я и 17-я главные компоненты) в ее пространственном распределении (табл. 2). Модель имеет относительно невысокое значение общего коэффициента детерминации (R^2=0.39), что свидетельствует о значительном влиянии комплекса биотических и абиотических факторов на пространственную дифференциацию выбранного показателя, не нашедших отражение в спектральных характеристиках использованных материалов. Это подтверждается региональными исследованиями, в которых биоразнообразие рассматривается как функция нескольких переменных, связанных с биотическими и абиотическими факторами (Hernandez-Stefanoni, 2005; Chitale et al., 2019).

В структуре распределения видовой насыщенности можно отметить ряд трендов, которые находят выражение, в частности, через структуру растительного покрова территории, определенную через фоновые комплексы формаций (рис. 2).

Таблица 2. Регрессионный анализ видовой насыщенности растительных сообществ Водопадной щели (показаны значимые переменные).

Главные компоненты со значимым вкладом	R^2	Т-критерий	Уровень значимости
10	0.2243	-3.526	0.001
17	0.2115	-3.396	0.001

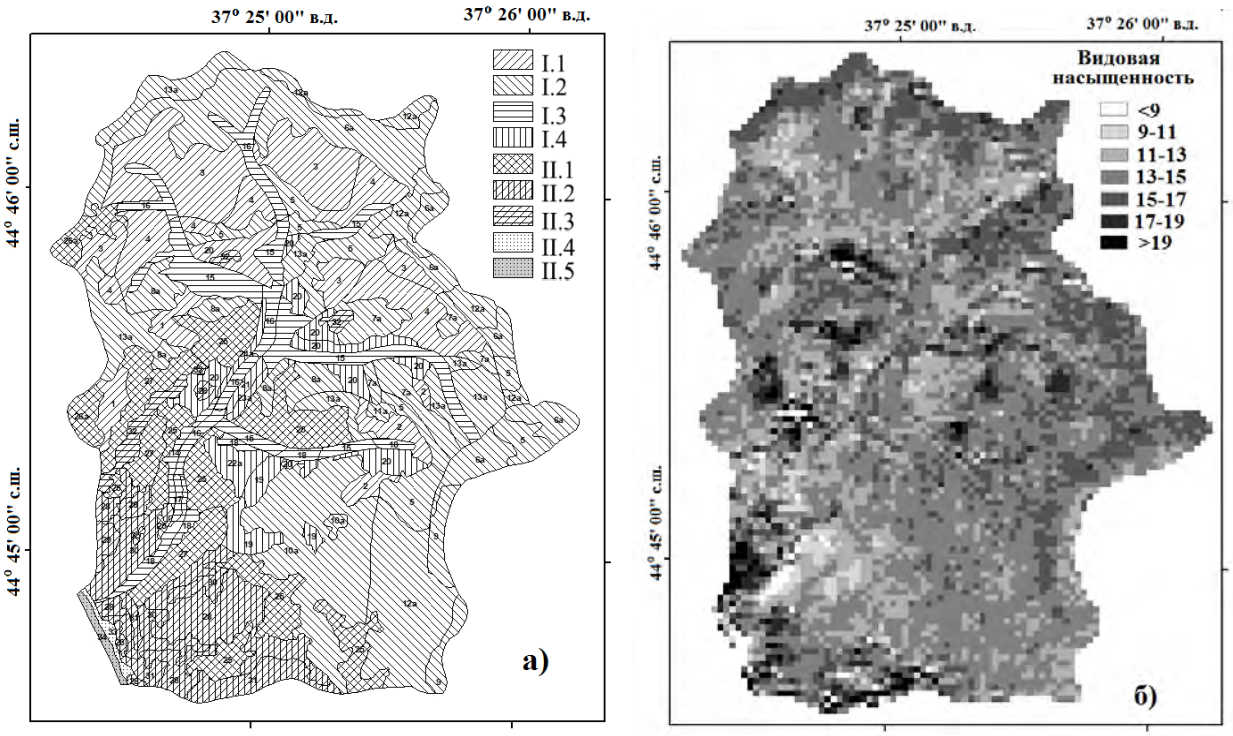


Рис. 2. Структура растительного покрова Водопадной щели (а) и модель множественной регрессии видовой насыщенности растительных сообществ (б). *Условные обозначения:* I – пояс мезофильных широколиственных лесов (I.1 – скальнодубовые и сосново-скальнодубовые леса, I.2 – полидоминантные (липовые, кленовые, вязовые) леса, I.3 – грабовые леса, I.4 – пушистодубовые леса), II – пояс гемиксерофильных субсредиземноморских формаций (II.1 – пушистодубовые леса, II.2 – фисташково-можжевеловые леса и редколесья, II.3 – кустарниковые сообщества, II.4 – разнотравно-петрофитные травяно-кустарничковые сообщества, II.5 – галофитные сообщества).

На ключевом участке выражено увеличение разнообразия в приморском поясе, для которого характерны флористически богатые гемиксерофильные редколесные и кустарниковые сообщества (более 20 видов на пробную площадь). В поясе широколиственных лесов видовая насыщенность сообществ снижается, достигая минимума при высокой сомкнутости древостоев, на элювиальных и

транзитных позициях фитокатен, теневых склонах (менее 10 видов на пробную площадь). При этом для всего ключевого участка выражена высокая степень мозаичности в распределении показателя.

Заключение

Растительный покров Утришско-Туапсинского варианта Крымско-Новороссийского оробиома характеризуется развитием уникальных по разнообразию биоты гемиксерофильных экосистем, связанных с приморским поясом. Современные условия способствуют формированию в нем реликтовых древнесредиземноморских компонентов флоры и растительности неогенового возраста, представленных комплексами фисташково-можжевеловых и пушистодубовых лесов и редколесий, кустарниковых зарослей, петрофитно-разнотравных сообществ. На абсолютных высотах до 150-200 м н.у.м. БС они являются основой шиблякового типа растительности. С ним связан высокий уровень разнообразия и сложная пространственная структура приморского пояса, занимающего около трети от всей территории, на которой развит вариант оробиома.

Для высотного спектра растительности характерен повышенный уровень разнообразия в его нижней части. Здесь видовое разнообразие превышает 800 видов сосудистых растений, большая часть которых связана с сообществами шиблякового комплекса. В поясе широколиственных лесов видовое богатство существенно снижается (до 400-500 видов), однако может возрастать при развитии в верхней части спектра фрагментов лесостепи с выделяющимися по уровню разнообразия реликтовыми степями.

Пространственная дифференциация растительного покрова характеризуется крайне сложными закономерностями. Это подтверждается анализом распределения видовой насыщенности сообществ как одного из важнейших фитоценотических показателей. Отмечаются тенденции к увеличению разнообразия в приморском поясе, особенно в разреженных редколесных и кустарниковых сообществах, а в структуре фитокатен – в их аккумулятивных позициях. Видовая насыщенность фитоценозов ниже 10 видов на пробную площадь характерна для сомкнутых широколиственно-лесных сообществ верхних и средних позиций горных склонов.

Благодарности. Авторы выражают благодарность к.г.н. доценту М.Н. Петрушиной за совместное участие в исследованиях в рамках контракта и замдиректора по научной работе ГПЗ «Утриш» О.Н. Быхаловой за обеспечение проведения исследований на территории заповедника.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Барталев С.А., Егоров В.А., Жарко В.О., Лупян Е.А., Плотников Д.Е., Хвостиков С.А. 2015. Состояние и перспективы развития методов спутникового картографирования растительного покрова России // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. Т. 12. № 5. С. 203-221.

Бочарников М.В., Петрушина М.Н., Суслова Е.Г. 2019. Пространственная организация растительности и ландшафтов пояса субсредиземноморских лесов и редколесий полуострова Абрау (Северо-Западный Кавказ) // Аридные экосистемы. Т. 25. № 4 (81). С. 30-41. [*Bocharnikov M.V., Petrushina M.N., Suslova E.G.* 2019. Spatial Organization of the Vegetation and Landscapes of the Sub-Mediterranean Forest and Woodland Belt on the Abrau Peninsula (Northwestern Caucasus) // Arid Ecosystems. Vol. 9. No. 4. P. 237-247.]

Демина О.Н., Рогаль Л.Л., Суслова Е.Г., Дмитриев П.А., Кожин М.Н., Серегин А.П., Быхалова О.Н. 2015. Конспект флоры Государственного природного заповедника «Утриш» // Живые и биокосные системы. № 13 [Электронный ресурс http://www.jbks.ru/archive/issue-13/article-8 (дата обращения 22.04.2020)].

Зернов А.С. 2002. Определитель сосудистых растений севера Российского Причерноморья. М.: Товарищество научных изданий КМК. 283 с.

Зернов А.С. 2006. Флора Северо-Западного Кавказа. Товарищество научных изданий КМК. 664 с.

Камелин Р.В. 1995. Восточно-древнесредиземноморские мезоксерофильные и ксерофильные листопадные леса, редколесья и кустарники (шибляк) // Листопадные ксерофильные леса, редколесья и кустарники. Труды Ботанического ин-та им. В.Л. Комарова. Вып. 17. СПб. С. 26-45.

Карта «Биомы России» (М. 1:7500000) в серии карт природы для высшей школы. 2018. Издание 2-е перераб. и доп. / Сост. Г.Н. Огуреева, Н.Б. Леонова, Л.Г. Емельянова и др. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF). 1 л.

Карта «Зоны и типы поясности растительности России и сопредельных территорий». 1999. М. 1:8000000 // Серия карт природы для высшей школы / Ред. Г.Н. Огуреева. М.: Экор. 1 л.

Липка О.Н. 2006. Ботаническое разнообразие и современное состояние растительности хребта Маркотх (Северо-Западный Кавказ). Автореф. дисс. … канд. геогр. наук. 24 с.

Литвинская С.А. 2004. Растительность Черноморского побережья России (Средиземноморский анклав).

Краснодар. 118 с.

Морозова О.В. 2008. Таксономическое богатство Восточной Европы: факторы пространственной дифференциации. М.: Наука. 328 с.

Огуреева Г.Н. 2013. Карта «Высотная поясность растительности» // Атлас «Государственный природный заповедник «Утриш». Научные труды. Т. 2. Анапа. С. 42.

Огуреева Г.Н. 2016. Биоразнообразие оробиомов Северного Кавказа на карте Биомы России // Юг России: экология, развитие. Т. 11. № 1. С. 21-34.

Огуреева Г.Н., Бочарников М.В. 2017. Оробиомы как базовые единицы региональной оценки биоразнообразия горных территорий // Экосистемы: экология и динамика. Т. 1. № 2. С. 52-81 [Электронный ресурс http://www.ecosystemsdynamic.ru/wp-content/uploads/2017/03/All-Number-Ecosystems-No2-2017-P-1-145.pdf (дата обращения 22.04.2020)].

Олиферов А.Н. 2007. Селевые потоки в Крыму и Карпатах. Симферополь: Доля. 176 с.

Попович А.В. 2019. Редкие виды растений Новороссийского флористического района и вопросы их охраны. Автореф. дисс. … канд. биол. наук. 24 с.

Ткаченко Ю.Ю., Денисов В.И. 2015. Особенности климата прибрежной зоны Северо-Восточной части Чёрного моря. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального ун-та. 79 с.

Chen W., Sakai T., Moriya K., Koyama L., Cao C. 2013. Estimation of vegetation coverage in semi-arid sandy land based on multivariate statistical modeling using remote sensing data // Environmental Modeling and Assessment. Vol. 18. P. 547-558.

Chitale V.S., Behera M.D., Roy P.S. 2019. Deciphering plant richness using satellite remote sensing: a study from three biodiversity hotspots // Biodiversity and Conservation. Vol. 28. P. 2183-2196.

Hernandez-Stefanoni J.L. 2005. Relationships between landscape patterns and species richness of trees, shrubs and vines in a tropical forest // Plant Ecology. Vol. 179. P. 53-65.

Kauth R.J., Thomas G.S. 1976. The tasseled cap – A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat // Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data. Purdue University, West Lafayette, Indiana. P. 41-51.

Paltsyn M.Yu., Gibbs J.P., Mountrakis G. 2019. Integrating traditional ecological knowledge and remote sensing for monitoring rangeland dynamics in the Altai mountain region // Environmental Management. Vol. 64. P. 40-51.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 3 (84), с. 18-25

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 581.9 (574.9)

ФЛОРИСТИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ОСТРОВНЫХ СОСНЯКОВ ЗАВОЛЖСКО-КАЗАХСТАНСКОЙ СТЕПНОЙ ПРОВИНЦИИ[1]

© 2020 г. Е.А. Еремеева, Н.Б. Леонова

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, географический факультет
Россия, 119234, г. Москва, Ленинские горы, д. 1. E-mail: erem_a995@mail.ru, nbleonova2@gmail.com

Поступила в редакцию 27.01.2020. После доработки 20.02.2020. Принята к публикации 01.03.2020

Островные сосновые леса Заволжско-Казахстанской провинции Причерноморско-Казахстанской степной области обладают высоким биоразнообразием и носят реликтовый характер, проблемы их изучения и сохранения актуальны в условиях усиления антропогенного воздействия и климатических изменений. На основе собственных полевых материалов и данных литературных публикаций был проведен комплексный анализ флористического состава сообществ сосновых лесов национальных парков Бурабай, Каркаралинский и Бузулукский бор, Наурзумского заповедника, Канонерского лесхоза (юг Приишимских ленточных боров), а также сосняков Ильменского заповедника и Бурлинского ленточного бора, находящихся в лесостепных районах вблизи северного предела провинции. Впервые в едином ключе обобщены данные по флористическому разнообразию всех крупных сосновых массивов провинции в географическом аспекте. Сходство в таксономической, географической, эколого-морфологической и эколого-ценотической структуре флористического состава всех разобщенных между собой островных сосняков указывают на наличие исторических связей и их реликтовый характер. Результаты корреляционного и кластерного анализа флористических списков показали различную степень сходства между массивами сосняков в разных частях провинции в связи со спецификой физико-географических условий. Выделены три группы сосняков: а) сосняки песчаных массивов Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза с наиболее ксерофильным обликом, бедные по составу, с преобладанием степных видов и дерновинных злаков; б) сосняки гранитных массивов Казахского мелкосопочника (национальеы парки Бурабай, Каркаралинский) со средним видовым богатством; в) сосняки Бузулукского и Бурлинского боров, занимающие наиболее северное, пограничное положение в провинции – с высоким флористическим богатством и повышенным участием лесных видов.

Ключевые слова: островные сосновые леса, степная провинция, таксономическое и типологическое разнообразие, ареалы, эколого-ценотические группы видов.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10114

Природа, структура и происхождение островных лесных экосистем, существующих южнее границы современного зонального распространения, в частности, в пределах Заволжско-Казахстанской степной провинции, давно привлекали внимание географов и геоботаников (Сукачев, 1972; Карамышева, 1973; Горчаковский, 1987; Лавренко, 1991). В настоящее время в условиях усиливающегося антропогенного пресса и климатических изменений проблема сохранения этих сообществ с уникальным фиторазнообразием обостряется (Горчаковский, 2005; Кин, 2010; Султангазина, 2015), однако эффективное сохранение растительных сообществ возможно только на основе всестороннего знания их структуры, экологии и географии. При достаточно большом количестве региональных исследований (Гаель, 1962; Заугольнова, 1975; Перегожин, 2008; Хрусталева, 2009) современных работ обобщающего характера недостаточно. Целью данной работы является выявление таксономического и типологического разнообразия флористического состава реликтовых сосновых лесов Заволжско-Казахстанской степной провинции на всем ее протяжении в связи с эколого-географическими факторами.

[1] Работа выполнена в рамках темы «Разнообразие, динамика и мониторинг экосистем в условиях изменений окружающей среды» (ГЗ), № ЦИТИС АААА-А16-116032810082-6.

Материалы и методы исследования

Согласно ботанико-географическому районированию Е.М. Лавренко (1970), Заволжско-Казахстанская степная провинция (ЗКП) относится к Причерноморско-Казахстанской подобласти Евразиатской степной области. Были рассмотрены 7 островных сосновых массивов, 5 из которых располагаются в подпровинциях ЗКП: Бурлинский бор в Заволжско-Ергенинской, Наурзумский заповедник в Зауральско-Тургайской, Государственный национальный природный парк Бурабай в Центральноказахстанской, Каркаралинский национальный парк (НП) и Канонерский лесхоз в Восточноказахстанской. Кроме того, для сравнения с близкими сообществами лесостепной зоны рассмотрены сосняки Ильменского заповедника на Южном Урале и Бурлинского ленточного бора (рис. 1).

Рис. 1. Положение рассматриваемых сосновых массивов в системе ботанико-географического районирования Причерноморско-Казахстанской подобласти степной области Евразии (Степи Евразии, 1991). *Условные обозначения.* А) Границы: I – подобласти, II – провинций, III – подпровинций. Провинции: 1 – Балкано-Мезийская лесостепная, 2 – Восточноевропейская лесостепная, 3 – Причерноморская (Понтическая) степная, 4 – Западносибирская лесостепная, 5 – Заволжско-Казахстанская провинция. В) Территория Заволжско-Казахстанской степной провинции: 5а – Ергенинско-Заволжская степная подпровинция, 5б – Зауральско-Тургайская степная, 5в – Центральноказахстанская степная, 5г – Восточноказахстанская степная, 5д – Саурско-Тарбагатайская степная, 5е – Калбинско-Южноалтайская горностепная. С) Рассматриваемые сосновые массивы: 1 – Каркаралинский НП (РК*), 2 – Канонерский лесхоз (РК), 3 – НП Бурабай (РК), 4 – Наурзумский заповедник (РК), 5 – НП Бузулукский бор (РФ**), 6 – Ильменский заповедник (РФ), 7 – Бурлинский ленточный бор (РФ). *РК – Республика Казахстан, **РФ – Российская Федерация

Заволжско-Казахстанская степная ботанико-географическая провинция занимает обширную площадь и отличается большим разнообразием геологических структур, климатических условий, ландшафтов, растительного и почвенного покровов. В состав провинции входят равнинные участки с развитым осадочным чехлом, мелкосопочные массивы, образованные гранитными интрузиями, с большими площадями денудационных равнин между ними и предгорные части горных массивов каледонского и герцинского орогенеза. Климат на всей территории провинции континентальный, с недостатком влаги и большими амплитудами годовых и суточных температур, с усилением континентальности с запада на восток. Почвенный покров в основном представлен каштановыми почвами, но в северной части встречаются черноземы. В предгорьях, а также на участках, примыкающих к мелкосопочнику, формируются горные черноземы и горные каштановые почвы, большие территории приходятся на участки засолённых почв. В растительном покрове наибольшую площадь занимают сухие дерновиннозлаковые типчаково-ковыльные степи. Лесные массивы в пределах провинции сохранились только в локализованных местообитаниях, представленных гранитными и метаморфическими массивами или древними песчаными террасами. Здесь создаются наилучшие условия для произрастания лесов вследствие благоприятных эдафических условий и специфики горного Казахского мелкосопочника. Рассмотренные сосновые массивы в физико-

географическом плане можно разделить на следующие группы: 1) *сосняки возвышенностей* – НП Каркаралинский и Бурабай, Ильменский заповедник с относительно высокой влагообеспеченностью по сравнению с окружающими территориями; 2) *северные сосняки на песках* – Бузулукский бор, Бурлинский бор (расположенные в северной части степной зоны или в лесостепи, для которых характерно относительно большое количество осадков и развитая гидрологическая сеть); 3) *южные сосняки на песках* – Наурзумский заповедник, Канонерский лесхоз, расположенные в подзоне сухих степей с выраженным засушливым сезоном).

Основой для анализа флористического разнообразия сосновых лесов послужили полевые материалы, собранные авторами и студентами Казахстанского филиала МГУ в национальных парках Республики Казахстан «Бурабай» и «Каркаралинский» в 2008-2016 гг. (99 геоботанических описаний), а также данные многочисленных научных публикаций о природных условиях, растительности и флоре сосняков Заволжско-Казахстанской степной провинции (более 50 источников и картографических материалов). На их основе были выявлены флористические списки сообществ островных сосновых лесов.

Анализ таксономического разнообразия, выявление сходства и различия островных сосняков проведены на основе корреляционного анализа Кендалла в программе SPSS Statistics и кластерного анализа в программе Biodiversity Pro. Номенклатура видов и их принадлежность к семействам даны в соответствии с Открытым онлайн атласом-определителем растений и лишайников России и сопредельных стран «Плантариум» (2007). Анализ типологического разнообразия флористических списков сосняков включал выявление экологических и эколого-ценотических групп видов сосудистых растений, состава жизненных форм, типов географических ареалов и сравнение их спектров для сосняков разных частей провинции. Использованы данные по характеристике видов сосудистых растений по литературным источникам (Иллюстрированный …, 1969, 1972; Кин, 2009; Флора СССР (1934-1964)) и интернет-источникам (Открытый онлайн атлас-определитель …, 2007; Институт математических проблем …, 2001; Электронный каталог …, 2001; Агроэкологический атлас …, 2008). В связи с большим разнообразием типов ареалов видов в литературных источниках потребовалось объединить их в группы по широтному и долготному принципам.

Результаты исследования

Таксономический анализ. По таксономическому богатству островные сосняки значительно различаются между собой (табл. 1). В пределах провинции наибольшим таксономическим богатством на всех уровнях (виды, роды, семейства) отличается Бузулукский бор, расположенный на западе провинции и контактирующий с широколиственными лесами, обогащающими его флору неморальными видами. Несколько меньшее, хотя и сравнительно высокое разнообразие характерно для сосновых лесов Каркаралинского НП и НП Бурабай. Наименьшие значения разнообразия характерны для сосняков Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза. Родовой коэффициент – отношение числа видов растений к числу родов, показывает, насколько равномерно распределены виды по родам (Толмачёв, 1974). Высокий родовой коэффициент для определенной территории может быть обусловлен тем, что ее экологические условия благоприятны для развития некоторых систематических групп. Низкий родовой коэффициент можно интерпретировать как показатель высокой внутривидовой конкуренции (Елумеева, 2007). Наибольшие показатели родового коэффициента наблюдаются для флоры сосняков Бузулукского бора, Бурлинского ленточного бора, Наурзумского заповедника (более 1.5), что указывает на то, что их разнообразие достигается во многом за счёт многовидовых родов.

Ранговый анализ представленности семейств показал значительное сходство между сосняками: преобладают представители семейства *сложноцветных*, второе место занимают *злаки*, доля которых достигает максимума в аридных условиях Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза. Третье место занимают *розоцветные*, доля которых в большинстве случаев близка к злакам, значительно снижаясь только в сосняках песчаных бугров (Наурзумский заповедник, Канонерский лесхоз; рис. 2).

Коэффициенты ранговой корреляции Кендалла (табл. 2) позволяют судить о сходстве и различиях между флористическим составом отдельных массивов сосняков. Для подсчёта использовались данные о количестве видов в 23 наиболее многочисленных по числу видов родах, характерных для всех массивов. Корреляционные связи обнаружены между родовыми списками сосняков Каркаралинского НП, НП Бурабай и Ильменского заповедника, и более тесная связь –

между списками Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза. Это говорит о том, что флора лесных массивов ЗКП обладает высоким уровнем самобытности, но между некоторыми сосняками обнаруживается некоторое сходство, обусловленное сходством исторического развития и современных лесорастительных условий. Незначительные коэффициенты корреляции наблюдаются для Бузулукского и Бурлинского боров, что может быть обусловлено их удалённостью.

Таблица 1. Таксономическое богатство сосновых лесов ЗКП и смежных лесостепных районов.

Географический район	**Сосняки Заволжско-Казахстанской степной провинции**					**Сосняки лесостепи**	
Название лесного массива	**Бузулукский бор**	**Наурзумский заповедник**	**НП Бурабай**	**НП Каркаралы**	**Канонерский лесхоз**	**Ильменский заповедник**	**Бурлинский ленточный бор**
Общее число видов	314	133	165	201	99	132	255
Число родов	190	86	120	133	68	105	162
Число семейств	67	35	45	50	25	41	53
Родовой коэффициент	**1.65**	**1.55**	**1.38**	**1.51**	**1.46**	**1.26**	**1.57**

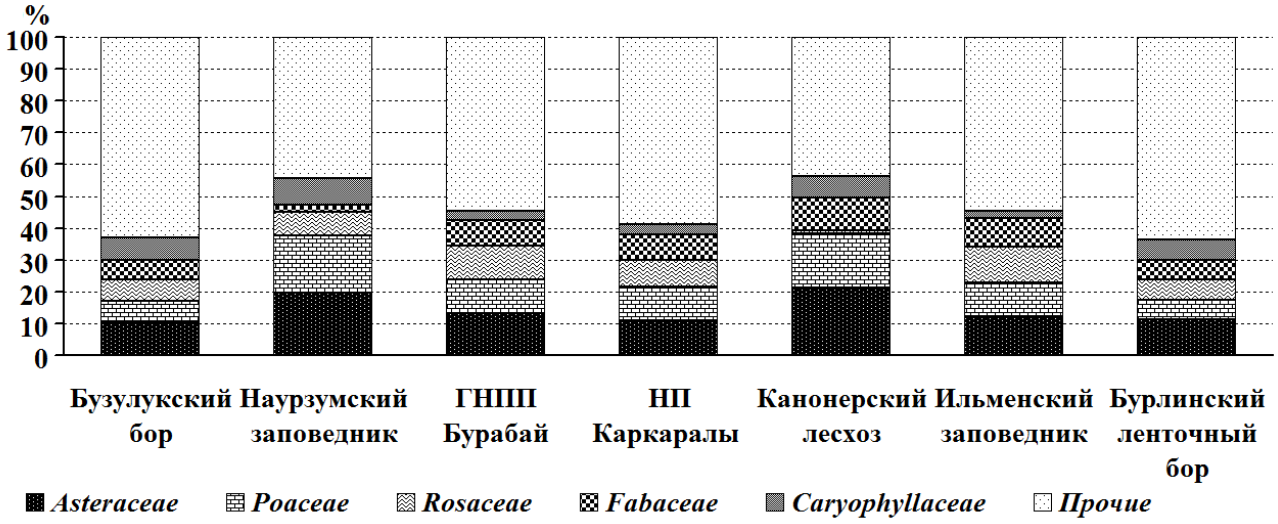


Рис. 2. Таксономические спектры сосновых лесов ЗКП и смежных лесостепных районов.

Для выявления сходства между флористическим составом рассматриваемых сосняков также был проведён кластерный анализ в программе Biodiversity-Pro по Брей-Кёртису (рис. 3). Наибольшим сходством обладают сосняки Каркаралинского НП и НП Бурабай. Следующая группа включает сосняки Бузулукского бора и боров лесостепной зоны (Бурлинский ленточный бор и Ильменский заповедник). Особняком стоят сосняки песчаных массивов – сосняки Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза.

Географический анализ. В сосновых лесах ЗКП преобладают виды с широким ареалом: евразиатские (47%), голарктические (14%), евросибирские (13%) и европейские (15%; табл. 3).

Преобладание видов с европейскими ареалами, вероятно, связано с их повышенным количеством в Бузулукском бору, а также с историческими связями, – некоторые из видов отмечены в разных массивах сосняков.

По широтной приуроченности ареалов преобладают степные виды (39%). Меньшим, но значительным числом представлены виды с неморальным типом ареала (18%), бореально-неморальным (11%) и плюризональные виды (10%), на таежные (бореальные) приходится 7%. Проникновение в леса столь большого числа степных видов говорит о связях с окружающими степными пространствами и постепенном остепнении лесов. Лесные виды, встречающиеся в лесах ЗКП, в основном обладают широкими ареалами, захватывающими бореальную и широколиственную зоны и выходящими южнее за её пределы. Повышенное количество неморальных видов связано с сосняками Бузулукского бора, непосредственно контактирующими с широколиственными лесами, часто образующими смешанные широколиственно-сосновые древостои. В лесах ЗКП встречается 11 видов, характерных только для Заволжско-Казахстанской провинции. В основном это степные виды, но есть среди них и вид, характерный непосредственно для сосновых лесов – *Betula kirghisorum*.

Таблица 2. Коэффициенты ранговой корреляции Кендалла для флористических списков островных сосняков.

		Бз*	Нз	Бураб	Карк	Канон	Ильм	Бурл
Бз	1**		-0.20	0.03	-0.11	-0.15	0.08	0.25
	2		0.26	0.85	0.51	0.40	0.67	0.14
Нз	1	-0.20		0.04	-0.02	0.56	-0.10	-0.08
	2	0.26		0.84	0.93	0.002	0.59	0.63
Бураб	1	0.03	0.04		0.41	0.15	0.39	0.25
	2	0.85	0.84		0.02	0.387	0.03	0.14
Карк	1	-0.11	-0.02	0.41		0.12	0.36	0.21
	2	0.51	0.928	0.02		0.495	0.047	0.21
Канон	1	-0.15	0.56	0.15	0.12		-0.08	0.16
	2	0.40	0.002	0.39	0.50		0.678	0.35
Ильм	1	0.08	-0.10	0.39	0.36	-0.08		0.06
	2	0.67	0.59	0.03	0.05	0.68		0.76
Бурл	1	0.25	-0.08	0.25	0.21	0.16	0.06	
	2	0.14	0.63	0.14	0.21	0.35	0.76	

Примечания к таблице 2: *Бз – Бузулукский бор, Нз – Наурзумский ЗП, Бураб – НП Бурабай, Карк – Каркаралинский НП, Канон – Канонерский лесхоз, Ильм – Ильменский заповедник, Бурл – Бурлинский бор; **1 – коэффициент корреляции, 2 – значимость (двухсторонняя). Более темным тоном выделены коэффициенты со значимостью менее 0.05 (двухсторонней).

Анализ жизненных форм по классификации И.Г. Серебрякова (1962) выявил значительное сходство в распределении видов по принадлежности к жизненным формам между сосняками разных подпровинций. В составе древесного яруса выделяется один представитель вечнозелёных деревьев *Pinus sylvestris* L. и листопадные *Betula pubescens*, *Populus tremula* и другие, – всего 1-5% флористического состава. Во всех рассматриваемых сосняках больше листопадных кустарников, чем вечнозеленых (*Cerasus fruticosa*, *Crataegus sanguinea* и др.), причем наименьшие доли древесных и кустарниковых растений наблюдаются в сосняках Канонерского лесхоза, а наибольшие – в Бузулукском бору. В составе травяно-кустарничкового яруса преобладают корневищные (31-45%), корневые (18-25%) и дерновинные (6-12%) многолетники.

Эколого-ценотический анализ показал, что во всех рассматриваемых сосняках преобладают степные и луговые виды. В Наурзумском заповеднике их количество практически равно, а в Канонерском лесхозе степные виды однозначно преобладают. Кроме того, благодаря эдафическим условиям в обоих сосняках высока доля петрофитно- и псаммофитно-степных видов. Далее по степени значимости в сообществах идут лесные виды: бореальные, неморальные и боровые.

Наибольшее число видов данных групп закономерно отмечается в более северных сосняках лесостепной зоны: в Бурлинском бору и в Ильменском заповеднике. Доля лесных неморальных видов значительно повышена в Бузулукском бору. В сухих сосняках на песках Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза их участие, наоборот, снижено. Сосняки гранитных низкогорий (НП Каркаралинский и НП Бурабай) занимают промежуточное положение по числу лесных видов. В отличие от Бузулукского бора, во всех прочих островных сосняках Заволжско-Казахстанской степной ботанико-географической провинции лесные виды представлены бореальными элементами.

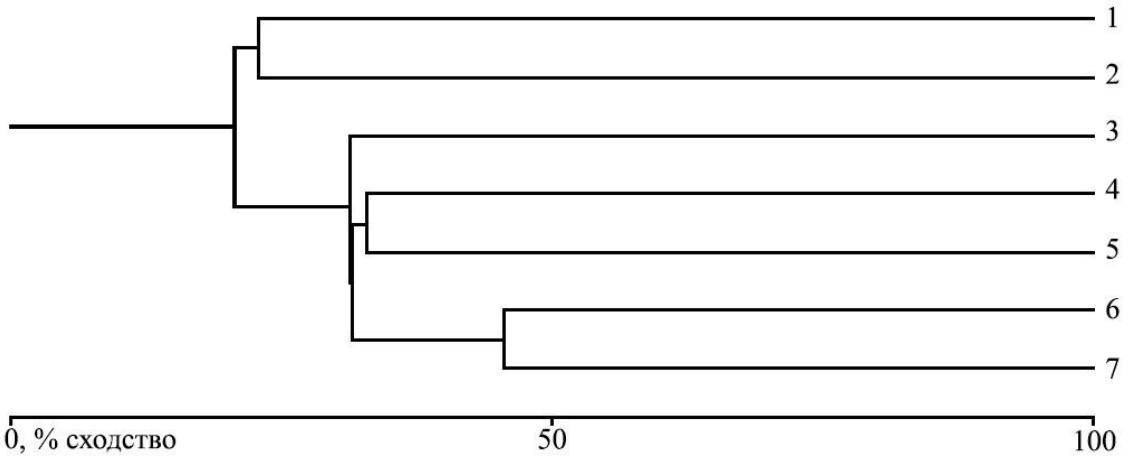


Рис. 3. Кластерный анализ сосняков ЗКП и лесостепной зоны. *Условные обозначения:* 1 – Канонерский лесхоз, 2 – Наурзумский заповедник, 3 – Ильменский заповедник, 4 – Бурлинский бор, 5 – Бузулукский бор, 6 – НП Бурабай, 7 – НП Каркаралинский.

Таблица 3. Распределение числа видов сосудистых растений сосновых лесов по типам ареалов.

Ареалы	**1***	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**Всего**
Арктоальпийский	0	4	0	0	0	0	0	0	0	**4**
Тундрово-лесной	0	2	0	2	0	0	0	0	0	**4**
Бореальный	0	21	14	9	2	6	1	0	1	**54**
Бореально-неморальный	0	18	**40**	19	0	14	0	0	0	**91**
Неморальный,	0	20	**55**	26	0	**41**	0	0	0	**142**
Широколесной	0	1	6	4	2	1	4	1	0	**19**
Бореально-неморально-степной	0	10	**48**	14	3	15	0	0	0	**90**
Степной	0	15	**166**	30	**37**	**41**	9	12	9	**317**
Плюризональный	8	21	**48**	2	0	2	0	0	0	**81**
Синантропный	1	2	0	0	1	0	0	0	0	**4**
Всего по группе	**9**	**116**	**377**	**106**	**45**	**120**	**14**	**13**	**10**	

Примечания к таблице 3: *Долготная приуроченность ареалов: 1 – гемикосмополитный, 2 – голарктический, 3 – евразиатский, 4 – евросибирский, 5 – азиатский, 6 – европейский, 7 – сибирский, 8 – причерноморско-казахстанский, 9 – заволжско-казахстанский (Кин, 2009; Султангазина, 2015; Флора СССР, 1934-1964; Открытый онлайн атлас-определитель …, 2007; Электронный каталог …, 2001; Агроэкологический атлас …, 2008).

Выводы

Исследования флористического состава сообществ реликтовых сосновых лесов, распространенных островными массивами в ЗКП, выявили ряд общих черт и различий в их фиторазнообразии, что обусловлено особенностями физико-географических условий.

Флористическое богатство сосняков ЗКП уменьшается с севера на юг в связи с аридизацией климата и удалением от основного ареала лесов. Максимальные значения видового богатства характерны для сосняков Бузулукского и Бурлинского боров, минимальные – для лесов Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза.

Таксономический анализ показал значительное сходство спектров в разных частях провинции: преобладают представители семейств сложноцветных, злаков, розоцветных и бобовых. Отличаются спектры в Наурзумском заповеднике и Канонерском лесхозе, где повышена доля злаков. Анализ ранговой корреляции Кендалла для родов и кластерный анализ для видов показали, что наибольшим сходством флористического состава обладают а) сосняки национальных парков Каркаралинский и Бурабай, б) Наурзумский заповедник и Канонерский лесхоз.

Анализ ареалов видов сосудистых растений выявил преобладание видов с широкими евразиатскими, голарктическими, евросибирскими и европейскими ареалами.

Преобладающие жизненные формы представлены в сосняках провинции довольно однородно: близкий состав древесно-кустарникового яруса, а среди трав преобладают корневищные, корневые и дерновинные многолетники.

В сосняках провинции преобладают виды луговой и степной эколого-ценотических групп. Немаловажную роль в составе сообществ играют лесные виды, включая бореальные, бореально-неморальные, неморальные и боровые: наибольшая их доля отмечается в лесах Бузулукского и Бурлинского боров, а минимальная – в Канонерском лесхозе и Наурзумском заповеднике, где они произрастают в равнинных условиях на песках.

В целом, выделены три группы сосняков, близких по характеру фиторазнообразия: а) сосняки Наурзумского заповедника и Канонерского лесхоза с низкими показателями флористического богатства, наиболее ксерофильным обликом сообществ, преобладанием степных видов и максимальным распространением дерновинных злаков; б) сосняки НП Каркаралинский, Бурабай и Ильменского заповедника, приуроченные к возвышенностям, характеризующиеся средним видовым богатством и переходным составом таксономического и типологических спектров; в) сосняки Бузулукского и Бурлинского боров, занимающих пограничное положение в провинции, с высоким флористическим богатством и повышенным участием лесных видов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Агроэкологический атлас России и сопредельных стран: экономически значимые растения, их вредители, болезни и сорные растения. 2008 / Ред. А.Н. Афонин, С.Л. Грин, Н.И. Дзюбенко, А.Н. Фролов. [Электронный ресурс http://www.agroatlas.ru/ru/index.html (дата обращения 23.03.2019)].

Горчаковский П.Л. 1987. Лесные оазисы Казахского мелкосопочника. М.: Наука. 158 с.

Горчаковский П.Л., Золотарева Н.В., Коротеева Е.В., Подгаевская Е.Н. 2005. Фиторазнообразие Ильменского заповедника в системе охраны и мониторинга. Екатеринбург: Гощицкий. 192 с.

Елумеева Т.Г., Онипченко В.Г. 2007. Оценка родового коэффициента в безлесных фитоценозах Тебердинского заповедника // III Всероссийская школа-конференция «Актуальные проблемы геоботаники». Петрозаводск. С. 322-326.

Заугольнова Л.Б., Воронцова Л.И. 1975. Флора и растительность Наурзумского государственного заповедника. Сборник трудов. М.: Типография МГПИ им. В.И. Ленина. С.76-133.

Иллюстрированный определитель растений Казахстана. 1969 / Ред. В.П. Голоскокова. Т. 1. Алма-Ата: Наука. 644 с.

Институт математических проблем биологии. База данных «Флора сосудистых растений Центральной России». 2001 [Электронный ресурс https://www.impb.ru/eco (дата обращения 15.05.2019)].

Карамышева З.В., Рачковская Е.И. 1973. Ботаническая география степной части Центрального Казахстана. Л.: Наука. 250 с.

Кин Н.О. 2009. Флора Бузулукского бора (сосудистые растения) // Труды научного стационара-филиала Института степи УрО РАН «Бузулукский бор». Т. II. Екатеринбург: УрО РАН. 250 с.

Лавренко Е.М. 1970. Провинциальное разделение Причерноморско-Казахстанской подобласти степной области Евразии // Ботанический журнал. Т. 55. № 12. С. 609-625.

Ленточные боры Прииртышья. 1962 // Труды Лаборатории лесоведения / Ред. А.Г. Гаель. Т. IV. М.: Изд-во

АН СССР. 230 с.
Открытый онлайн атлас-определитель растений и лишайников России и сопредельных стран «Плантариум». 2007 [Электронный ресурс http://www.plantarium.ru (дата обращения 15.05.2019)].
Степи Евразии. 1991 / Ред. Лавренко Е.М. Л.: Наука. 146 с.
Сукачев В.Н. 1972. Избранные труды в 3-х томах. Основы лесной типологии и биогеоценологии. Т. 1 / Ред. Е.М. Лавренко. Л.: Наука. 419 с.
Султангазина Г.Ж. 2015. Географический анализ флоры природного парка «Бурабай» // Вестник Государственного университета имени Шакарима города Семей. № 1 (69). С. 200-204.
Толмачев А.И. 1974. Введение в географию растений. Л.: Издательство Ленинградского университета. 244 с.
Флора СССР в 30-ти томах. 1934-1964 / Ред. В.Л. Комаров. М.: АН СССР: т. II. 1934. 410 с.; т. III. 1935. 629 с.; т. V. 1936. 956 с.; т. VI. 1936. 934 с.; т. VIII. 1939. 688 с.; т. IX. 1939. 530 с.; т. X. 1941. 353 с.; т. XI. 1945.432 с.; т. XII. 1946. 891 с.; т. XIII. 1948. 557 с.; т. XIV. 1949. 790 с.; т. XVI. 1950. 631 с.; т. XVII. 1952. 380 с.; т. XIX. 1953. 762 с.; т. XX. 1954. 541 с.; т. XXII. 1955. 446 с.; т. XXV. 1959. 630 с.: т. XXVI. 1961. 919 с.; т. XXX. 1964. 714 с.
Хрусталева И.А. 2009. Конспект флоры Бурлинского ленточного бора (Алтайский край) // Растительный мир Азиатской России. № 2 (4). С. 54-65.
Электронный каталог сосудистых растений Азиатской России СО РАН. 2001 [Электронный ресурс http://www-sbras.nsc.ru/win/elbib/atlas/flora (дата обращения 23.03.2019)].

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 26-34

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 631.445.52

ДИНАМИКА СОВРЕМЕННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПРИ ПАСТБИЩНОМ ИСПОЛЬЗОВАНИИ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОМ ПРИКАСПИИ

© 2020 г. В.Г. Лазарева*, В.А. Бананова, Нгуен Ван Зунг****

**Ухтинский государственный технический университет*
Россия, 169300, Республика Коми, г. Ухта, ул. Первомайская, д. 13. E-mail: lazareva-vg@yandex.ru
***Калмыцкий государственный университет им. Б.Б. Городовикова*
Россия, 358000, Республика Калмыкия, г. Элиста, ул. Пушкина, д. 11
E-mail: bananova2018@yandex.ru

Поступила в редакцию 15.03.2020. После доработки 25.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

В статье излагаются результаты многолетних исследований процесса опустынивания (деградации) засушливых земель Северо-Западного Прикаспия. Современная растительность рассматривается как результат влияния перегрузки пастбищ скотом. Авторы рассматривают этот процесс как «унификацию», ведущую к снижению видового разнообразия в сообществах и как следствие – единообразию растительного покрова. Характерная для Прикаспия комплексность почвенно-растительного покрова исчезает, происходит последовательная смена коренных растительных сообществ группой кратковременных производных. Количественная оценка процесса опустынивания включает: (классы) – стадии сбоя, критерии пастбищной дигрессии и соответствующие им индикаторы – растительные сообщества. Ими определены эколого-динамические ряды растительных сообществ, раскрывающие механизм процесса деградации. Проведенное исследование показало, что в пределах Северо-Западного Прикаспия высокая подверженность этому процессу характерна для растительности самой молодой новокаспийской террасы.

Ключевые слова: четвертичные террасы Каспия, пастбищная дигрессия, (классы) стадии, индикаторы степени пастбищного сбоя, эколого-динамические ряды растительных сообществ при опустынивании, унификация растительности.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10115

Прикаспийская низменность занимает всю восточную часть территории Республики Калмыкия. В настоящее время она входит в состав мясного пояса России, где по количеству выпасаемого скота занимает второе место. По данным статистического сборника «Регионы России за 2018», в Калмыкии содержится 5.5 млн. условных овцеголов, из них на пастбищах Северо-Западного Прикаспия – свыше 3.1 млн. Простой расчет показывает, что пастбищная нагрузка при норме выпаса 47 условных овцеголов на 100 га пастбищ (Борликов и др., 2000) превышает норму в 2.8-3.2 раза. Это подтверждает наше мнение, что в современной динамике растительности перевыпас остается ведущим антропогенным фактором рассматриваемой территории.

Однако с увеличением влажности климата и снижением антропогенной нагрузки на пастбища могут наблюдаться диаметрально противоположные процессы, способствующие реопустыниванию (Золотокрылин, 2003). В данной статье авторы многолетними исследованиями подтверждают обратимость процессов опустынивания (деградации) под влиянием как природных, так и антропогенных факторов. К природным относятся флуктуации климата, к антропогенным – степень нагрузки на пастбища скотом (Борликов и др., 2000; Неронов, 1998; Лазарева, 2018б).

Цель данной работы – на основании длительного ряда наблюдений в северо-западной части Прикаспийской низменности показать особенности современной динамики растительности под влиянием перегрузки пастбищ скотом. Задачи исследований касались выявления особенностей сукцессионных и катастрофических смен растительных сообществ вследствие усиления пасторальной дигрессии на территориях, расположенных в разных климатических условиях – опустыненных степей и северной пустыни; особенности трансформации растительности на территориях разного генезиса, отличающихся литологией поверхностных отложений –

разновременных четвертичных террас Каспия.

Материалы и методы

Район исследования – северо-западная часть Прикаспийской низменности, расположенная между 44° 59'-48° 24' с.ш. и 44° 50'-47° 60' в.д., между восточным макросклоном возвышенности Ергени на западе, долиной реки Волга на востоке и побережьем Каспийского моря на юге (рис. 1). Граница между степью и пустыней проходит примерно по 48° с.ш., к северо-западу располагаются опустыненные степи, к югу – северные пустыни.

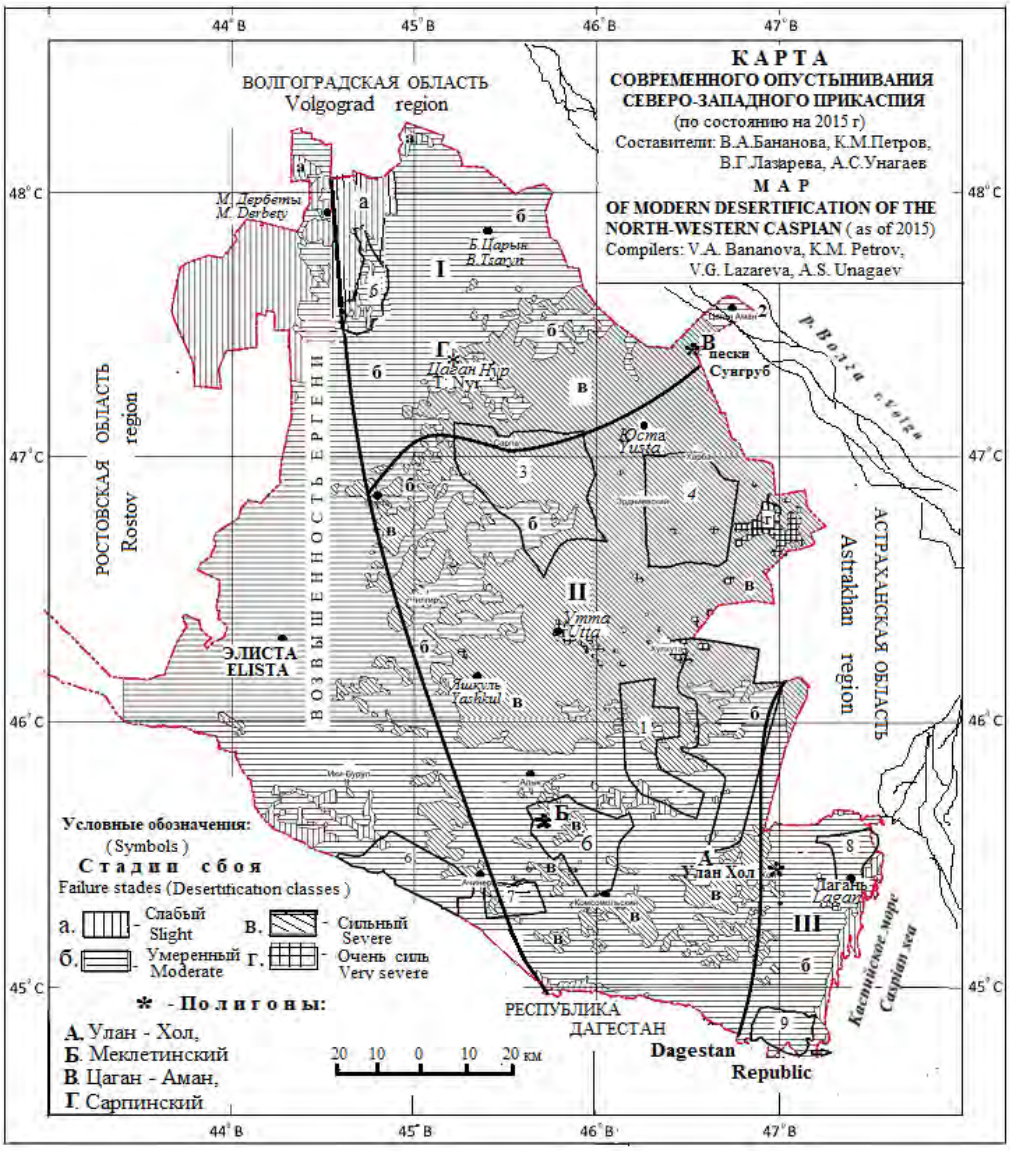


Рис. 1. Современное опустынивание аридных экосистем Северо-Западного Прикаспия. *Условные обозначения*. *Террасы:* I – раннехвалынская, II – позднехвалынская, III – новокаспийская. *Особо охраняемые природные территории:* 1 − Государственный природный биосферный заповедник «Черные земли», 2 − Природный парк Республики Калмыкия. *Заповедники федерального значения:* 3 − Сарпинский, 4 − Харбинский, 5 − Меклетинский. *Заповедники регионального значения:* 6 − Ханата, 7 − Состинский, 8 − Лаганский, 9 − Морской бирючок.

На территории Северо-Западного Прикаспия в четвертичном периоде в результате колебаний уровня Каспийского моря произошло несколько крупных трансгрессивных фаз: бакинская, хазарская, хвалынская, новокаспийская. Наибольшее влияние на природные ландшафты Прикаспия оказали две

последние, сформировавшие три террасы: раннехвалынскую, позднехвалынскую, новокаспийскую. Каждая из них соответствует определенной геологической эпохе, отражая её геологические, геоморфологические, эдафические особенности. В Прикаспии доминируют отложения морского генезиса, представленные песками, суглинками и глинами. Первые – приурочены к новокаспийской и южной частям позднехвалынской террасы, суглинки и шоколадные глины – к раннехвалынской (Карандеева и др., 1958; Свиточ, Янина, 1997; Рычагов, 2014). Пространственные закономерности распределения растительных сообществ на этих террасах отражают стадии вековой сукцессии: начинаясь на молодой новокаспийской с гигрофитными плавнями на побережье, через галофитные и ксерофитные сообщества на позднехвалынской и завершаются на раннехвалынской, поверхность которой на некоторую глубину промыта от солей. В современном зональном делении территория раннехвалынской террасы располагается в подзоне опустыненных степей, остальная – в подзоне северных пустынь (Карандеева, 1985; Сафронова, 2002).

Как было показано выше, пастбищная нагрузка – ведущий антропогенный фактор, который, накладываясь на существующую тенденцию векового развития территории и флуктуации климата, определяет формирование современного растительного покрова в Прикаспии.

Сбор полевого материала осуществлялся маршрутным и полустационарным методами в составе экспедиций кафедры ботаники Калмыцкого госуниверситета (1989, 1994-2017 гг.) и кафедры биогеографии Московского госуниверситета имени М.В. Ломоносова (1990-1993 гг.).

Исследования производились методом ключевых участков (полигонов), представляющих собой территорию с типичными, постоянно повторяющимися в данном районе сочетаниями растительных сообществ с характерными элементами рельефа, почв и других компонентов физико-географической среды (Полевая геоботаника, 1972). Выбор полигонов осуществлялся с использованием средне- и крупномасштабных топографических карт, космических снимков Landsat TM/ETM+, обработанных при помощи ГИС-программы MapInfo 11.5, с их преобразованием в программе ArcGIS 9.3. В ходе работы установлено, что в условиях Северо-Западного Прикаспия при дешифрировании растительного покрова наиболее информативными являются цветовые комбинации каналов 3, 2, 1 (естественные цвета) и 4, 3, 2 (Петров и др., 2016). Изучение особенностей пространственного распределения растительных сообществ на каждой из террас осуществлялось с помощью экологического профилирования и картографирования, которые являются основными методами в исследованиях экологических связей растительности с факторами среды обитания (Раменский, 1938).

Анализ состояния растительности основан на 347 геоботанических описаниях с использованием методик оценки, разработанных FAO/UNEP (Provisional Methodology …, 1984) и Институтом пустынь Академии наук Туркменистана (Харин и др., 1983). Согласно перечисленным методикам, интенсивность пастбищной дигрессии отражают (классы) стадии сбоя: слабый, умеренный, сильный и очень сильный. Пастбища, на которых процессы деградации чётко не выражены, относят к фоновому уровню (Харин и др., 1983). Благодаря имеющимся у авторов описаниям было проведено соотнесение растительных сообществ со стадиями пастбищного сбоя и выделены виды – индикаторы степени пастбищного сбоя, использованные в работе.

В связи с тем, что полные геоботанические описания были сделаны в разные годы, создалась возможность рассмотреть изменение растительного покрова на четвертичных террасах во времени.

Результаты исследований

Опустынивание − результат взаимодействия множества факторов, среди которых важнейшими, как указывалось ранее, являются климат и антропогенное воздействие. Наиболее чётко деградацию экосистем отражают картографические модели, на которых классы опустынивания (стадии сбоя) и их территориальное размещение демонстрируют состояние природной среды (Виноградов и др., 1987; Бананова и др., 1989; Залибеков, 1997; Куст, 1999; Борликов и др., 2000; Петров и др., 2016; Лазарева, 2018а).

Анализ наших многолетних данных показывает, что под влиянием перегрузки пастбищ скотом наблюдается экзогенная сукцессия регрессивного типа, коренные сообщества сменяются в дальнейшем производными ценозами. Смены зависят от зональных условий каждой из террас. В регионах, расположенных на раннехвалынской террасе и относящихся к опустыненной степи, смена сообществ представлена следующим эколого-динамическим рядом: лерхополынно-типчаково-пустынножитняково-тырсиковые (*Stipa sareptana, Agropyron desertorum, Festuca valesiaca, Artemisia*

lerchiana[1]) → лерхополынно-пустынно-житняково-типчаковые (*Festuca valesiaca, Agropyron desertorum, Artemisia lerchiana, A.taurica*) → мятликово-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Poa bulbosa*) → однолетниково-мятликовые (*Poa bulbosa, Anisantha tectorum, Ceratocarpus arenarius*).

В условиях северной пустыни прослежены два варианта эколого-динамических ряда смен растительных сообществ. Первый характерен отложениям более легкого гранулометрического состава позднехвалынской и новокаспийской террас: мятликово-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Poa bulbosa*) → лерхополынно-мятликовые (*Poa bulbosa, Artemisia lerchiana*) → мятликовые (*Poa bulbosa*) → однолетниковые (*Ceratocarpus arenarius, Alyssum desertorum, Petrosimonia brachiata*). Второму варианту с глинистыми отложениями в северной и западной части позднехвалынской террасы характерна смена: камфоросмово-чернополынные (*Artemisia pauciflora, Camphorosma monspeliaca*) → камфоросмово-чернополынно-однолетнесолянковые (*Climacoptera brachiata, Artemisia pauciflora, Lipidium perfoliatum, Poa bulbosa*) → однолетнесолянковые (*Petrosimonia triandra Climacoptera brachiata, Lipidium perfoliatum*; Лазарева, 2018а; Лазарева, Бананова, 2014).

Изучение видового состава и структуры растительных сообществ, происходящее в ходе регрессивной сукцессии, показывает, что перевыпас скота приводит не только к изменению видового состава сообществ, но и к упрощению их горизонтальной и вертикальной структуры, усилению единообразия растительного покрова, о чем, как о печальном результате опустынивания, писали С.В. Викторов и А.Г. Чикишев еще в 1976 г. При дальнейшем усилении нагрузок на растительный покров ярко выраженная 3-5-членная комплексность фонового уровня на суглинистых почвах при очень сильной деградации исчезает, уступая место эфемерово-эфемероидным и однолетниковым сообществам; на песчаных отложениях развивается ветровая эрозия, которая может привести к полному исчезновению растительности и формированию подвижных песков (Лазарева, Бананова, 2014).

Анализ наших данных показывает, что механизмы трансформации растительности при пастбищной дигрессии можно отнести к двум основным типам: по мере увеличения нагрузки на пастбища скотом происходит постепенное выпадение доминантов и доминирование переходит к рядовым компонентам сообщества – коротко вегетирующим видам: эфемероидам, однолетникам и эфемерам. В итоге, на месте разнообразных исходных сообществ появляются сходные малочленные деградированные. Этот процесс мы назвали «унификацией перестановки». Проникновение же новых видов и достижение ими доминирующего положения в сообществе мы назвали «унификацией внедрения». В результате, в растительном покрове формируются серийные упрощенные производные сообщества, занимающие обширные пространства (Харин и др., 1983; Лазарева, 2018а).

Растительный покров, особенности его трансформации под влиянием выпаса скота на территории Северо-Западного Прикаспия отражены на карте «Современного опустынивания» (Петров и др., 2016), где выявлены особенности пространственного распределения сообществ на каждой из четвертичных террас. Для оценки нарушения растительного покрова в категориях пастбищного сбоя были соотнесены растительные сообщества и нагрузки. Оказалось, что на раннехвалынской террасе в условиях опустыненной степи слабую стадию пастбищной дегрессии индицирует увеличение обилия мелкодерновинного злака *Festuca valesiaca*, умеренную – полукустарнички *Artemisia lerchiana, Kochia prostrata* и *Tanacetum achilleifolium*, очень сильную – эфемеры, эфемероиды, однолетники. Совершенно иначе проявляется деградация в северных полукустарничковых пустынях, где в связи с особенностями морфологического строения доминантов сообщества почти не изменяют своего видового состава даже при умеренном сбое. Еще более устойчивы к сбою чернополынные, камфоросмово-чернополынные сообщества, произрастающие на корковых солонцах. Здесь, при сильном и очень сильном сбое увеличивается степень засоления почв, в связи с этим, *Artemisia pauciflora* и *Camphorosma monspeliaca* уступают место не обычным эфемерам, а однолетним солянкам – *Petrosimonia triandra* и *Climacoptera brachiata.* Они, как и все гипергалофильные растения, поедаются скотом в осенне-зимние периоды.

Новокаспийская терраса приурочена к западному побережью Каспийского моря, абсолютные отметки варьируют от -21 до -28 м н.у.м. БС. Возраст континентального развития этой молодой, недавно вышедшей на поверхность суши, по одним данным, составляет примерно 6-8 тыс. лет (Карандеева и др., 1958; Рычагов, 2014), по другим – около 1900 и менее (Свиточ, Янина, 2006). В настоящее время, это слабоволнистая равнина с засолёнными супесчаными и песчаными почвами, на

[1] Названия видов сосудистых растений приводятся по работе S.K. Cherepanov (2007).

фоне которой почти повсеместно встречаются бугристые пески, лиманы, солончаки. Зональный растительный покров представлен гемипсаммофитными и псаммофитными вариантами злаково-полукустарничковых (*Artemisia lerchiana, Stipa sareptana, Festuca valesiaca, Agropyron fragile, Poa bulbosa*) и полукустарничковых (*Artemisia lerchiana*) пустынь. Вместе с тем, в современном растительном покрове доминируют однолетниково-мятликово-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Poa bulbosa, Climacoptera brachiata, Alyssum turkestanicum, Syrenia siliculosa*) сообщества, соответствующие сильному и умеренному сбою. Они занимают 22.3:73.2% территории (рис. 1).

Изучение влияния выпаса скота на растительный покров террасы производилось на полигоне «Улан-Хол» (45° 27.8' с.ш., 46° 38.8' в.д.) площадью 6 км^2 (рис. 1). Полигон расположен на границе новокаспийской и позднехвалынской террас, в 5 км от одноимённого поселка. Рельеф бугристо-грядовый с барханами высотой до 2 м. Следует отметить, что до 2011 г. коренная лерхополынная (*Artemisia lerchiana*, *Poa bulbosa*) пустыня использовалась под круглогодичные пастбища. В результате этого пос. Улан-Хол был практически занесён песком. Для борьбы с ветровой эрозией с 2012 г. при участии местного населения используются сезонные сроки пастьбы. Пастбища полигона разделены на два участка: летний и зимний. Границей между ними служит железнодорожное полотно «Кизляр-Астрахань». На летнем участке скот выпасается с апреля по ноябрь, на зимнем – с декабря по март включительно. На летних пастбищах в период исследований (2011, 2015-2018 гг.) в растительном покрове господствовали сильный гармалово-тырсиковый (*Stipa sareptana, Peganum harmala*) и очень сильный разнотравно-однолетниковый (*Agriophyllum squarrosum, Melilotus polonicus, Amarantus albus, Syrenia siliculosa*) классы сбоя, занимая 74.3% (52.4:21.9%) от территории полигона. На их фоне до настоящего времени встречаются барханы и массивы подвижных песков, лишённых растительности. Урожайность и кормовая ценность этих пастбищ практически приближаются к нулю. К пастбищам с умеренно сбитым травостоем отнесены: джузгуново-тырсиково-лерхополынные, (*Artemisia lerchiana, Stipa sareptana, Callygonum aphyllum*), житняково-однолетниково-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Senecio vernalis, Consolida regalis, Syrenia siliculosa, Agropyron fragile*) сообщества, занимающие 25.7% от площади полигона. Индикаторами стадий ветровой эрозии здесь являются псаммофит *Callygonum aphyllum* и гемипсаммофит *Stipa sareptana*. По данным метеостанции «Лагань», проективное покрытие варьирует в засушливый 2017 г. (242 мм осадков) от 0 до 15%, во влажный 2016 г. (407 мм) от 10 до 30%, урожайность – до 9.7 ц/га, из них поедаемая часть составляла 2.8 ц/га (*Stipa sareptana* плохо поедается скотом).

На зимних пастбищах полигона «Улан-Хол» в отличие от летних доминирует умеренный (34.1%) сбой, сильный и очень сильный находились приблизительно в равных соотношениях (24.0:19.8%). Вместе с тем, на этом фоне встречаются небольшие фрагменты со слабо изменённым травостоем (1.3%). Они приурочены, в основном, к улучшенным территориям, зарослям кустарника – *Callygonum aphyllum.* Его посадка была произведена более 15 лет тому назад и в настоящее время находится в удовлетворительном состоянии, занимая 20.8% от площади полигона. Слабую стадию сбоя представляют прутняково-лерхополынные с джузгуном (*Artemisia lerchiana, Kochia prostrata, Callygonum aphyllum*) фитоценозы, доминантами являются полукустарнички *Artemisia lerchiana* и *Kochia prostrata.* Первый из них хорошо поедается скотом в осенне-зимний период, второй является растением отличного кормового достоинства. Урожайность зимних пастбищ достигает 32.6 ц/га, из них поедаемая часть составляет 5.4 ц/га. В видовом составе умеренного эфемерово-лерхополынного сбоя присутствуют 9-11 видов, среди них кустарничек *Ephedra distachya*, из эфемеров и однолетников – *Anisantha tectorum, Amaranthus albus, Salsola ruthenica, Descurainia Sophia* и другие, из многолетников – *Alhagi pseudalhagi*. Проективное покрытие в весенне-осенний периоды достигает 45%, в летний − 10-20%. При сильной и очень сильной деградации травостой прутняково-лерхополынно-однолетниковый, гармалово-верблюжьеколючковый с кияком. Индикатором ветровой эрозии в данном случае является *Leymus racemosus.* Проективное покрытие в весенне-осенний периоды составляет 30-40%, в летний снижается до 0-10%.

Таким образом, в растительном покрове новокаспийской террасы под влиянием пастбищной дегрессии на летних пастбищах песчаные массивы практически лишены растительности. Производные сообщества развиваются только в осенне-зимние периоды. На зимних пастбищах в отличие от летних наблюдается закрепление песков, способствующее развитию травостоя.

Позднехвалынская терраса − самая обширная из четвертичных террас. Она занимает центральную и южную части Северо-Западного Прикаспия (рис. 1). Возраст её континентального

развития составляет около 9-11 тыс. лет, абсолютные высотные отметки варьируют от -5 до +20 м н.у.м. БС (Рычагов, 2014). Это равнина расположена в подзоне северной пустыни и осложнена разнообразными мезоформами рельефа: плоскими и волнистыми увалами, бэровскими буграми с относительной высотой до 8 м. Здесь развиты автоморфные бурые почвы (песчаные и супесчаные), изредка встречаются суглинистые в комплексе с солонцами. Широко распространены бугристые пески, солончаковые депрессии с гипергалофитной растительностью. В растительном покрове равнины господствуют прикаспийские северные полукустарничковые (*Artemisia lerchiana, A. pauciflora, Kochia prostrata*) и злаково-полукустарничковые (*Artemisia lerchiana, A. pauciflora, Poa bulbosa, Stipa sareptana*) пустынные сообщества, которые с давних времен используются в качестве пастбищ. В современном растительном покрове террасы доминируют умеренный мятликово-лерхополынный и сильный лерхополынно-мятликовый сбои (42.1:55.3%), (Лазарева, 2018а).

Изучение влияния выпаса скота на растительный покров позднехвалынской террасы производился на полигоне «Меклетинский» (45° 14.6' с.ш., 46° 06.2' в.д.). Он расположен на территории одноимённого орнитологического заказника федерального значения, у солёного, пересыхающего в летний период озера Колтан-Нур, в подзоне северных пустынь. Здесь развиты злаково-лерхополынные полукустарничковые (*Artemisia lerchiana, A. pauciflora, Poa bulbosa, Stipa lessingiana, S. sareptana, Festuca valesiaca, Agropyron desertorum*) пустыни на бурых легкосуглинистых солонцеватых почвах. На их фоне небольшими участками встречаются чернополынные (*Artemisia pauciflora*) и таврическополынные (*Artemisia taurica*) сообщества. Изучение пастбищной дигрессии осуществлялось в разное время: в годы с наименьшей (1990-2000 гг.) и наибольшей (2015-2018 гг.) антропогенной нагрузкой. В первый период в регионе резко сократилось поголовье выпасаемого скота − с 1.80 млн. в 1987 г. до 0.5 млн. условных овцеголов соответственно, нагрузка на пастбища составила 11 овец на 100 га при средней урожайности 2.7 ц/га воздушно-сухой поедаемой массы, т.е. на пастбищах наблюдался недовыпас. Кроме того, по данным метеостанции «Яшкуль», количество осадков в данный период значительно увеличилось (с 220 до 375 мм в год), климат стал более влажным. В этих условиях в растительном покрове пастбищ наблюдалась восстановительная сукцессия, снизилось участие ксерофильных однолетников и, наоборот, увеличилось обилие полукустарничков: прутняка, ромашника (*Tanacetum achilleifolium*), полыни Лерха, галоксерофильных солянок. Вместе с тем, в видовом составе чернополынников было отмечено появление гипергалофита сарсазана (*Halocnemum strobilaceum*), индицирующего увеличение влажности и засоления почвогрунтов. Этот процесс усилился в последнее время (2015-2018 гг.) и, как следствие, в чернополынных фитоценозах *Halocnemum strobilaceum* занял позицию субдоминанта, в лерхополынных – детерминанта, в травостое сообществ появились галомезофит прибрежница солончаковая (*Aeluropus littoralis*) и мезогалофит полынь сантонинная (*Artemisia santonica*). В почвах сарсазаново-чернополынных сообществ плотный остаток водорастворимых солей увеличился с 0.718% в 1995 г. до 1.180% к 2017 г.

В настоящее время (2015-2018 гг.) на позднехвалынской террасе численность выпасаемого скота увеличилась в 4.4 раза и составляет более 2.2 млн. условных овцеголов, в связи с чем на полынных пастбищах доминирует сильный и очень сильный однолетнесолянковый (*Climacoptera brachiata, Petrosimonia oppositifolia*) и эфемерово-эфемероидный сбой (*Poa bulbosa, Anisantha tectorum, Eremopyrum orientalis*; рис. 1). Данные показатели являются результатом, с одной стороны, перегрузки пастбищ скотом, копыта которого уплотняют верхние горизонты суглинистых почв; с другой – подъёма уровня Каспийского моря, вызывающего и подъём солёных подземных вод с 3.2 до 0.8 м и более (Лазарева, 2018а).

Итак, растительный покров позднехвалынской террасы неоднородный, при выпасе скота в его северной и центральной частях на легкосуглинистых и супесчаных почвах при умеренном и сильном сбое происходит следующая смена: коренные мятликово-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Poa bulbosa*) → лерхополынно-мятликовые (*Poa bulbosa, Artemisia lerchiana*); при очень сильном сбое → в мятликовые (*Poa bulbosa*) и однолетниковые (*Ceratocarpus arenarius, Alyssum desertorum, Petrosimonia brachiata*) ценозы; в южной части террасы на песчаных и супесчаных почвах → в лерхополынно-однолетниково-мятликовые (*Poa bulbosa, Artemisia lerchiana, Alyssum turkestanicum, Syrenia siliculosa*) и массивы развеянных песков (рис. 1).

Раннехвалынская терраса − самая древняя из рассматриваемых четвертичных террас. Она занимает северную часть Прикаспия, абсолютная высота местности варьирует от +16.9 до 0-(-5) м и

ниже на юге. Географическое название региона «Сарпинская низменность». Эта территория относится к подзоне лерхополынно-типчаково-тырсиковой (*Stipa sareptana, Agropyron desertorum, Festuca valesiaca, Artemisia lerchiana*) опустыненной степи на светло-каштановых почвах. Изучение пастбищной дигрессии производилось на полигонах «Сарпинский» и «Цаган-Аман» (рис. 1). Первый расположен в центральной части террасы, в 15 км от пос. Цаган-Нур (45° 06.9' с.ш., 47° 26.9' в.д.). Он отражает особенности пастбищной дигрессии зональной лерхополынно-типчаково-тырсиковый (*Stipa sareptana, Agropyron desertorum, Festuca valesiaca, Artemisia lerchiana*) опустыненной степи. На эколого-динамическом профиле прослежена трансформация лерхополынно-типчаково-тырсиковой (*Stipa sareptana, Agropyron desertorum, Festuca valesiaca, Artemisia lerchiana*) опустыненной степи при слабом сбое → в лерхополынно-пустынножитняково-типчаковые (*Festuca valesiaca, Agropyron desertorum, Artemisia lerchiana, A. taurica*) ценозы; при умеренном и сильном → в мятликово-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Poa bulbosa*); при очень сильном → в однолетниково-мятликовые (*Poa bulbosa, Anisantha tectorum, Ceratocarpus arenarius*) производные ценозы.

В настоящее время, под влиянием выпаса скота в этой подзоне фоновым является житняково-типчаково-лерхополынный (*Artemisia lerchiana, Festuca valesiaca, Agropyron desertorum*) травостой, который мы оцениваем, как умеренный сбой (73.6%). Значительную площадь в южной части террасы занимают лерхополынно-мятликовые и лерхополынно-эфемерово-однолетниковые сообщества, представляющие стадию сильного сбоя (22.1%). У подножья возвышенности Ергени встречаются участки с лерхополынно-житняково-типчаковым травостоем, соответствующие слабому сбою (3.8%), и однолетниково-мятликовые (*Poa bulbosa, Alyssum desertorum*), представляющие стадию очень сильного сбоя. Последние сообщества встречаются в виде небольших фрагментов на территории террасы, занимая около 0.5% ее площади (рис. 1).

В южной части террасы, в 14 км от районного пос. Цаган-Аман, на правом берегу р. Волги находится одноименный полигон (46° 42.8' с.ш., 47° 36.1' в.д.; рис. 1). На его территории расположен песчаный массив «Сунгруб» антропогенного происхождения. В его растительном покрове при отсутствии выпаса скота в течение последних 30 лет наблюдаются демутационные процессы. Для их изучения здесь был проложен топо-экологический профиль длиной 3.5 км, на котором с 1987 по 2017 гг. проводятся периодические исследования (Лазарева, Бананова, 2014). В 1987 г. в результате перегрузки пастбищ скотом исходная растительность трансформировалась в бугристые пески с редкими дернинами кияка (*Leymus racemosus*), что соответствует стадии очень сильного сбоя. Отсутствие выпаса скота в течение 30 лет способствовало восстановлению коренных сообществ. В настоящее время в пределах полигона доминируют житняково-тырсиково-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Agropyron fragile, Stipa sareptana*) сообщества, соответствующие слабому сбою. При этом на равнинных участках сильный кияковый сбой за эти годы трансформировался в умеренный кияково-тырсиково-лерхополынный (*Artemisia lerchiana, Stipa sareptana, Leymus racemosus*), увеличилось общее проективное покрытие, видовой состав, урожайность (45%, 17 видов, 16.5 ц/га). Единичные экземпляры кияка, в данном случае, рассматриваются уже как реликты опустынивания прошлого века. Общими видами для сравниваемых лет стали псаммофиты *Leymus racemosus, Festuca beckeri, Koeleria glauca*.

Следует отметить, что процесс восстановления растительного покрова песчаного массива на разных элементах рельефа имеет свои особенности. В межбугровых мелких понижениях разнотравно-кияковые сообщества через 30 лет сменились разнотравно-кияково-австрийскополынными с псаммофитами *Syrenia siliculosa*, *Agriophyllum squarrosum, Agropyron fragile*. Общее проективное покрытие увеличилось с 20-25 до 55%. На вершине песчаного массива в 80-е годы XX века произрастали однолетниково-лерхополынные (*Artemisia lerchiana, Bromus japonicus, Syrenia siliculosa*) сообщества с участием *Agropyron fragile*, что соответствует сильной стадии сбоя. К 2017 году травостой стал кияково-лерхополынно-житняковым (*Agropyron fragile, Artemisia lerchiana, Leymus racemosus*). Общее проективное покрытие увеличилось с 10 до 45%. В межбарханных понижениях сообщества с участием житняка (*Agropyron pectinatum*), подмаренника (*Galium verum*), полынка (*Artemisia austriaca*), пырея (*Elytrigia repens*) трансформировались в перистоковыльно-песчанополынные (*Artemisia arenaria, Stipa pennata*). Флористический состав увеличился с 9 до 15 видов, общее проективное покрытие – с 25 до 90% (Бананова, Лазарева, 2014).

Изучение видового состава и структуры растительных сообществ, происходящее в ходе регрессивной сукцессии, показывает, что перевыпас скота приводит не только к изменению видового

состава сообществ, но и к упрощению его горизонтальной и вертикальной структуры, усилению единообразия растительного покрова, о чем, как о печальном результате опустынивания, писали еще в 1976 г. С.В. Викторов и А.Г. Чикишев. При дальнейшем усилении нагрузок на суглинистых почвах ярко выраженная трех-пятичленная комплексность фонового уровня исчезает, уступая место эфемерово-эфемероидным и однолетниковым сообществам, на песчаных отложениях развивается ветровая эрозия, которая может приводить к полному исчезновению растительности и формированию подвижных песков (Лазарева, Бананова, 2014).

Таким образом, в южной части раннехвалынской террасы на песчаных почвах прослежен процесс демутации растительности, направленный на восстановление коренной злаково-полукустарничковой пустыни. При отсутствии выпаса скота происходит природная эндогенная сукцессия, подтверждающая обратимость деградационных процессов. При этом, на раннехвалынской террасе на бурых песчаных почвах в видовом составе сообществ лидирующие позиции постепенно занимают дерновинные злаки и полукустарнички. Этому процессу способствуют благоприятные климатические условия.

Выводы

– На протяжении прошлого столетия по настоящее время ведущим фактором, определяющим антропогенную динамику растительности Северо-Западного Прикаспия, остается пастбищное животноводство. Поэтому современные растительные сообщества следует рассматривать как стадии пастбищной сукцессии. Раскрыты их виды и некоторые особенности: к сукцессиям регрессивного типа относим «унификацию перестановки» и «унификацию внедрения», наблюдается здесь также и сукцессии прогрессивного типа.

– При усилении пастбищной нагрузки активизируется экзогенная сукцессия регрессивного типа, ведущая к обеднению и единообразию растительного покрова на обширных пространствах четвертичных террас. Условно коренные растительные сообщества сменяются группой кратковременных производных.

– Механизм регрессивной экзогенной сукцессии представляет собой процесс, названный нами *«унификацией перестановки»* – это перестановка многолетних доминантов и субдоминантов в рядовые виды сообщества: например, при сильном сбое степные мятликово-типчаково-лерхополынные ценозы унифицируются в типчаково-лерхополынно-мятликовые, т.е. происходит перестановка рядового компонента *Poa bulbosa* в доминирующее положение. *«Унификация внедрения»* – внедрение новых видов в зональные сообщества и достижение в них доминирующего положения: например, при усилении пастбищной нагрузки в чернополынной (*Artemisia pauciflora*) галоксерофильной пустыне произошло внедрение сарсазана (*Halocnemum strobilaceum*), что привело к формированию гипергалофильных сарсазановых сообществ.

– При снижении пастбищной нагрузки наблюдается эндогенная сукцессия прогрессивного типа, ведущая к восстановлению растительного покрова. На раннехвалынской террасе кияковые (*Lemys racemosus*) сообщества индицируют ветровую эрозию. При отсутствии выпаса скота они сменяются кияково-лерхополынно-житняковыми (*Agropyron fragile, Artemisia lerchiana, Lemys racemosus*) сообществами, отличающимися большим числом видов, усложнением вертикальной структуры и урожайностью. В условиях северной пустыни на молодой новокаспийской террасе использование сезонных сроков пастьбы способствовало закреплению развеянных песков, восстановлению травостоя.

– Разработка картографических материалов позволяет отразить состояние и территориальное размещение растительных сообществ на период исследований и помогает определить стратегии и мероприятия для борьбы с причинами негативных процессов.

– Анализ современного растительного покрова Северо-Западного Прикаспия показывает, что происходят его широкомасштабные негативные изменения, обусловленные увеличением поголовья скота, что позволяет сделать вывод о развитии в этом регионе экологической нестабильности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бананова В.А., Лазарева В.Г. 2014. Тенденции изменения ботанического разнообразия под влиянием опустынивания в республике Калмыкия // Аридные экосистемы. Т. 20. № 2 (59). С. 87-96. [*Bananova V.A., Lazareva V.G.* 2014. Trends of Changes in the Botanical Diversity under the Influence of Desertification in the Republic of Kalmykia // Arid Ecosystems. Vol. 4. No. 2. P. 119-126].

Бананова В.А., Александров В.А., Веселева С.Н., Бамбуев Ю.А., 1989. Карта антропогенного опустынивания аридных

территорий Калмыцкой АССР. М. I: 500 000 / Ред. В.А. Бананова. Новочеркасск.: ЮФ ВИСХАГИ. 4 л.

Борликов Г.М., Харин Н.Г., Бананова В.А., Татеиши Р. 2000. Опустынивание засушливых земель Прикаспийского региона (Приложение: 3 карты М 1:1000000 и 1:2500000). Ростов-на-Дону: СКНЦ. 97 с.

Викторов С.В., Чикишев А.Г. 1976. Ландшафтно-генетические ряды и их значение для индикации природных и антропогенных процессов // Труды Московского общества природы. Т. 55. С.27-33.

Виноградов Б.В., Кулик К.Н. 1987. Аэрокосмический мониторинг динамики опустынивания Черноземельских пастбищ Калмыкии по повторным съёмкам // Проблемы освоения пустынь. № 4. С. 45-53.

Залибеков З.Г. 1997. О биологической концепции проблемы опустынивания // Аридные экосистемы. Т. 3. № 4. С. 7-17.

Золотокрылин А.Н. 2003. Климатическое опустынивание. М.: Наука. 246 с.

Карандеева М.В., Николаев В.А., Рычагов Г.И. 1958. Геоморфология западной части Прикаспийской низменности. М.: МГУ. 209 с.

Куст Г.С. 1999. Опустынивание: принципы эколого-генетической оценки и картографирования. М.: МГУ. 362 с.

Лазарева В.Г. 2018а. Трансформация пространственной структуры растительного покрова Северо-Западного Прикаспия в связи с антропогенным воздействием // Известия Самарского научного центра. Т. 20. №2. С. 116-123.

Лазарева В.Г. 2018б. Особенности пространственного распределения растительного покрова в Северо-Западном Прикаспии // Ботанический журнал. Т. 103. № 4. С. 455-465.

Лазарева В.Г., Бананова В.А. 2014. Динамика антропогенного опустынивания в аридных ландшафтах Калмыкии. Элиста: КалмГУ. 70 с.

Неронов В.В. 1998. Антропогенное остепнение пустынных пастбищ северо-западной части Прикаспийской низменности // Успехи современной биологии. Т. 118. № 5. С. 597-612.

Петров К.М., Бананова В.А. Лазарева В.Г., Унагаев А.С. 2016. Динамика процессов опустынивания Северо-Западного Прикаспия: физико-географические и социально-экономические аспекты (атлас-монография). 98 с. [Электронный ресурс http://rucont.ru/efd/388835 (дата обращения 16.07.2018)].

Полевая геоботаника. 1972 / Ред. Е.М. Лавренко, А.А. Корчагин. Т. 4. 336 с.

Раменский Л.Г. 1938. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. М.: Сельхозгиз, 620 с.

Регионы России. 2018. Статистические сборники [Электронный ресурс http://dl3239.l0adgid-1.icu/?page=lending&wap=no&dt=1&size=no&date=lw&author=Admin&aid=180&key=Регионы_россии_социально_экономические_показатели_2018_статистический_сборник&mark=club&postback_data=13-84-202007095920363&postback_url=148].

Рычагов Г.И. 2014. Хвалынский этап в истории Каспийского моря // Вестник Московского университета. Серия 5 (4). С. 3-10.

Сафронова И.Н. 2002. Фитоэкологическое картографирование Северного Прикаспия // Геоботаническое картографирование 2001-2002. СПб. С. 44-65.

Свиточ А.А., Янина Т.А., 2006. Морской голоцен иранского побережья Каспия // Доклады Академии наук. Т. 410, № 4. С. 538-541.

Свиточ А.А., Янина Т.А. 1997. Четвертичные отложения побережий Каспийского моря. М. 268 с.

Харин Н.Г., Нечаева Н.Т., Николаев В.А. 1983. Методические основы изучения и картографирования процессов опустынивания (на примере аридных территорий Туркменистана). Ашхабад: Ылым. 102 с.

FAO-UNEP: Provisional Methodology for Assessment and Mapping of Desertification. 1984. FAO, Rome, 84 p.

Cherepanov S.K. 2007. Vascular plants of Russia and adjacent states (the former USSR). Cambridge University Press, Cambridge. 517 p.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 35-45

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 574 (517.3)

ЭКОЛОГО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ РАСПРОСТРАНЕНИЯ АБРИКОСА СИБИРСКОГО (*PRUNUS SIBIRICA* L.) В ЮЖНОЙ ЧАСТИ БАССЕЙНА Р. СЕЛЕНГА[1]

© 2020 г. С.Н. Бажа*, Т.Г. Басхаева, Е.В. Данжалова*, Ю.И. Дробышев*, Л.А. Иванов***, Л.А. Иванова***, С.В. Мигалина***, Ю.А. Рупышев****, В.И Убугунова****, Е.А. Богданов*, С. Хадбаатар*****, Э.Г. Цыремпилов****, Г. Цэрэнханд******, Т. Шинэхуу*********

**Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН*
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский просп., д. 33. E-mail: monexp@mail.ru
***Бурятский государственный университет*
Россия, 670000, г. Улан-Удэ, ул. Смолина, д. 24а. E-mail:baskhaeva@gmail.com
****Ботанический сад Уральского отделения РАН*
Россия, 620144, г. Екатеринбург, ул. 8 марта, д. 202а. E-mail: Leonid.Ivanov@botgard.uran.ru
*****Институт общей и экспериментальной биологии Сибирского отделения РАН*
Россия, 670047, г. Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, д. 6. E-mail: rupyshev@mail.ru
******Монгольский государственный университет образования*
Монголия, 2106489, г. Улан-Батор, ул. Бага Тойруу, д. 14. E-mail: hadbaatar@mail.ru
*******Институт ботаники Академии наук Монголии*
Монголия, 210351, г. Улан-Батор, просп. Жукова, д. 77
********Уральский федеральный университет им. Б.Н. Ельцина*
Россия, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира, д. 19. E-mail: stumurjaw@yahoo.com

Поступила в редакцию 20.03.2020. После доработки 29.04.2020. Принята к публикации 30.04.2020

В статье рассмотрены особенности распространения абрикоса сибирского (*Prunus sibirica* L.) в южной (монгольской) части бассейна р. Селенга. Выявлен четкий тренд в сукцессионной смене сосновых лесов на кустарниковую растительность, представленную сообществами из абрикоса сибирского. Этому способствует сокращение занятых лесом территорий вследствие пожаров, вырубок и выпаса скота, что в свою очередь приводит к изменению ландшафтно-экологических условий в лесных экотопах. Кроме того, усиление ценотических позиций *Prunus sibirica* происходит благодаря его физиологической и биохимической адаптации к пирогенному фактору и поеданию скотом, а также изменчивости функциональных параметров этого вида.

Ключевые слова: Prunus sibirica L., Монголия, лесостепь, обезлесивание, закустаривание, постлесная сукцессия, функциональные черты растений.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10116

Абрикос сибирский (*Prunus sibirica* L.[2]) – неморальный реликт третичного периода, самый северный и наиболее выносливый представитель небольшой секции *Armeniaca* рода *Prunus*, происходящей из Китая и Средней Азии (Флора СССР, 1941; Рещиков, 1958; Пешкова, 2001; Бухарова, 2007; The Plant List, 2013). Представляет собой небольшое деревце или кустарник до 3 м высотой, с растопыренными ветвями (Флора СССР, 1941; Коропачинский, Встовская, 2002).

P. sibirica – дауро-монголо-маньчжурско-северокитайский вид. Ареал его резко дизъюнктивный и тянется от Забайкалья (Селенгинской и Нерчинской Даурии) через северную, восточную и юго-восточную Монголию до Маньчжурии (бассейн р. Сунгари) и Южно-Уссурийского края и, огибая с востока пустыни Центральной Азии (Гоби, Ордос) доходит на юг и запад до северных отрогов хр. Циньлин (Муни-Ула, Шара-Хада, Алашань; Флора СССР, 1941; Камелин, 1994). Протяженность с северо-запада на юго-восток (от 103° 25' до 131° 30' в.д.) вместе с разрывами составляет около

[1] Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 17-29-05019 офи_м «Опасные деградационные процессы и их роль в формировании антропогенно-трансформированных ландшафтов в бассейне Байкала».
[2] Латинские названия растений приведены по данным «The Global Biodiversity Information Facility» (2020).

2240 км. С севера на юг (между 52° и 40° 50' с.ш.) расстояние достигает 1200 км, но пространство, занятое абрикосом сибирским, на таком большом протяжении невелико и составляет не более десятой части всей площади (Камелин, 1994).

Таким образом, основная часть ареала абрикоса сибирского сосредоточена в областях с резко континентальным климатом с большими амплитудами температур и малым количеством осадков (Бухарова, 2007). Абрикосники в ранге особой формации выделяются только в подтипе кустарниковых степей, которые были подробно охарактеризованы Р.В. Камелиным (1994). Во всех остальных случаях абрикос сибирский проявляет себя как содоминант или как характерный вид кустарникового яруса в лесах и в ранге ассектатора – в травянистых сообществах степных формаций (Бухарова, 2007).

По своим экологическим свойствам *P. sibirica* является ксерофитом, олиготрофом, гелиофитом, несолеустойчивым видом, приуроченным к хорошо освещенным, преимущественно южным каменистым склонам гор (Флора СССР, 1941; Коропачинская, Встовская, 2002). Реже встречается на склонах западной, восточной, и единично − северной экспозиции (Екимова и др., 2007). В Забайкалье абрикос распространен на высотах 600-900, в Монголии − 660-1415, в Китае – 400-2500 м н.у.м. БС (Камелин, 1994; Бухарова, 2007; Flora of China, 2020).

P. sibirica на территории России внесен в региональные Красные книги Республики Бурятия (2013), Забайкальского (2017) и Приморского (2008) краев и носит статус редкого (3), уязвимого (2) и находящегося под угрозой исчезновения (1) вида соответственно.

На юго-западном рубеже ареала – в монгольской части бассейна р. Селенги – в последние годы отмечается расширение площадей, занятых кустарниковыми сообществами, в том числе из *P. sibirica.* Здесь на южной границе бореальных лесов вместо типичной схемы восстановления коренных насаждений через производные мелколиственные леса, характерной для сибирских лесов России, часто отмечается повсеместное замещение древостоев чистыми или смешанными зарослями ксерофитных, мезоксерофитных и ксеромезофитных кустарников (*Prunus pedunculata, P. sibirica, Spiraea aquilegifolia, Betula fruticosa, Dasiphora fruticosa* и др.), либо на месте леса образуется степь. Современное состояние кустарниковых сообществ и динамика расширения занятых ими площадей в Монголии позволяют считать их достаточно устойчивыми ценозами и подтверждают необратимость этого процесса (Слемнев и др., 2005; Бажа и др., 2018, 2019). В связи с этим возникла необходимость проведения детальных исследований по оценке ценотической роли *Prunus sibirica*, выявлению эколого-биологических особенностей его распространения, а также определению физиологических адаптаций этого вида к условиям произрастания на южной границе бореальных лесов.

Объекты и методы исследования

Изучение постлесных сукцессий, в которых главную роль играет *Prunus sibirica*, проводилось на модельном полигоне (МП) «Шамар–Дзун-Бурэн» и ключевых участках (КУ) «Шамар» и «Дзэлтэр», расположенных в приграничном с Россией Селенгинском аймаке (области) Монголии. По своему положению в системе ландшафтного районирования эта территория принадлежит к Селенгинско-Орхонской котловинно-среднегорной и Джидинско-Хамар-Дабанской горно-таежной и котловинной провинциям Южно-Сибирско-Хангай-Хэнтэйской горной области.

Климат семиаридный, умеренно холодный. Среднегодовая температура составляет -0.5°С. Средняя температура января равна -23.4°С, июля – 19.9°С. Годовое среднемноголетнее количество осадков составляет 321 мм, причем более 80% их выпадает летом.

В почвенно-геоботаническом отношении здесь распространены комплексы, характерные для лесостепных ландшафтов. На МП «Шамар–Дзун-Бурэн» это равнинно-предгорные разнотравно-дерновинные степи; кустарниковые заросли из абрикоса сибирского по склонам южной экспозиции (ЮЭ) по сосновому редколесью, а также комплекс коренных (сосновых) и производных (березовых и осиновых) лесов на склонах низкогорных хребтов северной экспозиции (СЭ). Разнообразие почв представлено каштановыми, светлогумусово-аккумулятивно-карбонатными и светлогумусовыми почвами. На долинных ландшафтах песчаных террас с бугристо-грядовым рельефом произрастают сосновые леса на псаммоземах гумусовых и светлогумусовых почвах. На ключевом участке «Дзэлтэр» распространены горные и горно-долинные лиственничники, вторичные мелколиственные леса и луговые степи. Разнообразие почв этого участка представлено серогумусовыми, светлогумусовыми почвами и литоземами. Основными факторами нарушенности лесных экосистем, являются систематические рубки, пожары и неконтролируемый выпас скота.

Для определения характера и направленности сукцессионных смен использовались стандартные лесоводственные и геоботанические методы (Андреева и др., 2002). Современное состояние сообществ анализировалось на основе сравнения флористического состава, обилия, состояния и жизненности входящих в них видов. Полные геоботанические описания в лесах и зарослях кустарников составлялись на пробных площадях размером 100 м^2. Таксационные измерения включали промеры высоты и диаметров стволов у деревьев и высоты и диаметров кроны и числа стволиков у кустарников. Для оценки надземной фитомассы кустарников отбирались модельные особи из 5 размерных групп. Срезанную фитомассу высушивали до абсолютно сухого состояния при 105°С и взвешивали. На всех таксационных площадках проводились исследования почвенного покрова методом закладки и описания разрезов глубиной до 1 м и более. Морфологическое описание почвенных профилей, определение органического углерода, гранулометрический состав выполняли с использованием руководств (Агрохимические …, 1985; Корнблюм и др., 1982). Почвы идентифицировали по диагностическим критериям, используемым в «Полевом определителе почв России» (2008). Сравнение условий почвенного увлажнения было осуществлено на трансектах, включающих степные и лесные типы растительности на разных гипсометрических уровнях.

Для выявления физиологических механизмов адаптации *P. sibirica* к условиям произрастания проводились исследования функциональных параметров вида в 6 кустарниковых сообществах, расположенных в разных экотопических условиях. В каждом сообществе с 20 кустов отбирали по 10 полностью развитых, неповрежденных листьев из среднего листового яруса с южной стороны кроны для определения площади, формы, толщины и плотности листовой пластинки. Свежесобранные листья фотографировали и определяли их площадь (А) и периметр (Р) с помощью системы анализа изображений Simagis Mesoplant (ООО «СИАМС», Россия). У этих же листьев измеряли толщину пластинки с помощью цифрового микрометра (Mitutoyo, Япония). Удельную поверхностную плотность листовой пластинки (LMA, leaf mass area, мг/дм^2) рассчитывали путем деления сухого веса листьев на их площадь. Коэффициент формы листа определяли с помощью безразмерного отношения $K_{2d}=P^2/A$. Интенсивность фотосинтеза (A_{max}, мкмоль/м^2·с) и транспирации (E_{max}, ммоль/м^2·с) измеряли в каждом сообществе у 5 кустов с помощью системы газоанализа Li-6400xt (Li-COR, США) при температуре 24°С, освещении 1500 мкмоль/м^2·с и при естественной концентрации CO_2. Эффективность использования воды рассчитывали, используя максимальные значения интенсивности фотосинтеза и транспирации по формуле $WUE=A_{max}/E_{max}$. Определение содержания фотосинтетических пигментов – хлорофиллов и каротиноидов – проводили в 5 повторностях путем экстракции 80% ацетоном и измерения оптической плотности на спектрофотометре Odyssey DR/2500 (HACH, США). Зная площадь листовых высечек, рассчитывали содержание пигментов в единице площади листа, затем, используя параметр LMA, пересчитывали содержание хлорофиллов на единицу сухого веса листа.

Результаты и их обсуждение

На территории КУ «Шамар» абрикос сибирский входит в состав как лесных, так и степных сообществ. В лесном типе растительности это ассоциации сосняков редкостойных с пологом из *Prunus sibirica* и ильмовники стоповидноосоковые с участием *P. sibirica*. Сосновые леса с абрикосом занимают нижние части лесного пояса и лесостепи. Формация представлена двумя группами ассоциаций: остепненными редкостойными сосняками и остепненными сосняками с участием *Ulmus pumila*. Сосняки остепненные редкостойные (SH16-49, SH16-14, SH16-57, SH16-58, SHZ3-18) формируют на больших пространствах разнообразные сообщества саванноидного облика на серогумусовых почвах предгорий отрогов хребта Дуланхан на высотах 767-865 м (табл. 1). Средняя высота деревьев – 12 м, диаметр ствола – 25 см, сомкнутость крон – 0.1, высота прикрепления крон – 1.7 м, что свидетельствует о благоприятном световом режиме. Есть следы старого низового пожара. Хорошо сомкнутый полог образует *P. sibirica* (18-45%), высота этого кустарника в среднем достигает 132 см (нередко до 2 м), среднее расстояние между экземплярами – 2-4 м. Выявлено семенное возобновление абрикоса. Из других кустарников отмечены *Caragana pygmaea* (1%), *Ribes diacanthum* (2%), *Dasiphora fruticosa* (16%). Хотя кустарники формируют слой опада мощностью около 1.5 см, это не мешает возобновлению сосны. Общее проективное покрытие травяного яруса колеблется от 29 до 71% (табл. 1). Мохово-лишайниковый ярус отсутствует. Характерно наличие плотнодерновинной осоки *Carex pediformis* (3-37%). Разнотравье слагают степные ксерофиты: *Lespedeza juncea*, *Pulsatilla turczaninovii*, *Serratula centauroides*, *Thalictrum squarrosum* и другие. В целом, видовое разнообразие

невелико: 19-32 вида на 100 м^2. Эти сообщества в основном являются средне нарушенными. Серогумусовые почвы этих участков имеют супесчаный гранулометрический состав, слабокислую реакцию среды до глубины 60 см, ниже – слабощелочную, содержание гумуса среднее.

Сосняки остепненные с участием *Ulmus pumila* представлены только одной ассоциацией (SH16-6), приуроченной к южному коренному берегу Селенги, сильно расчлененному холмогорью на высоте 735 м (табл. 1). Молодые особи *Pinus sylvestris* растут небольшими группами, кроны их слабо сомкнуты, высота – 5-8 м, диаметр ствола – 10 см (до 22). *U. pumila* не формирует древостой как таковой, молодые особи высотой около 30 см присутствует лишь в травяном ярусе. *P. sibirica* образует довольно густые заросли с расстоянием между особями 1-2 м. Высота кустарников достигает 150 см, проективное покрытие равно 55%. В сообществе присутствует *Ribes diacanthum* (10%). Общее проективное покрытие травяного яруса – 40%. К диагностическим видам здесь можно отнести *Cleistogenes squarrosa* (0.5%), также есть другие злаки (*Bromus inermis*, *Agropyron cristatum*, *Stipa krylovii*, *Poa attenuata*, *Achnatherum sibiricum*) и осоки (*Carex pediformis*, *C. korshinskyi*). Роль осоки стоповидной значительна (17%). Немного более гумидные условия изменяют и видовой состав трав, где появляются *Polygonatum odoratum* (0.5%), *Rubia cordifolia* (0.2%), *Artemisia palustris* (0.2%) и другие. Сообщество сильно нарушено.

Таблица 1. Характеристика растительных сообществ с *Prunus sibirica*.

Индекс/ высота, м	**Координаты**	**Сообщество**	**Проективное покрытие травяного яруса / доминанты**	**Фитоценотические и таксационные показатели *P. sibirica***				
				a	**b**	**c**	**d**	**e**
1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
Sh16-6/ 735	50° 04' 27.7" с.ш. 105º 57' 01.5" в.д.	Заросли *P. sibirica* с ковыльно-разнотравно-луговой степью и редкими соснами	39% / *Carex pediformis, Veronica incana*	55	12.4	2500	80.6	81.6
Sh16-49/ 818	50° 02' 11.1" с.ш. 106° 16' 05.5" в.д.	Сосняк володушково-василистниково-осоковый с *P. sibirica*	71% / *C. pediformis, Thalictrum squarrosum, Polygonum divaricatum*	45	18	1375	90.2	89.7
Sh16-14/ 767	50° 01' 14.4" с.ш. 106° 13' 21.5" в.д.	Редкостойный сосняк с пологом из *P. sibirica* злаково-разнотравно-осоковый	50% / *C. pediformis, C. korshinskyi, P. divaricatum, Vicia amoena*	27	32.5	975	131.8	172.5
Sh16-57/ 838	49° 57' 52.9" с.ш. 106° 19' 28.4" в.д.	Абрикосники разнотравно-осоковые	59% / *C. pediformis, Lespedeza juncea, Pulsatilla turczaninovii*	45	46.4	5500	88.7	90.9
Sh16-58/ 865	49° 57' 54.3" с.ш. 106° 19' 35.0" в.д.	Мелкодерновинно-злаково-осоково-разнотравное петрофитное с *P. sibirica*	29% / *Pulsatilla turczaninovii, Potentilla acaulis, Filifolium sibiricum*	25	–	–	–	–
SHZ3-18/ 824	50° 02' 06" с.ш. 106° 15' 21" в.д.	Абрикосник с одиночными соснами	Нет данных	18	23	650	113.3	150.4
Sh16-15/ 749	50° 01' 04.5" с.ш. 106° 13' 14.5" в.д.	Злаково-разнотравная луговая степь в сочетании с *P. sibirica* и *Ulmus pumila*	70% / *Agrimonia pilosa, Bromopsis inermis, Vicia amoena*	1	–	–	–	–

Продолжение таблицы 1.

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Sh16-16/ 779	50° 01' 59.3" с.ш. 106° 12' 18.7" в.д.	Разнотравно-осоковая луговая степь с *P. sibirica*	65% / *C. korshinskyi, C. pediformis, Vicia amoena, Lespedeza juncea*	10	–	–	–	–
Sh16-13/ 753	50° 01' 07.4" с.ш. 106° 13' 14.3" в.д.	Злаково-разнотравно-осоковая степь с *P. sibirica*	36% / *C. pediformis, Veronica incana, Polygonum divaricatum*	52	50.8	3600	116.1	123.6
Sh16-17/ 734	50° 03' 19.5" с.ш. 106° 11' 27.4" в.д.	Злаково-разнотравно-осоковая степь с *P. sibirica*	69% / *Lespedeza juncea, Veronica incana, Poa attenuata*	13	12.5	1350	92.6	85.1
Sh16-22/ 925	50° 01' 10.1" с.ш. 106° 16' 20.5" в.д.	Злаково-разнотравно-осоковая степь с *P. sibirica*	51% / *Artemisia sacrorum, C. pediformis, C. korshinskyi*	4	–	–	–	–
Sh16-48/ 835	50° 02' 07.9" с.ш. 106° 15' 19.9" в.д.	Абрикосники луково-разнотравно-осоковые	45% / *C. pediformis, Allium senescens, Lespedeza juncea*	54	131.7	2800	100.7	131.7
SHM -4/ 896	50° 02' 00.4" с.ш. 106° 15' 35.5" в.д.	Разнотравно-дерновиннозлаковая степь в сочетании с зарослями *P. sibirica*	39% / *Poa attenuata, Filifolium sibiricum, Pulsatilla turczaninovii*	1	–	–	–	–
Sh16-14a/ 859	50° 01' 26.4" с.ш. 106° 13' 50.0" в.д.	Разнотравно-мятликово-нителистниковая степь с *P. sibirica*	46% / *Agrimonia pilosa, Filifolium sibiricum, Poa attenuata*	20	42	5100	56.1	56.6
SHM-5/ 833	50° 02' 02.2" с.ш. 106° 15' 22.6" в.д.	Злаково-разнотравно-осоковая степь с зарослями *P. sibirica* и подростом *P. sylvestris*	41% / *Pulsatilla turczaninovii, Lespedeza juncea, Thalictrum squarrosum*	57	60.8	2300	114.1	161.8
Sh16-14b/ 830	50° 01' 24.0" с.ш. 106° 13' 44.7" в.д.	Абрикосник по горельнику	Нет данных	51	77.3	3100	91.6	113.6
D0-19/ 862	50.26154° с.ш. 104.84782° в.д.	Абрикосник леспедециевый	62% / *Lespedeza juncea, L. davurica, Artemisia gmelinii, C. lanceolata*	49	56.4	3300	129.7	121.2

Примечания к таблице 1: a − проективное покрытие, %; b – надземная фитомасса, ц/га; c – численность на 1 га; d – средняя высота, см; e – средний диаметр, см.

Мелколиственные леса с абрикосом представлены только ильмовой формацией. Ильмовники остепненные (SH16-15, SH16-16) распространены по днищам ложбин стока и коренным высоким берегам р. Орхон (749-779 м). Ильмы слабо сомкнуты, одиночные деревья сочетаются с луговой степью и зарослями *P. sibirica* (1-10%). Злаки, играющие заметную роль, в основном синантропного характера: *Bromus inermis* (3.5-10%) и *Agropyron cristatum* (0.5-2.5%), есть осоки *C. korshinskyi* (30%) и *C. pediformis* (5%). Среди разнотравья также наблюдаются индикаторы антропогенного пресса: *Agrimonia pilosa* (20%), *Thermopsis lanceolata* (5%), *Sibbaldianthe bifurca* subsp. *bifurca* (0.2%), *Potentilla multifida* (0.5-4%; табл. 1). Сообщества являются сильно нарушенными.

В степном типе растительности абрикос сибирский входит в состав настоящих крыловоковыльно-мелкодерновиннозлаковых степей (SH16-22, SH16-14a, SHM-4, SH16-17),

распространенных в низкогорьях на высотах 734-925 м н.у.м. БС (табл. 1). Они произрастают на светлогумусовых аккумулятивно-карбонатных почвах. Проективное покрытие кустарникового яруса составляет 1-20%. В возрастной структуре абрикоса на участке SH16-14a большая часть представлена подростом, что объясняет низкие значения его проективного покрытия и надземной фитомассы при высокой численности (табл. 1). Видовая насыщенность равна 31-49 на 100 м^2. Проективное покрытие травяного яруса – 39-51%. Доминантами и содоминантами являются *Artemisia gmelinii* (до 15%), *Poa attenuata* (5-10%), *Carex pediformis* (10%), *Filifolium sibiricum* (6-15%), *Agrimonia pilosa* (20%) и другие. Светлогумусовые аккумулятивно-карбонатные почвы здесь характеризуются песчаным гранулометрическим составом верхнего (0-34 см) слоя, легкосуглинистым – нижних горизонтов (BCA, Cca), имеют слабощелочную реакцию среды (7.7-8.1), высокое содержание $CaCO_3$ в карбонатном горизонте, малогумусные.

Абрикос сибирский выступает в роли доминанта и содоминанта в степных реликтовых кустарниковых сообществах (SH16-13, SH16-48) на крутых склонах и предгорьях ЮЭ и ЗЭ на высотах 753-835 м н.у.м. БС (табл. 1). Проективное покрытие абрикоса составляет 52-54%, численность достигает 3600 кустов на 1 га. Средняя высота кроны – 116 см, диаметр – 124 см. Видовая насыщенность низкая (22-31 вида на 100 м^2). Проективное покрытие травяного яруса – 36-45%, где преобладают *Carex pediformis* (25%), *Veronica incana* (6%), *Polygonum divaricatum* (4%). Степные сообщества с участием абрикоса и кустарниковые абрикосовые сообщества являются средне нарушенными.

Кустарниковые заросли из *P. sibirica* иногда маркируют остатки лесных экосистем. Низкогорная и пологоволнистая местности на юго-востоке и юго-западе КУ «Шамар» занята некогда горевшим и теперь распадающимся сосновым лесом, но здесь происходит не разрастание осины и березы, а фиксируется развитие абрикосовых зарослей на значительных территориях. При этом установлено расширение площадей, занятых разновозрастными сообществами абрикоса. Так, в средней и верхней частях склонов СЗЭ и ЗЭ на высотах 830-833 м н.у.м. БС уже сформировались абрикосники мелкодерновиннозлаково-стоповидноосоковые с редкими соснами (SHM-5, Sh16-14b) на светлогумусовых супесчаных почвах (табл. 1). Средняя высота сосен составила 0.7 м, диаметр ствола – 2.1 см. Полнота древостоя очень низкая – 0.1. Возобновление сосны практически не происходит. Проективное покрытие абрикоса составило 51-57%, численность – 2300-3100 кустов на 1 га. Средняя высота кустов достигала 114 см, диаметр – 161 см. Из других кустарников присутствует *Rosa davurica*. Проективное покрытие травостоя – 40%. Заметную роль в структуре травостоя играют осоки *Carex pediformis* (5%) и *C. korshinskyi* (4%), а также *Lespedeza juncea* (5%), *Pulsatilla turczaninovii* (5%), *Thalictrum squarrosum* (5%). Светлогумусовая почва участка SHM-5 – с супесчаным гранулометрическим составом, нейтральной реакцией среды, отсутствием карбонатов, средним содержанием гумуса с содержанием более 20% бурых гуминовых кислот. Эта подвижная фракция указывает на достаточно активно происходящие в почвах процессы гумусообразования со слабо выраженным лесным трендом.

На КУ «Дзэлтэр» выявлено, что все сильно каменистые южные склоны горного массива Дэлгэц-Уул заняты густыми зарослями *P. sibirica*. Так, в абрикоснике леспедециевом на серогумусовых органо-аккумулятивных почвах супесчаного гранулометрического состава (D0-19) проективное покрытие кустарника составило 49% (табл. 1). Размеры кроны абрикоса нередко превышали 2 м в высоту и в диаметре. Из других кустарников единично отмечены *Spiraea aquilegifolia* и *Ribes diacanthum*. Количество видов – 34. Проективное покрытие травяного яруса – 62%, его слагают *Lespedeza juncea* (30%), *L. davurica* (10%), *Artemisia gmelinii* (3%), *Carex lanceolata* (3%). Сообщество является средне нарушенным.

Детальное рассмотрение условий увлажнения в сообществах коренных сосновых лесов, вторичных мелколиственных лесов, степей, а также в кустарниковых зарослях из абрикоса сибирского, замещающих сосновые леса на КУ «Шамар» показало (табл. 2), что наименьший запас доступной влаги, вплоть до полного его исчезновения, был в степном сообществе с абрикосом, произрастающем на светлогумусовых аккумулятивно-карбонатных песчаных (SHM-4) и в абрикоснике на месте сгоревшего соснового леса на светлогумусовых супесчаных почвах (SHM-5). Низкий запас продуктивной влаги (5-10 мм) в 0-70 и 0-100 см слоях в конце июля – начале августа 2014 и 2015 гг. отмечался в березняках и осинниках, произрастающих на светлогумусовых ожелезненных супесчаных почвах (SHM-9, SHM-10). Почвы под сообществами сосновых лесов отличались хотя и

незначительным, но все же повышенным содержанием продуктивной влаги, которое в псаммоземах гумусовых (SHM-3) и светлогумусовых (SHM-1) почвах составило 26-36 мм. Приведенные данные подтверждают, что в настоящее время отсутствуют условия для возобновления хвойных лесов в густых абрикосниках, вследствие чего идет постепенное вытеснение сосны более адаптированным к аридизации климата абрикосом.

Таблица 2. Продуктивный запас почвенной влаги (мм) на ключевом участке «Шамар».

Глубина, см	SHM-1 50° 04' 14.8" с.ш., 106° 11' 1.5" в.д., 676 м н.у.м. БС	SHM-3 50° 04' 12.4" с.ш., 106° 11' 44.7" в.д., 68 н.у.м. БС 4 м	SHM-9 50° 02' 50.5" с.ш., 106° 14' 4.0" в.д., 756 м н.у.м. БС	SHM-10 50° 02' 51.8" с.ш., 106° 14' 10.2" в.д., 758 м н.у.м. БС	SHM-4 50° 02' 00.4" с.ш., 106° 15' 35.5" в.д., 896 м н.у.м. БС	SHM-5 50° 02' 02.2" с.ш., 106° 15' 22.6" в.д., 833 м н.у.м. БС
	Сосновый лес	Сосновый редкостойный остепненный лес	Березовый лес	Осинник	Разнотравно-злаковая степь в сочетании с абрикосом	Абрикосник на месте соснового леса
	Светло-гумусовая супесчаная почва, отдел органо-аккумулятивный	Псаммозем гумусовый, отдел слабо-развитых почв	Светло-гумусовая ожелезненная супесчаная почва, отдел органо-аккумулятивный	Светло-гумусовая ожелезненная супесчаная почва, отдел органо-аккумулятивный	Светло-гумусовая аккумулятивно-карбонатная песчаная почва, отдел светло-гумусовых аккумулятивно-карбонатных почв	Светло-гумусовая супесчаная почва, отдел органо-аккумулятивный
0-10	9.90	9.50	5.60	3.90	0.60	0.0
10-20	5.10	6.70	3.00	0.90	0.0	0.0
20-30	4.00	3.50	0.0	0.0	0.0	0.0
	Σ19.0	*Σ19.7*	*Σ8.6*	*Σ4.8*	*Σ0.60*	*Σ0.00*
30-40	3.00	2.90	1.30	1.70	5.70	0.0
40-50	2.40	3.60	1.40	2.20	16.70	0.90
50-60	2.90	–	0.0	2.30	–	0.50
	Σ27.3	*Σ26.20*	*Σ11.30*	*Σ11.00*	*Σ23.00*	*Σ1.4*
60-70	1.90					0.60
70-80	1.80					1.40
80-90	2.60					0.0
90-100	3.20					0.0
	Σ36.80					*Σ 3.40*

Поскольку пожары на КУ «Шамар» не редки, было выявлено, что после сильного повреждения пожаром (когда крона куста выгорает полностью до корневой шейки) за счет активной вегетации побегами возобновления от корневой шейки абрикос сибирский целиком восстанавливает крону за 4-5 лет и начинает обильно плодоносить (в среднем 400 плодов на особь).

Известно, что надземные органы абрикоса сибирского содержат токсичные вещества (Куваев, Блинова, 1961). В семенах содержится до 0.18% амигдалина, распадающегося с образованием

синильной кислоты (Шретер, 1975). Однако химический состав листьев абрикоса сибирского ранее не исследовался. В связи с этим нами были отобраны образцы растения для проведения химического анализа[3]. Было обнаружено довольно большое содержание алкалоидов в листьях (0.44%), а также присутствие таннидов. Благодаря этому кустарник является несъедобным для пастбищных животных, но в то же время это делает его удобным объектом для изучения влияния условий среды на функциональные параметры и продуктивность кустарников.

Prunus sibirica достигает своего биологического и экологического оптимума на КУ «Шамар» в верхней половине склонов ЮЭ и ЗЭ (Sh16-13, Sh16-48). Здесь он формирует хорошо развитую крону, достигает в высоту 2.2 м, а в диаметре – 3.1 м и обильно плодоносит. Отмечена значительная численность – 2800-3600 кустов на 1 га и одни из самых высоких значений проективного покрытия (52-54%) и надземной фитомассы (50.8-131.7 ц/га). В долинах рек Эгийн-Гол и Дзэлтэр подобные абрикосники распространены на высотах 709-1150 м н.у.м. БС на каменистых склонах ЮЭ в лощинах и гребнях с осыпями, на курумниках, отвесных останцах у вершин. Все они были исследованы нами в 2004-2019 гг. Проективное покрытие *P. sibirica* достигает здесь 30-60%, высота кустов – до 2.5 м. Принимая во внимание исключительно хорошее развитие абрикоса и его обилие, мы предполагаем, что эти сообщества могут служить рефугиумами, из которых происходит распространение *P. sibirica* в сосновые и лиственничные леса, нарушенные пожарами и вырубками.

Анализ функциональных параметров растений показал, что важным фактором, влияющим на функциональное состояние абрикоса сибирского, являются экотопические условия произрастания. Нами исследованы функциональные параметры кустов абрикоса в трех типах экотопических условий: 1) в остепненных редкостойных сосняках (SH16-49, SH16-14), 2) в степных сообществах в сочетании с зарослями абрикоса (SHM-4) и в абрикосниках, сформировавшихся на месте коренных сосновых лесов (SHM-5), 3) в степных реликтовых кустарниковых сообществах (SH16-13, SH16-48; рис.).

Результаты исследований показали существенные различия между степными и лесными экземплярами абрикоса, прежде всего по структуре листового аппарата. Степные растения отличались более высокими значениями сухого веса единицы площади листа (LMA) и большей плотностью сложения листовых тканей (LD) по сравнению с растениями из редкостойных сосновых лесов. Подобные различия были найдены ранее у *Caragana bungei,* произрастающей в открытых условиях и под пологом леса (Иванов и др., 2016). Особенно сильные различия обнаружены по форме листьев. Степные кустарники (SHM-4) имели более сложные по форме листья с максимально вытянутой остроконечной верхушкой, что количественно выражалось в высоких значениях безразмерного коэффициента формы (K_{2d}). Кустарники из второй группы экотопов (SHM-5) имели промежуточные значения параметров. По плотности листьев они приближались к кустам степных реликтовых сообществ, в то время как по форме листьев – к лесным особям (рис.). Учитывая, что наибольшая численность и продуктивность абрикоса, как и максимальные значения LMA, LD и K_{2d}, характерны для условий реликтовых степных участков, то полученные результаты свидетельствуют о том, что абрикос хорошо адаптирован к умеренному дефициту влаги и высокой температуре открытых степных участков. Мы не нашли различий между кустами из разных экотопов ни по площади листовой пластинки, ни по толщине листа, а также по содержанию пигментов в единице массы и площади листа. В то же время высокий уровень варьирования значений между изученными сообществами по этим параметрам, особенно по содержанию фотосинтетических пигментов, свидетельствует о наличии других важных факторов, от которых могут зависеть данные показатели. Например, это может быть высота местоположения над уровнем моря, обуславливающая уровень инсоляции, спектральный состав света, температуру и относительную влажность воздуха. Данный вопрос требует дальнейших исследований этого вида.

В наших исследованиях экотопические условия меньше влияли на интенсивность фотосинтеза и транспирации, чем на структурные параметры листьев. Интенсивность фотосинтеза составляла 11-12 мкмоль/м^2·с, уровень транспирационных потерь 3-4 ммоль/м^2·с, а эффективность использования воды 3-4 мкмоль CO_2/ммоль·H_2O. Фотосинтетическая способность кустов абрикоса мало зависела от экотопических условий, что говорит о наличии механизмов регуляции фотосинтетической функции, необходимых для акклимации растений данного вида.

---

[3] Химический анализ проведен Т.П. Анцуповой и Э.Б. Битуевой в Восточно-Сибирском государственном университете технологий и управления, за что авторы выражают глубокую благодарность.

Полученные данные свидетельствуют о том, что адаптация абрикоса к условиям произрастания происходит путем изменения структурных параметров листьев. Подобные результаты о влиянии структурных показателей листьев на фотосинтетическую способность растений получены нами также ранее для других видов кустарниковых и травянистых растений степных сообществ Монголии (Иванов и др., 2007, 2016). Варьирование структурных параметров листьев позволяет растениям поддерживать уровень фотосинтеза и транспирации на оптимальном уровне.

В результате наших исследований установлено, что функциональные параметры листьев (плотность и коэффициент формы листа) могут служить индикаторами оптимальных экотопических условий для абрикоса. Вероятно, достижение критических значений этих параметров листьев при наступлении определенных экологических условий, является одним из факторов, ограничивающих распространение *Prunus sibirica* в данном регионе.

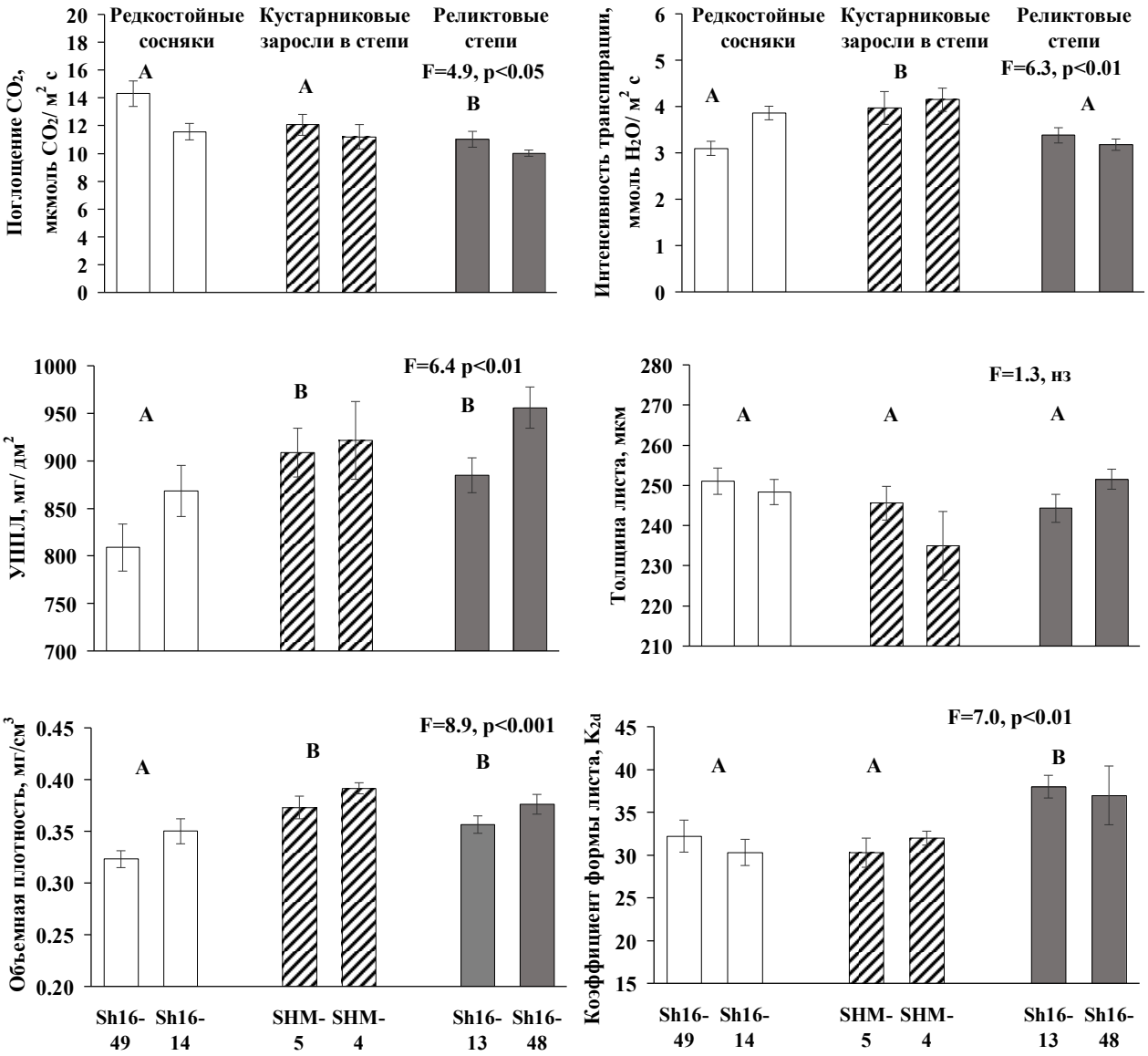


Рис. Функциональные показатели *Prunus sibirica,* произрастающего в разных экотопических условиях. Номера сообществ приведены в соответствии с таблицей 2. Латинскими буквами обозначена значимость различий между экотопами (p<0.05), одинаковыми буквами − отсутствие значимых различий. Критерий Фишера дан при однофакторном дисперсионном анализе.

Заключение

Проведенные исследования показали, что *Prunus sibirica* чаще всего выступает в роли доминанта и содоминанта в реликтовых кустарниковых сообществах степного и лесостепного пояса в южной части бассейна Селенги. О разнообразии формируемых абрикосом сибирским экосистем можно судить и по тому, что этот вид входит в состав 13 из 43 природно-антропогенных экосистем КУ «Шамар» (Ecosystems of Mongolia, 2019). Эти сообщества в основном характеризуются сильной и средней степенью нарушенности. Проективное покрытие кустарникового яруса из *P. sibirica* здесь варьирует в основном от 20 до 57%. Следовательно, усиление антропогенного давления на ландшафты способствует усилению ценотической роли данного вида в сообществах.

Многолетние исследования на КУ «Шамар» выявили достаточно четкий тренд в сукцессионной смене сосновых лесов кустарниковыми формациями, представленными сообществами *P. sibirica*. Практически все мезоэкотопы на мегасклоне ЮЭ, ориентированные в западном и восточном направлениях, в настоящее время уже полностью заняты крупнокустовыми сообществами с высоким (до 40-60%) проективным покрытием, что по площади составляет 24% территории ключевого участка (Ecosystems of Mongolia, 2019).

Дополнительным, но очень важным показателем прогрессирующего расширения площадей, занятых абрикосниками, служит внедрение и успешное их развитие в лесных сообществах на склонах СЭ. Таким образом, происходит не расширение ареала абрикоса сибирского, а расширение занятых этим видом площадей внутри ареала. Этому способствует, как минимум, два обстоятельства. Во-первых, сокращение занятых лесом территорий вследствие пожаров, вырубок и выпаса скота; во-вторых, устойчивость абрикоса к пирогенному фактору и поеданию скотом. Кроме того, его важным адаптивным свойством является способность успешно восстанавливать надземные части после пожаров, которые на примере КУ «Шамар», происходили с интервалом 5-8 лет. Наконец, указанные физиологические особенности *P. sibirica* делают его более конкурентоспособным по сравнению с основной лесообразующей породой изучаемого региона – сосной обыкновенной.

Исследования физиологических параметров показали, что условия увлажнения влияют на параметры листьев абрикоса и, в целом, оказывают влияние на функциональное состояние растений и их продуктивность. На наш взгляд, функциональные параметры листьев, а именно плотность листовой пластинки и коэффициент формы листа, могут служить индикаторами адаптации *Prunus sibirica* к экотопическим условиям.

В итоге, наличие набора изученных эколого-биологических свойств позволяет *P. sibirica* осваивать новые местообитания и надолго удерживать освобождающиеся от леса территории, как минимум в границах своего ареала. Данных для суждений относительно его выхода за пределы своего ареала пока что недостаточно.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Агрохимические методы исследования почв. 1975. М.: Наука. 656 с.

Андреева Е.Н., Баккал И.Ю., Горшков В.В. 2002. Методы изучения лесных сообществ. СПб: НИИХимии СПбГУ. 240 с.

Бажа С.Н., Данжалова Е.В., Дробышев Ю.И., Хадбаатар С. 2018. Трансформация наземных экосистем южной части бассейна Байкала // Труды Совместной Российско-Монгольской комплексной биологической экспедиции РАН и АНМ. М.: КМК. 402 с.

Бажа С.Н., Басхаева Т.Г., Гунин П.Д., Данжалова Е.В., Дробышев Ю.И., Дугаржав Ч. 2019. Основные пути обезлесения лесостепных ландшафтов на южной границе бореальных лесов в Монголии // Лесной вестник. Т. 23. № 2. С. 45-54.

Бухарова Е.В. 2007. Абрикосники Селенгинского среднегорья: флористический состав, ценотическое разнообразие, охрана генофонда (Западное Забайкалье). Автореф. дисс. … к.б.н. Улан-Удэ. 22 с.

Екимова Н.В., Бажа С.Н., Дробышев Ю.И., Прищепа А.В. 2007. Современное состояние популяций *Amygdalus pedunculata* (Pale) и *Armeniaca sibirica* (L.) Lam. в Монголии и стратегия их выживания // Экосистемы Внутренней Азии: вопросы исследования и охраны. Сборник научных трудов. М.: Типография Россельхозакадемии. С. 162-170.

Иванов Л.А., Иванова Л.А., Мигалина С.В., Юдина П.К., Дробышев Ю.И., Цэрэнханд Г., Цоож Ш., Гунин П.Д. 2016. Адаптация фотосинтетической функции пустынно-степного кустарника *Caragana bungei* Ledeb. к условиям лиственничного леса горных склонов Хангая в Монголии // Аридные экосистемы. Т. 22. № 3 (68). С. 63-75. [*Ivanov L.A., Ivanova L.A., Migalina S.V., Yudina P.K., Drobyshev Yu.I., Tserenkhand G., Tsoog S.,*

Gunin P.D. 2016. Photosynthesis adaptation of the desert-steppe shrub Caragana bungei to larch forest conditions at mountainous slopes in Mongolian Khangai // Arid Ecosystems. 2016. Vol. 6. No. 3. P. 195-205.]

Иванов Л.А., Иванова Л.А., Ронжина Д.А., Циглер Х., Дайгеле К., Гунин П.Д., Пьянков В.И. 2007. Влияние межвидовой конкуренции на функциональные свойства растений в горностепных сообществах Гоби // Экология. № 3. С. 172-177.

Камелин Р.В. 1994. География и фитоценология *Armeniaca sibirica* (L.) Lam. // Растительные ресурсы. Т. 30. Вып. 1-2. С. 3-26.

Корнблюм Э.А., Михайлов И.С., Ногина Н.А., Таргульян В.О. 1982. Базовые шкалы свойств морфологических элементов почв. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева. 55 с.

Коропачинский И.Ю., Встовская Т.Н. 2002. Древесные растения Азиатской России. Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео». 707 с.

Красная книга Забайкальского края. Растения. 2017. Новосибирск: ООО «Дом мира». 384 с.

Красная книга Приморского края. 2008. Владивосток: Апельсин. 688 с.

Красная книга Республики Бурятия. 2013. Изд. 3-е, перераб. и доп. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН. 688 с.

Куваев В.Д., Блинова К.Ф. 1961. Предварительная химическая оценка лекарственных растений тибетской медицины, произрастающих в Забайкалье // Вопросы фармакогнозии. Л.: [Б.и.]. Вып. 1. С. 213-262.

Пешкова Г.А. 2001. Флорогенетический анализ степной флоры гор Южной Сибири. Новосибирск: Наука. 192 с.

Полевой определитель почв России. 2008. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева. 182 с.

Рещиков М.А. 1958. Краткий очерк растительности Бурят-Монгольской АССР. Улан-Удэ: Бурят-Монгольское книжное издательство. 95 с.

Слемнев Н.Н., Камелин Р.В., Гунин П.Д., Бажа С.Н. 2005. Кустарниковые сообщества и их роль в сукцессионных процессах в лесостепной зоне Монголии // Ботанический журнал. Т. 90. № 4. С. 481-508.

Флора СССР. 1941. М.-Л.: Изд-во АН СССР. 674 с.

Шретер А.И. 1975. Лекарственная флора Советского Дальнего Востока. М.: Медицина. 327 с.

Ecosystems of Mongolia. Atlas. 2019. Moscow-Ulaanbaatar: KMK Scientific Press. 262 p.

Flora of China. 2020 [Электронный ресурс http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=200010634 (дата обращения 14.01.2020)].

The Plant List. 2013 [Электронный ресурс http://www.theplantlist.org/tpl1.1/record/rjp-13622 (дата обращения 14.01.2020)].

The Global Biodiversity Information Facility. 2020 [Электронный ресурс https://www.gbif.org/ (дата обращения 20.04.2020)].

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 46-50

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 502.052; 581; 582

КАВКАЗСКИЙ ГЕРБАРИЙ Ф.А. ГЕФТА[1]

© 2020 г. А.В. Щербаков*, Ю. Рейер, О.С. Гринченко*****

**Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова*
Россия, 119991, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12. E-mail: shch_a_w@mail.ru
***Музей природы Тартуского университета*
Эстония, 51005, г. Тарту, ул. Лаи, д. 40. E-mail: ulle.reier@ut.ee
****Институт водных проблем РАН*
Россия, 119333, г. Москва, ул. Губкина, д. 3. E-mail: olga_grinchenko@mail.ru

Поступила в редакцию 25.03.2020. После доработки 27.04.2020. Принята к публикации 29.04.2020

Изложены история ботанических работ Ф.А. Гефта на Северном Кавказе, а также места и объемы хранения его гербарных сборов и пути их поступления в разные гербарии России и Европы. Установлено, что гербарий Ф.А. Гефта, оцениваемый в 7000-8000 сборов, в том числе и его кавказская часть, насчитывающая 1800-2100 сборов, является ценнейшей ботанической коллекцией середины XIX в., значение которой недооценено современными исследователями. В значительной степени это связано с тем, что к началу Первой мировой войны основные исследователи флоры Кавказа покинули Юрьевский университет, а четверть гербарной коллекции была эвакуирована во внутренние области России и вернулась в Тарту только в середине 1950-х гг. С целью возврата кавказского гербария Ф.А. Гефта в научный оборот целесообразно возобновить издание «Материалов для флоры Кавказа».

Ключевые слова: Ф.А. Гефт, флора Северного Кавказа, Гербарий Тартуского университета.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10117

Среди ботаников, занимавшихся изучением флоры Кавказа, незаслуженно забытым оказалось имя Франца Андреевича Гефта (Franz M.S.V. Höfft). О нем нет упоминаний ни во «Флоре Кавказа» А.А. Гроссгейма (1928-1934), ни в недавно вышедшем «Конспекте флоры Кавказа» (2003). Между тем Ф.А. Гефт в первой половине XIX в. активно собирал гербарий преимущественно в центральной части Северного Кавказа; среди собранных им растений есть и новые для науки таксоны (Кечайкин, 2017).

Ф.А. Гефт родился в 1797 г. в Пруссии, там же окончил Прусскую медико-хирургическую академию, по окончании которой в течение 2 лет работал в военном госпитале. Затем в течение 3 лет обучался в Берлинском университете, где в 1819 г. получил ученое звание доктора медицины и хирургии (Щербакова, 1979). Как и другие врачи того времени он имел хорошую ботаническую подготовку, поскольку до конца XIX в. в фармакопее решительно преобладали вещества природного (в основном – растительного) происхождения.

В Россию Ф.А. Гефт был приглашен в начале 1820-х гг. (первые его гербарные сборы здесь датированы 1822 г.) в качестве личного врача графа М.Ю. Виельгорского.

Помимо врачебной практики, Ф.А. Гефт начал заниматься научной деятельностью. В частности, он проводил метеорологические наблюдения, собирал гербарий. В 1823 г. Гефт получил российское звание доктора медицины, вероятно, в Московском университете (Щербакова, 1979; Карташев, Цапко, 2017), вступил в качестве иногороднего члена в Московское общество испытателей природы (Адрес-календарь, 1824, с. 452, 457), познакомился с известным ботаником Федором Кондратьевичем Биберштейном. В 1826 г. он опубликовал книгу о растениях Дмитриевского уезда Курской губернии (Hoefft, 1826), краткое предисловие к которой написал известный ботаник А. Бунге. Сама книга стала первым опубликованным конспектом локальной природной флоры на территории Центральной России (Флора Средней …, 1998).

[1] Работа частично выполнена в рамках госбюджетного НИОКР «Анализ структурного и биологического разнообразия высших растений в связи с проблемами их филогении, таксономии и устойчивого развития» № АААА-А16-116021660045-2.

В 1826 г. Ф.А. Гефт предпринял поездку в район Кавказских минеральных вод, а в следующем году уехал совершенствовать свои врачебные знания в Европу. После возвращения, в 1830 г. был назначен окружным врачом Пятигорского врачебного округа (Карташев, Цапко, 2017). В 1832 г. он получил повышение, став инспектором врачебной управы Кубанской области в г. Ставрополе (Адрес календарь, 1833, с. 479; Карташев, Цапко, 2017).

В последний раз Ф.А. Гефт посетил Северный Кавказ в 1842 г. в качестве председателя комиссии по расследованию причин исчезновения Александровского минерального источника близ Пятигорска (Полякова, Чегутаева, 2013). В 1844 г. по причине болезни уехал в Берлин, где и умер 26 мая того же года (Щербакова, 1979).

Уезжая на лечение, Ф.А. Гефт передал свой гербарий на хранение директору Петербургского императорского ботанического сада Федору Абрамовичу Фишеру, с которым в течение петербургского периода жизни поддерживал тесные связи (Шевчук, 2011).

После смерти Гефта Ф.А. Фишер распорядился этикетировать его гербарий. К сожалению, при этом, вероятно, оказались утерянными большинство черновых этикеток, содержащих даты сборов. Имеются 3 вида этикеток, с разной степенью детальности указывающие на принадлежность гербарных сборов именно Ф.А. Гефту (фото).

После смерти Ф.А. Фишера наследники передали его личный гербарий в Дерптский (позднее последовательно переименованный в Юрьевский и Тартуский) университет, где они и хранятся до сих пор.

Материалы и методы

В 2012-2020 гг. мы предприняли специальные поиски сборов Ф.А. Гефта в гербариях Воронежского (VOR), Московского (MW) и Тартуского (TU) университетов, а также в Гербарии Ботанического института им. В.Л. Комарова РАН (LE). Всего было изучено более 50 000 гербарных образцов и обнаружено около 1500 сборов Ф.А. Гефта, причем 250 имели кавказское происхождение, в основном из аридной предгорной части современного Ставропольского края.

Результаты и их обсуждение

В Herbarium Generale Гербария Тартуского университета мы изучили 83 гербарные пачки, что составило примерно 11% этого фонда. Всего было обнаружено 815 сборов, из которых четверть (204) имели происхождение с Кавказа или Предкавказья. Это, с учетом неравномерности распределения сборов по пачкам, позволяет оценить гербарий Гефта примерно в 7000-8000 сборов, а его кавказскую часть – в 1800-2100 сборов. Хронологическое и географическое распределение кавказских гербарных сборов дано в таблице 1.

Из таблицы 1 можно сделать несколько выводов.

1. У 80% сборов отсутствуют указания реальных дат сбора (1844 г., как мы отмечали ранее, – год смерти Ф.А. Гефта).

2. Два сбора имеют даты, когда Ф.А. Гефт на Кавказе отсутствовал (1827 и 1843 гг.). Кроме того, из 11 сборов, указанных в строке «Кавказ», большинство было сделано в Закавказье, которое Гефт никогда не посещал. Возможно, эти сборы были получены от Ф.К. Биберштейна и Карла Антоновича Мейера, которые неоднократно посещали Кавказ и с которыми Ф.А. Гефт, согласно некоторым пометкам на этикетках в Тартуском и других гербариях, обменивался гербарными образцами.

3. Наиболее активно Ф.А. Гефт собирал гербарий, когда посещал Кавказ как частное лицо в 1826 г. и с экспедицией в 1842 г. В годы работы инспектором врачебной управы области, а особенно – участковым врачом, возможностей для гербаризации было значительно меньше.

Цитирование примерно половины сборов из кавказского гербария Ф.А. Гефта можно найти в работах Н. Кузнецова с соавторами (1901-1916), однако этот труд так и остался незаконченным.

Несколько сотен сборов Ф.А. Гефта хранятся в Гербарии Ботанического института им. В.Л. Комарова РАН (LE). В основном они попали туда с коллекциями других ботаников. Так, обсуждая сборы из гербария Гефта, хранящиеся в Гербарии Тартуского университета, мы указывали, что он обменивался образцами с Ф.А. Биберштейном и К.А. Мейером.

Последнему в 1837 г. Гефт передал значительное количество гербарных сборов: они регулярно встречаются в самых разных таксономических группах в секторах Восточной Европы и Кавказа. Иван Густавович Клинге, переходя в 1895 г. из Тартусского университета в Санкт-Петербургский ботанический сад, забрал с собой бóльшую часть гербарных сборов Orchidaceae с территории

Восточной Европы и Кавказа, а также некоторые другие сборы.

Таблица 1. Хронологическое и географическое распределение сборов из гербария Ф.А. Гефта с территории Кавказа и Предкавказья.

Пункт	Год							Всего
	1826	**1827**	**1832**	**1833**	**1842**	**1843**	**1844**	
Пятигорск	1				1	1	21	**24**
гора Машук	16	1					22	**39**
гора Бештау	2				2		5	**9**
Ессентуки							1	**1**
Подкумок							4	**4**
Кисловодск и Нарзаны			1		2		32	**35**
Георгиевск							6	**6**
Кисловск-на-Тереке							1	**1**
Моздок							7	**7**
Кизляр							3	**3**
Ставрополь	1		7				44	**52**
Черкасск*					4		7	**11**
Кавказ							11	**11**
Всего	**20**	**1**	**8**	**1**	**9**	**1**	**166**	**206**

Примечания к таблице 1: *Черкасск (ныне – станица Старочеркасская Аксайского р-на Ростовской обл.), вероятно, был промежуточным пунктом, который Ф.А. Гефт посетил, направляясь в экспедицию 1842 г. или возвращаясь из нее.

Пять гербарных сборов, относящихся к 2 видам, хранятся в историческом фонде Гербария им. Б.М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета (VOR). В 1915 г., когда немецкие войска подошли к Риге, было принято решение об эвакуации Тартусского университета во внутренние области Российской империи. Во исполнение этого решения было вывезено около четверти гербария, однако затем эвакуация прекратилась и бóльшая часть коллекции осталась в Тарту (История …, 1972).

В 1920 г. эти эвакуированные коллекции вместе с гербариями Воронежского губернского земства, Каменностепной опытной станции и личным гербарием Б.М. Козо-Полянского послужили основой для создания Гербария Воронежского университета (Агафонов и др., 2015). Летом 1942 г. этот гербарий был захвачен немецкими войсками и отправлен в Берлин. Там он счастливо избежал уничтожения в ночь с 1-го на 2-е марта 1943 г., когда в результате воздушного налета было разрушено здание Ботанического музея Берлин-Далем (Pilger, 1953; Hiepko, 1987). В 1945 г. воронежские коллекции были найдены и репатриированы в Ботанический институт АН СССР в Ленинграде (Козо-Полянский, 1945). В середине 1950-х гг. репатриированный гербарий был разделен между Тартуским университетом, Ботаническим институтом АН СССР и Воронежским университетом, однако около 1% сборов в итоге попало не по назначению (Щербаков и др., 2017).

Несколько листов кавказского гербария Ф.А. Гефта хранятся в Гербарии им. Д.П. Сырейщикова Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова (MW). О наличии таких сборов со штампами Ботанического сада Юрьевского университета с территории Северокавказского и Дагестанского районов указывала Н.К. Шведчикова (2006), однако в виде отдельной коллекции эти сборы в гербарий не поступали (Назаров, 1939). Вероятно, они попали в МГУ в составе коллекции какого-то другого ботаника.

Есть основания предполагать, что некоторое число кавказских сборов Ф.А. Гефта (вероятно, несколько сотен листов) хранятся в западноевропейских гербариях. Примерно треть гербарных сборов Гефта в Гербарии Тартуского университета имеют западноевропейское происхождение.

Фото. Образцы этикеток гербария Ф.А. Гефта (фото О.С. Гринченко).

Указанные на большинстве этикеток этих сборов даты не совпадают со сроками пребывания Гефта в Западной Европе. На многих гербарных листах прямо указано, что они были получены от Николя-Шарля Серенжа, который в 1830-1858 гг. был директором Лионского ботанического сада во Франции. Много гербарных сборов было получено Ф.А. Гефтом из Ботанического сада в Монпелье (Лангедок, Южная Франция), Берлинского ботанического сада и ряда других мест. Хотя Ф.А. Гефт был обеспеченным человеком, есть основания полагать, что хотя бы часть этих материалов была получена им в обмен на его коллекции, в том числе и кавказские.

Выводы

Таким образом, гербарий Ф.А. Гефта, в том числе и его кавказская часть, является ценнейшей ботанической коллекцией середины XIX в., значение которой недооценено современными исследователями растительного покрова. В значительной степени это произошло из-за того, что во время Первой мировой войны и перед ней основные исследователи флоры Кавказа (Н. Кузнецов, Н. Буш, А. Фомин) покинули Юрьевский университет, а сам гербарий был разделен на две части между двумя странами и воссоединился только через 40 лет. Вероятно, лишь чудо помогло полностью сохраниться этому гербарию в годы Второй мировой войны. С целью возврата кавказского гербария Ф.А. Гефта, как и ряда других коллекций, хранящихся в Тартуском университете, в научный оборот целесообразно возобновить издание «Материалов для флоры Кавказа», прерванное более века назад.

Благодарности. Авторы выражают благодарность сотруднице Гербария БИН РАН Е.Б. Портениер и сотруднице Гербария Тартуского университета K. Orav за помощь в работе с гербарными коллекциями, а также сотруднику Станции юных натуралистов г. Железногорска Курской обл. Н.И. Дегтярёву за помощь в поиске исторических сведений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Агафонов В.А., Негробов В.В., Казьмина Е.С., Чернышова Т.Н. 2015. Гербарий им. профессора Б.М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета // Ботанические коллекции – национальное достояние России. Сборник научных статей Всероссийской (с международным участием) научной конференции, посвященной 120-летию Гербария им. И.И. Спрыгина и 100-летию Русского ботанического общества, г. Пенза, 17-19 февраля 2015 г. Пенза. С. 12-14.

Адрес-календарь. 1824. Ч. 1 // Российский государственный исторический архив [Электронный ресурс https://rgia.su/old/showObject.do?object=47103705 (дата обращения 17.03.2020)].

Адрес-календарь. 1833. Ч. 1 // Российский государственный исторический архив [Электронный ресурс https://rgia.su/old/showObject.do?object=47103705 (дата обращения 17.03.2020)].

Гроссгейм А.А. 1928-1934. Флора Кавказа. Первое издание в 4 томах. Эривань: Тифлис. Т. 1. 296 с.; Т. 2. 438 с.; Т. 3. 405 с.; Т. 4. 344 с.

История Тартуского университета. 1982 / Ред. К. Сийливаск. Таллинн: Периодика. 279 с.

Карташев А.В., Цапко Л.И. 2017. Врач на Кавказе в первой половине XIX века // История медицины. Т. 4. № 2. С. 152-160.

Кечайкин А.А. 2017. Три новых таксона *Potentilla* (Rosaceae) с Кавказа и из Монголии // Новости систематики высших растений. Т. 48. С. 84-88.

Козо-Полянский Б. 1945. Гербарий Воронежского университета найден в Берлине // Коммуна. 13 июля. С. 1.

Конспект флоры Кавказа. 2003. СПб.: Изд-во СПб. ун-та. Т. 1. 202 с.

Кузнецов Н., Буш Н., Фомин А. 1901-1916. Материалы для флоры Кавказа. В 4 томах. Юрьев. Вып. 1-45, 57.

Назаров М.И. 1939. Каталог коллекций, поступивших в Гербарий Московского Государственного университета с 1813 по 1939 год. М. 228 с. (Рукопись на каф. экологии и географии растений МГУ им. М.В. Ломоносова, г. Москва.)

Полякова О.А., Чегутаева Л.Ф. 2013. Летопись города-курорта Пятигорск. Ставрополь: Графа. 49 с.

Флора Средней России: Аннотированная библиография. 1998 / Ред. В.Н. Тихомиров, И.А. Губанов, И.М. Калиниченко, Р.А. Лозарь. М.: Рус. университет. 199 с.

Шведчикова Н.К. 2006. Отдел флоры Кавказа // Гербарий Московского университета (MW): история, современное состояние и перспективы развития. М. С. 78-97.

Шевчук С.В. 2011. Федор Абрамович Фишер (1782-1854) – первый директор Санкт-Петербургского императорского ботанического сада // Немцы в Санкт-Петербурге. Биографический аспект. СПб. Вып. 6. С. 114-129.

Щербаков А.В., Агафонов В.А., Рейер Ю., Негробов В.В., Беденко А.Б. 2017. История Гербария Воронежского государственного университета (VOR) в первой половине XX века // Вестник Воронежского государственного университета. Серия «Химия. Биология. Фармация». № 2. С. 43-47.

Щербакова А.А. 1979.История ботаники в России до 60-х гг. XIX в. Новосибирск: Наука. 365 с.

Hiepko P. 1987. The collections of the Botanical Museum Berlin-Dahlem (B) and their history // Englera. Vol. 7. P. 219-252.

Hoefft F. 1826. Catalogue des plantes qui croissent spontanement dans le district de Dmitrieff sur la Svapa, dans le gouvernement de Koursk. M. Vol. XXIII + 66 p.

Pilger R. 1953. Bericht über den Botanischen Garten und das Botanische Museum Berlin-Dahlem vom 1. März 1943 bis 31. März 1947 // Mitt. Bot. Gart. Berlin-Dahlem [Willdenowia]. Bd. 1. S. 1-21.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 51-58

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 599.735.53:591.5

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОПУЛЯЦИИ САЙГАКА СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИКАСПИЯ В ПЕРИОДЫ РАЗНОЙ ЧИСЛЕННОСТИ[1]

© 2020 г. Т.Ю. Каримова*, А.А. Лущекина*, В.М. Неронов*, Н.Ю. Пюрвенова, Ю.Н. Арылов****

**Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН*
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский просп., д. 33. E-mail: rusmabcom@gmail.com
***Калмыцкий государственный университет им. Б.Б. Городовикова*
Россия, 358000, г. Элиста, ул. Пушкина, д. 11. E-mail: kalmsaiga@mail.ru

Поступила в редакцию 28.03.2020. После доработки 20.04.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Численность популяции сайгака (*Saiga tatarica tatarica* L., 1766), обитающего на территории Северо-Западного Прикаспия, на протяжении последних 20 лет остается на крайне низком уровне. Сравнение некоторых биологических параметров популяции в периоды разной численности позволило выявить ряд особенностей, характерных для фазы ее депрессии. Так, наряду со снижением численности сайгака (с 800 тыс. в 1958 г. до 4.5 тыс. в 2016 г.) сократилась и площадь его обитания (с 60-70 тыс. км^2 до 2-3 тыс. км^2 соответственно), и значительная часть популяции перешла к оседлому образу жизни на охраняемых территориях экорегиона «Черные земли». Нехватка половозрелых самцов в популяции (менее 10%) на протяжении продолжительного времени привела к сокращению ее прироста и, следовательно, к снижению численности. При этом общая плодовитость самок сократилась (с 1.27±0.25 сайгачонка в годы высокой численности до 0.92±0.39 в последнее время) из-за увеличения яловости среди разных возрастных групп, что вызвано недостатком самцов в популяции. Самцов в популяции рождается больше, чем самок (51.9% и 48.1% соответственно). Увеличившийся вес новорожденных сайгачат (в среднем на 100 г как самцов, так и самок) и снизившаяся их смертность в первые дни после рождения (при благоприятных погодных условиях) косвенно говорят о нормальном протекании эмбриогенеза и достаточном количестве и качестве кормов. Увеличение доли половозрелых самцов приведет к росту численности популяции, репродуктивные функции которой практически не изменились в период ее депрессии.

Ключевые слова: сайгак, Северо-Западный Прикаспий, численность, половозрастной состав, репродуктивные показатели, пространственное распространение.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10118

Согласно докладу Межправительственной научно-политической платформы по биоразнообразию и экологическим системам (IPBES), посвященному глобальной оценке биоразнообразия и экосистемных услуг, в настоящее время около миллиона видов растений и животных находится под угрозой исчезновения, что вызвано деятельностью человека (The Global …, 2019). При этом, как указывает J.C. Briggs (2017), самой большой проблемой в вопросах сохранения видов является не их вымирание, а сокращение численности до такой степени, когда многие виды существуют лишь как остатки своего прежнего изобилия, что связано, по мнению экспертов (Шварц, 2004; Pimm et al., 2014), с изменениями климата и загрязнением окружающей среды, сменой систем землепользования, а также прямым преследованием видов (охота и промысел).

Сайгак (*Saiga tatarica tatarica* L., 1766), обитающий в Северо-Западном Прикаспии (СЗП), испытал на себе все перечисленные выше воздействия (Сайгак …, 1998; Арылова, 2009; Близнюк,

[1] Работа выполнена по теме НИР Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Госзадание № 0109-2019-0009 «Фундаментальные проблемы охраны живой природы и рационального использования биоресурсов».

2009; Каримова, Лущекина, 2018). Еще в середине 50-х гг. прошлого столетия численность популяции насчитывала около 800 тыс. особей (Банников и др., 1961), но промысел, развитие сельского хозяйства и инфраструктуры привели к тому, что к концу 1980-х гг. численность сайгака сократилась до 150-160 тыс. (Сайгак …, 1998). Неконтролируемая браконьерская охота, которая активизировалась после распада СССР, а также последовавшая приостановка работы всех бюджетных структур, в том числе и природоохранных, привели к резкому падению численности популяции сайгака в СЗП – до 15-20 тыс. в 2006 г. (Мельников, Сидоров, 2009) с последующим ее снижением до 4-5 тыс. в 2015 г. (Каримова, Лущекина, 2018; рис. 1). По мнению ряда экспертов (Kuhl et al., 2009), это самое быстрое сокращение численности, зарегистрированное когда-либо для млекопитающих в мире.

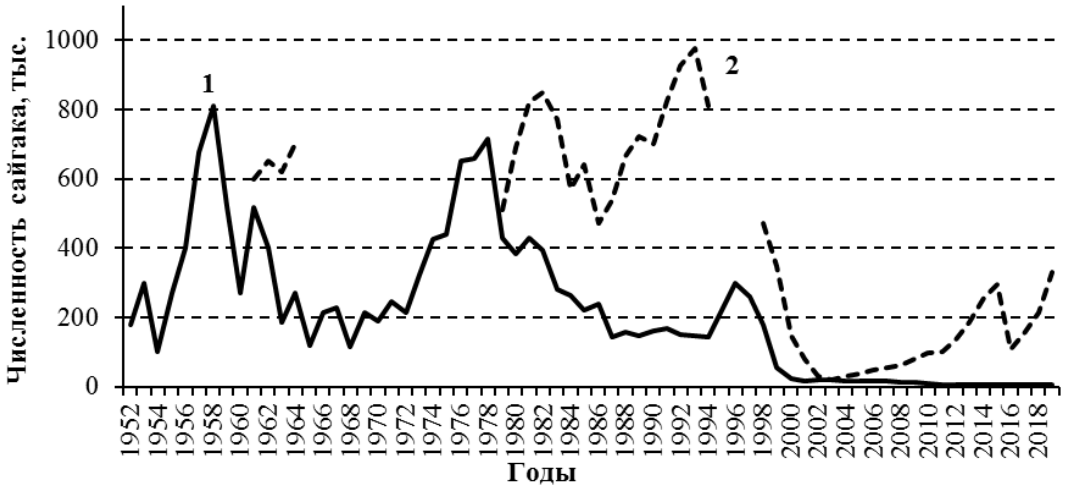


Рис. 1. Динамика численности сайгака на территории Северо-Западного Прикаспия (1) и Казахстана (2) .

Несмотря на предпринимаемые меры – в 2013 г. сайгак был включен в перечень «особо ценных диких животных и водных биологических ресурсов, принадлежащих к видам, занесенным в Красную книгу Российской Федерации и (или) охраняемым международными договорами Российской Федерации», за незаконную добычу, содержание, приобретение, хранение, перевозку, пересылку и продажу которых наступает уголовная ответственность в соответствии со статьей 258.1 Уголовного кодекса Российской Федерации (2017), внесен в красные книги Республики Калмыкия (Электронный …, 2015), Астраханской области (Сайгак …, 2019) и Российской Федерации (Минприроды …, 2020), его численность в СЗП пока остается на крайне низком уровне.

Следует отметить, что три популяции сайгака (Уральская, Бетпакдалинская и Устюртская), обитающие на территории Казахстана, в начале 2000-х гг. оказались в похожей ситуации, когда общая численность животных за 10 лет уменьшилась в 45 раз – с 976 тыс. в 1993 г. до 21.1 тыс. в 2003 г. (Грачев и др., 2009). Однако предпринятые меры (запрет охоты, который в начале 2020 г. продлен до 2023 года, и действенная охрана) позволили исправить положение и, несмотря на все еще отмечающиеся случаи браконьерства и эпизоотию пастереллеза, случившуюся в мае-июне 2015 года, когда согласно разным источникам погибло от 130 до 200 тыс. сайгаков (Милнер-Гулланд и др., 2016), в настоящее время численность этого вида оценивается в 331.9 тыс. (Цутер, 2019/2020).

Быстрому восстановлению численности, возрождению отдельных популяций, практически, из небытия, способствует высокая плодовитость сайгака – половозрелость у большинства самок наступает в 7-8-месячном возрасте, еще до момента достижения ими полного физического развития, а большинство самок старше полутора лет (иногда до 80% размножающихся особей) приносят двух детенышей (Банников и др., 1961). При этом плодовитость самок в отдельные годы может меняться под влиянием ряда факторов, в первую очередь климатических (Сайгак …, 1998; Букреева, 2002). Так, после суровой зимы 1953-54 гг. в СЗП численность сайгака упала со 180 тыс. до 100 тыс. голов, но уже через год достигла прежнего уровня (Банников и др., 1961).

На основе данных о плодовитости, полученных в результате весеннего обследования популяции

сайгака в СЗП (Букреева, 2002), в годы его высокой численности (1951-1997 гг.) определялись квоты (от 180 тыс. сайгаков в 1959 г. до 11.5 тыс. в 1990 г.) и проводилось промысловое изъятие животных (Сайгак …, 1998). В 1999 г. ввиду низкой численности сайгака был введен запрет на его добычу, а с 2003 г. – и на проведение научных исследований по определению плодовитости (Близнюк, 2009).

В современный период при относительно благоприятных климатических условиях в СЗП численность популяции сайгака уже на протяжении 20 лет остается на крайне низком уровне, проявляя лишь незначительную тенденцию к росту (Каримова, Лущекина, 2018), что не согласуется с описанными выше возможностями вида. Цель данного исследования состояла в оценке воспроизводственного потенциала сайгака в СЗП в периоды разной численности, для чего был проведен анализ многолетних изменений некоторых биологических показателей сайгака, связанных с репродуктивными функциями, половозрастным составом и пространственной структурой популяции.

Материалы и методы

Для характеристики состояния популяции и проведения соответствующего анализа были собраны и структурированы все материалы по биологии популяции сайгака в СЗП, имеющиеся в открытых источниках (Банников и др., 1961; Сайгак …, 1998; Букреева, 2002; Близнюк, 2009), а также данные собственных многолетних наблюдений. Временной период с 1949 по 2019 гг. был поделен на два интервала – годы с высокой численностью сайгака (до 1997 г.) и годы депрессии численности – с 1998 г., когда по данным А.И. Близнюка (2009) началось сокращение численности популяции сайгака в СЗП из-за возросшего уровня браконьерства, по настоящее время.

Анализ многолетних метеорологических данных метеостанций поселков Утта, Яшкуль и Комсомольский, расположенных вблизи ареала сайгака, и данных, почерпнутых из литературных источников, позволил выявить периоды с условиями, неблагоприятными для существования популяции сайгака в СЗП. Это годы, когда отмечалась засуха в течение вегетационного периода (1949, 1957, 1959, 1979, 1984, 1987, 1994, 1998, 2000, 2006, 2012 гг.), осадки и низкая температура в мае во время отела (1994, 1998, 2006, 2008 гг.), образование наста (дзуд) в зимние месяцы (1950, 1954, 1956, 1968, 1972, 1985, 1987, 1999, 2001, 2010 гг.).

Для решения поставленной задачи в качестве биологических параметров были выбраны плодовитость и яловость самок, вес и соотношение полов новорожденных, приплод и половозрастной состав популяции, определяемые в августе.

Эмбриональная плодовитость и яловость самок с 1951 по 2003 гг. (за исключением 1965, 1968-1970, 1972, 1984, 1987-1989 гг.) определялись путем изучения анатомического материала (у беременных самок регистрировали количество эмбрионов и их пол; определяли участие самок разных возрастов в размножении) животных в феврале-марте (Букреева, 2002; Близнюк, 2009).

Вес и соотношение полов новорожденных сайгачат определялись по единой методике, когда на трансектах, проложенных преимущественно там, где в результате рекогносцировки были обнаружены наибольшие концентрации сайгачат, проводилась фиксация местоположения детенышей, измерялся их вес, длина тела и, по возможности, определялся возраст (Арылова, 2009).

Половозрастной состав популяции в годы высокой численности определялся в ходе предпромыслового (до 1 октября) обследования по утвержденной методике (Сайгак …, 1998), а в последние годы – с помощью визуальных наблюдений, проводимых в июле-августе в ходе автомобильных маршрутов в светлое время суток с фиксацией с помощью GPS мест встречи всех животных с указанием их пола и возраста (Каримова, Лущекина, 2018).

Все статистические расчеты проводились в программе Statistica 8.0.

Результаты и их обсуждение

Пространственная структура популяции. В 50-60-е годы XX века, когда на территории СЗП наблюдалась высокая численность сайгака, оценивающаяся примерно в 800 тыс. особей, площадь зоны основного обитания составляла 60-70 тыс. км^2 (Сайгак …, 1998; Близнюк, 2009). Высокая стадность сайгаков приводила к достаточно быстрому истощению пастбищ, заставляя животных перемещаться на новые территории. Сайгаков, совершавших в поисках пропитания дальние миграции (протяженностью до 320 км), можно было встретить практически повсеместно далеко за пределами экорегиона «Черные земли» – на территории Астраханской, Волгоградской и Ростовской областей, Ставропольского края, Республик Дагестан и Чечня (Сайгак …, 1998; Близнюк, 2009).

Однако существовали районы сезонных скоплений, такие как восточные склоны Ергеней и южная часть экорегиона «Черные земли», где сайгаки предпочитали обитать зимой; весной в Сарпинской низменности проходил отел сайгаков, а в летний период сайгаки предпочитали пастись к северу и западу от места отела (Банников и др., 1961; Сайгак …, 1998).

Начавшееся в 1970-е годы широкомасштабное хозяйственное освоение территории в районе Сарпинских озер – строительство дорог и поселков, распашка земель, разработка месторождений нефти и газа, сооружение сети оросительных каналов (Близнюк, 1995), привело к тому, что сайгаки были вытеснены на юг в экорегион «Черные земли» (Сайгак …, 1998), а площадь основного обитания сайгака при этом сократилась до 48 тыс. км^2. Рост поголовья мелкого домашнего скота в Калмыкии до 3.04 млн. в 1981 г. вынудил пока еще многочисленные в то время стада сайгаков (до 430 тыс.) совершать протяженные миграции в поисках лучших пастбищ (Близнюк, 2009). В те годы еще отмечались редкие заходы сайгака на территорию Ростовской области и в Дагестан (Миноранский, Даньков, 2016).

В дальнейшем, в связи с падением численности сайгака зона основного обитания стала сокращаться (Близнюк, 2009). В последние годы, несмотря на стремительный рост поголовья мелкого домашнего скота, в первую очередь в восточных районах Республики Калмыкия (Черноземельский, Юстинский и Яшкульский), – с 312.8 тыс. в 1998 г. до 1328.3 тыс. в 2019 г. (Поголовье …, 2019), уже не столь многочисленные стада сайгаков не совершают протяженных миграций, предпочитая круглый год держаться на заповедных территориях (степной участок заповедника «Черные земли», Республика Калмыкия и заказник «Степной», Астраханская область) или вблизи них, на площади около 2-3 тыс. км^2 (Каримова, Лущекина, 2018), что составляет лишь 10.2% от всех оптимальных мест обитания в этом регионе (Пальцын, 2016). По данным Э.А. Бабаева и Ю.А. Яровенко (2019), в последнее время в Дагестан сайгак уже не заходит.

Ранее было выдвинуто предположение о том, что сезонные миграции сайгака связаны с поиском пропитания, а в средние по увлажнению и снежности годы значительная часть популяции относительно оседла (Банников и др., 1961). Современное состояние популяции сайгака в СЗП и ее «оседлый» образ жизни полностью подтверждают это предположение.

Обычно в декабре в период гона, а также в летние месяцы сайгаки держатся в мелких стадах, что было обусловлено или особым состоянием животных (брачный период), или скудностью пастбищ во время засушливого периода. Образование крупных стад и скоплений происходило во время миграций и кочевок зимой, весной и осенью, а также в апреле и мае – во время отела (Сайгак …, 1998; Близнюк, 2009). Социальная организация популяции сайгака в СЗП не претерпела изменений в связи со снижением ее численности (Каримова, Лущекина, 2018), лишь уменьшился размер самих стад.

Половозрастной состав популяции. Распад Советского Союза и последовавший за ним экономический кризис привели к тому, что в начале 90-х гг. прошлого века браконьерская охота на сайгака приняла «промышленные масштабы». Особенно ценились половозрелые самцы, чьи рога до сих пор пользуются за границей повышенным спросом. В результате этого произошло нарушение половозрастного состава популяции (рис. 2) – доля взрослых самцов достоверно снизилась с 16.4±4.5% в 1949-1997 гг. до 9.2±3.9% с 1998 г. по настоящее время (t_{43}=5.6, n_1=25, n_2=20, P<0.001). Причем, если в годы с высокой численностью неблагоприятные погодные условия оказывали незначительное воздействие, то в период низкой численности доля самцов в популяции снижается из-за плохих погодных условий с 9.5±4.3% до 8.4±3.2%, но эти различия статистически не достоверны.

Случались и критические ситуации, когда доля самцов в популяции резко сокращалась. Так, зимой 1958-1959 гг. в результате чрезмерной промысловой добычи доля взрослых самцов уменьшилась к периоду гона до 1-2% (Банников и др., 1961); в 2000 г. из-за выборочного изъятия самцов к декабрю их доля составила 0.9% (Букреева, 2002); в 2002 г. – 0.6% (Milner-Gulland et al., 2003); а в 2014 г. – 0.72% (Летопись …, 2014).

Несмотря на то, что в последние годы, благодаря предпринятым мерам по охране сайгака и высокой пластичности вида, доля самцов в популяции постепенно растет – до 15.8% в 2019 г. (Сайгачат …, 2019), нехватка половозрелых самцов в популяции на протяжении достаточно продолжительного времени привела к сокращению ее воспроизводства, а, следовательно, и к снижению численности.

Плодовитость популяции, вес и соотношение полов новорожденных. Воспроизводство популяции обычно описывается такими показателями, как плодовитость и яловость самок, выход

молодняка на одну самку в августе (приплод) и др. Общая плодовитость самок в период высокой численности (когда во время гона доля взрослых самцов в популяции составляет около 15-20% и в размножении принимают участие самки всех возрастов) достоверно выше (1.27±0.25), чем при низкой (0.92±0.39; t_{18}=2.5, n_1=14, n_2=6, P=0.03). В целом, плодовитость самок в неблагоприятные по погодным условиям годы при высокой численности популяции вполне сопоставима с плодовитостью в разные годы периода низкой численности (рис. 3). Если при нормальном соотношении полов плодовитость самок (а, следовательно, и численность популяции) быстро восстанавливаются, то в годы низкой численности в популяции сайгаков в СЗП этого не происходит, так как из-за низкой доли самцов большинство самок остаются яловыми – до 63.8% молодых и 28.3% взрослых (Близнюк, 2009). Дополнительное увеличение яловых самок в отдельные годы также связано со случающимися засухами в вегетационный период. Так, из-за засухи, продолжавшейся с лета 2000 г. по весну 2001 г., в отеле не участвовало 97.2% молодых и 76.1% взрослых самок (Близнюк, 2009). Однако самки, участвующие в размножении, даже в таких экстремальных условиях сохраняют высокую плодовитость (1.29±0.06), сравнимую с той, которая отмечалась в годы высокой численности (1.32±0.12; Mann-Whitney $U_{(5.3)}$=6, P=0.65).

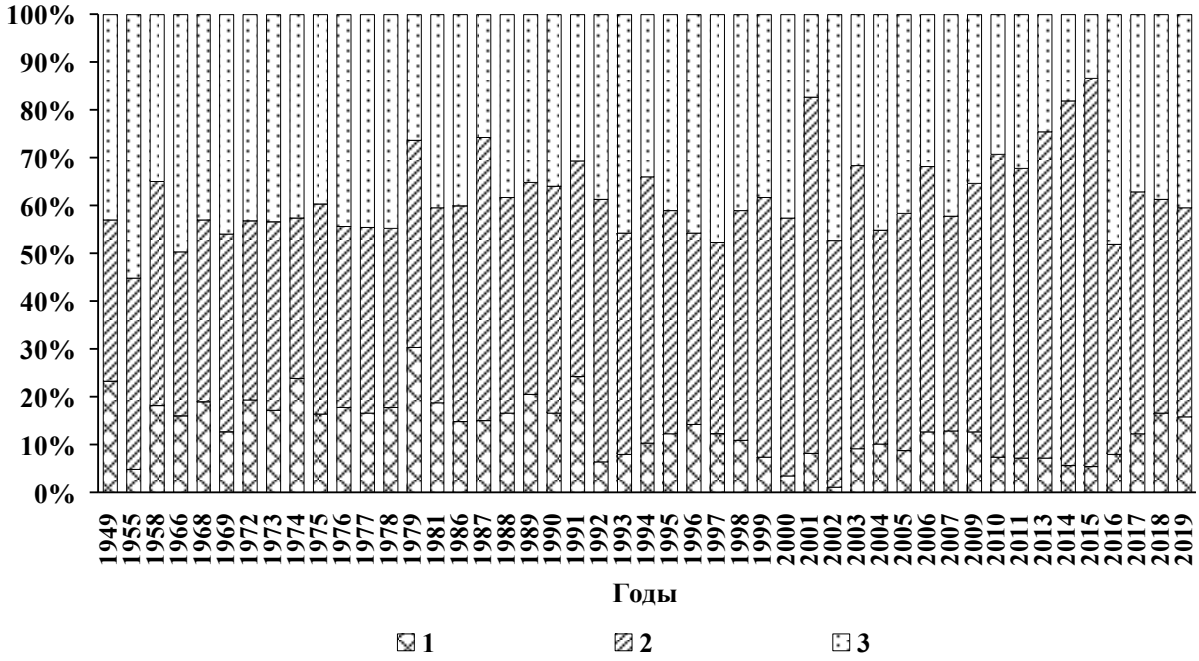


Рис. 2. Динамика половозрастной структуры популяции сайгака в СЗП в августе. *Условные обозначения:* 1 − половозрелые самцы, 2 − половозрелые самки, 3 − сеголетки обоих полов.

Ранее предполагалось, что преобладание самцов среди новорожденных сайгачат характерно для периодов высокой численности популяции, а уменьшение их доли происходит при ее депрессии (Банников и др., 1961; Сайгак …, 1998). Результаты наших исследований показали, что, наоборот, в 1998-2012 гг. среди новорожденных сайгачат самцов было больше – 51.9±5.6% против 49.2±2.1% в 1957-1997 гг., хотя эти различия статистически не достоверны (t_{31}=-1.9, n_1=18, n_2=15, P=0.07). Вероятно, это можно объяснить внутрипопуляционными механизмами регуляции численности вида, когда в связи с недостаточным количеством самцов в популяции их рождается больше.

Еще одной характеристикой благополучия популяции является вес новорожденных. По нашим данным в последние годы масса новорожденных сайгачат несколько увеличилась. Так, масса новорожденных самцов выросла с 3.35±0.16 кг в 1957-1997 гг. до 3.48±0.20 кг в 1998-2010 гг., но эти различия статистически не достоверны (Mann-Whitney $U_{(7.12)}$=27, P=0.2). Для самок отмечена аналогичная тенденция – 3.18±0.18 кг в 1957-1997 гг. и 3.29±0.16 кг в 1998-2010 гг. (Mann-Whitney $U_{(7.12)}$=26.5, P=0.19). Это не связано с увеличением процента рождающихся «одиночек», которые заведомо имеют больший вес, чем детеныши из двойни. Анализ опубликованных данных по плодовитости (Близнюк, 2009) показал, что доля самок с одним эмбрионом (без учета яловых)

выросла незначительно – с 66.5±11.9% в годы высокой численностью до 70.4±4.8% с низкой (Mann-Whitney $U_{(8.6)}$=14.5, P=0.22). Известно, что ход развития приплода определяется условиями питания самок, начиная со второго месяца беременности (Петрищев, 1997), поэтому приведенные данные косвенно свидетельствуют о том, что в зоне обитания сайгака в СЗП обеспеченность животных кормами с середины прошлого века до настоящего времени не претерпела существенных изменений. Отмеченное увеличение увлажненности региона с 1986 г. (Шумова, 2020), вероятно, также повлияло на продуктивность пастбищ.

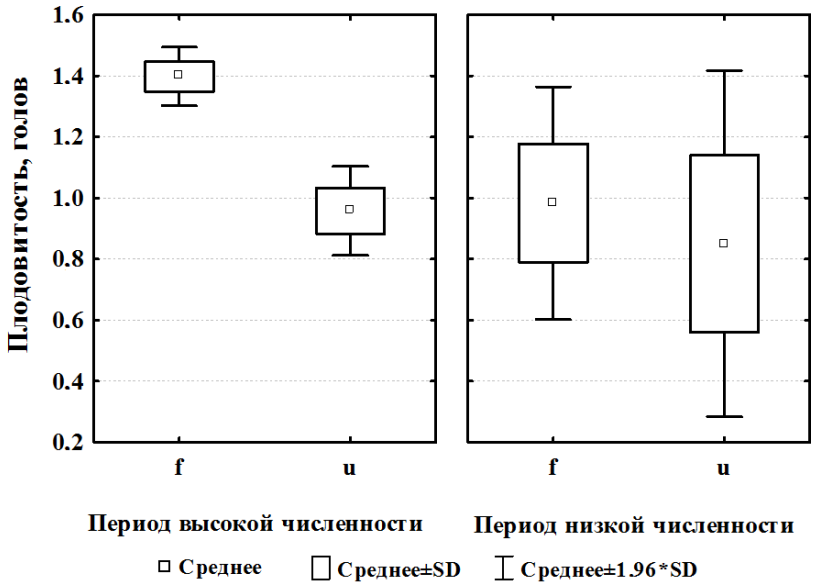


Рис. 3. Общая плодовитость самок в периоды разной численности популяции сайгака в СЗП и в годы с различными погодными условиями (**f** – благоприятные, **u** – неблагоприятные).

Еще одним доказательством нормального протекания эмбриогенеза у самок сайгака (и, соответственно, нормального питания) служит показатель смертности молодняка в первые 4 дня жизни – в 1998-2008 гг. отход молодняка в среднем составлял 10.9±5.5% (а в годы с благоприятными погодными условиями за этот период всего 7.2±2.7 %), что вполне сопоставимо с показателям конца 50-х годов – 9.5% (Банников и др., 1961). В некоторые годы (1994, 1998, 1999, 2000 и 2007 гг.) значительный процент гибели новорожденных сайгачат (16.5±4.5%) был обусловлен случившимися во время отела похолоданием и осадками.

Выход молодняка на одну самку в августе при высокой численности популяции также достоверно выше (0.99±0.25), чем при низкой (0.67±0.27; t_{44}=4.17, n_1=26, n_2=20, P<0.001). Снижение этого показателя по сравнению с плодовитостью самок на 22.1% и 27.2% при высокой и низкой численности популяции, соответственно, позволяет сделать вывод, что экологические условия существования популяции не значительно изменились в сравниваемые периоды.

Выводы

Для популяции сайгака в СЗП в условиях депрессии численности (с 1998 г. по настоящее время) выявлены некоторые особенности:

1. В последние годы наряду со снижением численности сайгака на территории СЗП сократилась площадь его обитания. Большая часть популяции перешла к оседлому образу жизни на охраняемых территориях экорегиона «Черные земли», что связано как с низким фактором беспокойства, так и с достаточным количеством кормов.

2. Нехватка половозрелых самцов в популяции на протяжении достаточно продолжительного времени привела к сокращению ее прироста и, следовательно, снижению численности.

3. Общая плодовитость самок сократилась из-за увеличения яловости как взрослых, так и, особенно, молодых самок, что вызвано недостатком самцов в популяции. Плодовитость самок, участвующих в размножении, практически не изменилась.

4. При низкой численности самцов в популяции рождается немного больше, чем самок.

5. Увеличившийся вес новорожденных сайгачат и снизившаяся их смертность в первые дни (при благоприятных погодных условиях) в период депрессии численности косвенно говорят о нормальном протекании эмбриогенеза у беременных самок и достаточном количестве и качестве кормов.

Оказавшиеся примерно на одном уровне численности к 2003 г. популяции сайгака в России (18.5 тыс.) и Казахстане (21.2 тыс.) к 2020 г. подошли с совершенно разными результатами – около 7 тыс. и почти 332 тыс. соответственно. Отмеченный всеми исследователями длительный дисбаланс половозрастной структуры популяции сайгака в СЗП пока не позволил виду использовать свой воспроизводственный потенциал. Построенная ранее индивидуум-ориентированная модель популяции сайгака в СЗП (Родникова и др., 2019), позволяет сделать вывод, что быстрый рост популяции является видовой адаптацией как к экологическим условиям, характеризующимся частыми погодными катастрофическими явлениями (засуха, высокий снежный покров, дзуд и др.), так и к промыслу. Восстановление доли половозрелых самцов приведет к росту популяции, репродуктивные функции которой, исходя из приведенных выше данных, практически не изменились в период ее низкой численности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Арылова Н.Ю. 2009. Экология сайгака (*Saiga tatarica tatarica* L., 1766) на территории Северо-Западного Прикаспия в условиях депрессии численности (на примере экорегиона Черные земли). Дис. … канд. биол. наук. Ростов-на-Дону. 233 с.

Бабаев Э.А., Яровенко Ю.А. 2019. Современное состояние ареалов диких копытных в Дагестане // Млекопитающие России: фаунистика и вопросы териогеографии. Ростов-на Дону, 17-19 апреля 2019 г. М.: Т-во научных изданий КМК. С. 19-21.

Банников А.Г., Жирнов Л.В., Лебедева Л.С., Фандеев А.А. 1961. Биология сайгака. М.: Изд-во сельскохозяйственной литературы, журналов и плакатов. 336 с.

Близнюк А.И. 1995. Роль хозяйственного освоения территории в изменении численности калмыцкой популяции сайгака // Биота и природная среда Калмыкии. М.-Элиста. С. 222-244.

Близнюк А.И. 2009. Сайгак калмыцкой популяции. Элиста: ЗАОр «НПП «Джангар». 554 с.

Букреева О.М. 2002. Европейская популяция сайгака (*Saiga tatarica* L.) и факторы, определяющие ее состояние. Дисс... канд. биол. наук. М. 224 с.

Грачев Ю.А., Мелдебеков А.М., Бекенов А.Б. 2009. Численность, структура и воспроизводство популяций сайгака в Казахстане // Степной бюллетень. № 27. С. 47-50.

Каримова Т.Ю., Лущекина А.А. 2018. Особенности пространственного размещения и этологической структуры популяции сайгака на территории заказника «Степной» (Астраханская область) // Экосистемы: экология и динамика. Т. 2. № 1. С. 73-91 [Электронный ресурс http://www.ecosystemsdynamic.ru (дата обращения 06.02.2020)].

Летопись природы ФГБУ государственного природного биосферного заповедника «Черные земли». Книга XVIII. 2014 [Электронный ресурс http://zapovednik-chernyezemli.ru/wp-content/uploads/2015/11/Летопись_природы_ 2014_год.pdf (дата обращения 06.02.2020)].

Мельников В.В., Сидоров С.В. 2009. Сайгак в России: современное состояние, сохранение и восстановление // Степной бюллетень. № 27. С. 42-46.

Милнер-Гулланд Э.Дж., Морган Э., Кокк Р. 2016. Почему в считанные дни умерло более 200 тысяч сайгаков [Электронный ресурс http://inosmi.ru/science/20161211/238369424.html (дата обращения 06.02.2020)].

Миноранский В.А., Даньков В.И. 2016. Сайгак (*Saiga tatarica* L.) – исчезающий в России вид // Юг России: экология, развитие. Т. 11. № 1. С. 88-103.

Минприроды России впервые занесёт в Красную книгу РФ 29 новых видов птиц и 14 млекопитающих. Включена и касатка, и косатка. 2020 [Электронный ресурс http://www.mnr.gov.ru/press/news/minprirody_rossii_vpervye_zanesyet_v_krasnuyu_knigu_rf_29_novykh_vidov_ptits_i_14_mlekopitayushchikh/ (дата обращения 23.03.2020)].

Пальцын М.Ю. 2016. Оценка потенциальной пригодности местообитаний степных копытных в Республике Калмыкия и Забайкальском крае. Отчет по проекту ПРООН/ГЭФ 00072294 «Совершенствование системы и механизмов управления ООПТ в степном биоме России» [Электронный ресурс http://savesteppe.org/project/docs/report_final_habitatmodel_ungulates2016.pdf (дата обращения 06.02.2020)].

Петрищев Б.И. 1997. Характеристика эмбриогенеза сайгака (*Saiga tatarica*) и оценка состояния приплода // Зоологический журнал. Т. 76. № 2. С. 234-242.

Поголовье скота на 1 декабря 2019 г. 2019 [Электронный ресурс https://astrastat.gks.ru/storage/mediabank/Поголовье_скота_на_1_декабря_2019.pdf (дата обращения 06.02.2020)].

Родникова А.Ю., Каримова Т.Ю., Лущекина А.А., Ячменникова А.А., Грибов К.А., Рожнов В.В., Гольцман М.Е. 2019. Индивидуум-ориентированная модель популяционной динамики сайгака Северо-Западного Прикаспия // Saiga News. Вып. 24. С. 23-26.

Сайгак: филогения, систематика, экология, охрана и использование. 1998 / Ред. В.Е. Соколов, Л.В. Жирнов. М.: Типография Россельхозакадемии. 356 с.

Сайгак наконец-то внесён в Красную книгу Астраханской области. 2019 [Электронный ресурс https://ast-news.ru/node/saygak-nakonets-to-vnesyen-v-krasnuyu-knigu-astrakhanskoy-oblasti/ (дата обращения 06.02.2020)].

Сайгачат по осени считают. 2019 [Электронный ресурс http://zapovednik-chernyezemli.ru/без-рубрики/сайгачат-по-осени-считают/ (дата обращения 06.02.2020)].

Уголовный кодекс Российской Федерации. 2017 [Электронный ресурс http://stykrf.ru (дата обращения 06.02.2020)].

Электронный фонд правовой и нормативно-технической документации. 2015. О внесении изменения в перечень видов (подвидов) животных, занесенных в Красную книгу Республики Калмыкия, утвержденный постановлением правительства Республики Калмыкия от 3 сентября 2013 г. № 409 [Электронный ресурс http://docs.cntd.ru/document/453138870 (дата обращения 06.02.2020)]

Цутер Ш. 2019/2020. Авиаучет 2019 года показал рост численности всех популяций сайгака в Казахстане // Saiga News. 25. С. 16-17.

Шварц Е.А. 2004. Сохранение биоразнообразия: сообщества и экосистемы. М.: Т-во научных изданий КМК. 112 с.

Шумова Н.А. 2020. Анализ климатических условий в Республике Калмыкия за 1966-2017 гг. // Аридные экосистемы. Т. 26. № 3 (84). С. 23-29.

Briggs J.C. 2017. Emergence of a sixth mass extinction? // Biological Journal of the Linnean Society. Vol. 122. Is. 2. P. 243-248.

Kuhl A., Balinova N., Bykova E., Arylov Yu., Esipov A., Lushchekina A., Milner-Gulland E.J. 2009. The role of saiga poaching in rural communities: Linkages between attitudes, socio-economic circum-stances and behavior // Biological Conservation. Vol. 143. P. 1442-1449.

Milner-Gulland E.J., Bukreeva O.M., Coulson T., Lushchekina A.A., Kholodova M.V., Bekenov A.B., Grachev I.A. 2003. Reproductive collapse in saiga antelope harems // Nature. Vol. 422. P. 135.

Pimm S.L., Jenkins C.N., Abell R., Brooks T.M., Gittleman J.L., Joppa L.N., Raven P.H., Roberts C.M., Sexton J.L. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. Science. Vol. 344. Is. 6187. P. 1246752-1-1246752-10.

The global assessment report on biodiversity and ecosystem services. 2019. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). 60 p. [Электронный ресурс https://ipbes.net/sites/default/files/inline/files/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers.pdf (дата обращения 06.02.2020)].

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 59-65

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 599.735.5

КОРМОВАЯ ИЗБИРАТЕЛЬНОСТЬ ПОЛУВОЛЬНЫХ БИЗОНОВ (*BISON BISON*) В ДЕРНОВИННОЗЛАКОВОЙ СТЕПИ ДОЛИНЫ ЗАПАДНОГО МАНЫЧА[1]

© 2020 г. В.В. Джапова*, О.Г. Бембеева, Е.Ч. Аюшева*, В.Д. Казьмин***, Р.Р. Джапова*, Б.Д. Абатуров******

**Калмыцкий государственный университет им. Б.Б. Городовикова*
Россия, 358000, г. Элиста, ул. Пушкина, д. 11. E-mail: dzhapova@listl.ru
***Институт комплексных исследований аридных территорий*
Россия, 358005, г. Элиста, ул. Хомутникова, д. 111. E-mail: bembeeva_og@mail.ru
****Государственный заповедник «Ростовский»*
Россия, 347510, Ростовская область, пос. Орловский, Чапаевский переулок, д. 102
E-mail: vladimir-kazmin@mail.ru
*****Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН*
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский просп., д. 33. E-mail: abaturovbd@mail.ru

Поступила в редакцию 06.05.2020. После доработки 06.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Материалы о составе кормовых растений в питании бизонов получены в летний и осенний сезоны 2018 г. в вольере на территории охранной зоны заповедника «Ростовский». Описываемая территория расположена в дерновиннозлаковой степи долины р. Западный Маныч. Данные по сезонной динамике состава кормовых растений в рационе бизонов получили, применив метод кутикулярного микроскопического анализа экскрементов. Для видовой идентификации ботанических фрагментов из экскрементов создали электронную базу эталонной структуры кутикулы видов, составляющих флористическое богатство пастбища для бизонов. В летнем рационе бизонов доля злаков – 64%, а в осеннем – 84%. Индекс избирательности злаков составил 2.1 летом и 4.3 в осенний период, а разнотравья в летний сезон – 0.5, в осенний снизился до 0.2. Величина индекса зависит не только от вкусовых предпочтений животных, но и от обилия вида в надземной массе травостоя пастбища, а также от фазы вегетации растений.

Ключевые слова: состав рациона бизонов, надземная фитомасса, избирательность питания.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10119

В охранной зоне заповедника «Ростовский» на территории Ассоциации «Живая природа степи» бизоны обитают с 2008 г. Первые учеты и наблюдения на пастбище для бизонов были проведены в 2012-2014 гг. (Абатуров и др., 2015; Казьмин и др., 2016) и содержат информацию о составе поедаемых полувольным бизоном (*Bison bison*) растений, количественной оценке их потребления и усвоения. Однако в тот период животные свободно паслись только в светлое время суток, в ночное время содержались в закрытом загоне. В 2018 г. мы провели учеты и наблюдения в том же вольере при постоянной круглосуточной пастьбе животных с целью оценки кормовой избирательности бизонов путем уточнения рациона бизонов. Для уточнения рациона мы создали электронную базу структуры кутикулы всех видов растений пастбищной территории. Наличие такой базы позволило выявить увеличение доли разнотравья в летнем рационе бизонов, изменение индекса избирательности отдельных видов в зависимости от участия их в создании надземной массы и фазы вегетации различных видов растений.

Цель настоящей работы – исследование требований полувольного бизона (*Bison bison*) к кормовым ресурсам, оценка сезонной изменчивости питания в степных местообитаниях, в том числе на территориях с антропогенно нарушенным растительным покровом. Материалы исследования могут быть использованы для принятия решений по улучшению качества травостоя в

[1] Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 18-04-00172.

вольере: подкашиванию непоедаемых растений, ротации пастбищных участков.

Материалы и методы

Полевой материал собран в 2018 г. в Кумо-Манычской впадине, долине р. Маныч, на территории Ассоциации «Живая природа степи». Вольер площадью более 41 га расположен в охранной зоне заповедника «Ростовский» (46° 24' с.ш., 42° 37' в.д.). Растительный покров территории входит в подзону дерновиннозлаковой степи. На пастбище для бизонов растительность представлена фитоценозами на каштановых,лугово-каштановых почвах и солонцах каштановых, антропогенно нарушенными в различной степени.

Геоботанические исследования растительности проводили летом (вторая декада июня) и осенью (первая декада октября) 2018 г. Фитоценозы описывали по стандартному методу на площадках размером не менее 100 м^2. Учеты надземной фитомассы проводили на укосных площадках размером 0.25 м^2 в 4-кратной повторности для каждого фитоценоза. Укосы разбирали по видам, высушивали в сушильных шкафах при температуре 90°С до постоянного веса и взвешивали. На основании полученных данных определяли процентную долю надземной массы разных видов в создании фитомассы пастбища. Для оценки величин надземной массы взято 48 укосов (по 24 укоса летом и осенью для каждого из 6 фитоценозов, составляющих растительный комплекс участка). Средневзвешенную надземную фитомассу пастбища для бизонов определяли, учитывая долю площади, занимаемой каждым фитоценозом и величину надземной массы каждого фитоценоза, входящего в состав растительного комплекса (Понятовская, 1964). Латинские названия видов растений приведены по работе С.К. Черепанова (1995).

Для определения видового состава потребляемых животными растений применяли микроскопический кутикулярный анализ экскрементов (Stewart, 1967; Pekka, 1980; Розенфельд, Ларионов, 2006). Свежий помет бизонов собирали одновременно с описаниями растительности и взятием укосов. Из образцов помета готовили препараты, фотографии фрагментов кутикулы получили, используя микроскоп Nikon Eclipse E 200 с 500-кратным увеличением. Видовую идентификацию ботанических фрагментов из экскрементов проводили, используя электронную базу фотографий кутикулы видов растений, встречающихся в вольере, созданную нами в течение 2019-2020 гг. В электронной базе размещены эталонные фотографии кутикулы вегетативных и генеративных органов 84 видов растений, встречающихся в вольере. Идентифицировали 307 фрагментов из 3 образцов помета в летний сезон и 295 фрагментов из 4 образцов помета в осенний сезон.

Соотношение видов растений в рационе оценивали по частоте встречаемости фрагментов кутикулы разных видов после их идентификации. Потребляемые бизонами виды растений мы разделили на 3 хозяйственно-ботанические группы: злаки, осоки и разнотравье (Ларин, 1979). Для оценки предпочтения при выборе видов кормовых растений определяли индекс избирательности (ИИ), представляющий отношение средней доли участия вида растения в составе рациона (%) к его средней доле (%) в надземной фитомассе пастбища (Шорыгин, 1939; Ивлев, 1955).

Статистическая обработка материалов выполнена стандартными методами с использованием пакета Excel Windows 2010.

Результаты и их обсуждение

Растительность пастбищного участка. Растительность пастбищного участка представлена комплексом из 6 компонентов: луковичномятликово-житнякового (*Agropyron desertorum, Poa bulbosa*), кострецового (*Bromopsis inermis*) и однолетникового (*Descurainia sophia, Sisymbrium loeselii* – летом, *Atriplex aucheri, A. tatarica, Bassia sedoides* – осенью) фитоценозов на каштановых почвах; полынково-злакового (*Agropyron cristatatum, Festuca valesiaca, Artemisia austriaca*) и луковичномятликово-полынкового (*Artemisia austriaca, Poa bulbosa*) на лугово-каштановых почвах; лерхополынного (*Artemisia lerchiana*) на солонцах каштановых. На пастбищном участке для бизонов нами зарегистрировано 84 вида растений, при этом наибольшее число видов отмечено в весенний сезон, а к осени сохраняется менее четверти от общего числа видов.

Средневзвешенную надземную фитомассу определили, исходя из средней надземной массы и доли каждого из фитоценозов в сложении растительного покрова пастбища для бизонов (табл. 1). В летний сезон в составе укосов – 45 видов высших цветковых растений. При округлении результатов статистической обработки до 0.1 из списка видов, формирующих надземную массу,

выпали 8 видов, процент участия которых в создании фитомассы участка составлял от 0.03 до 0.04%.

Таблица 1. Средняя надземная фитомасса пастбища для бизонов, 2018 г.

Фитоценозы – компоненты растительного покрова пастбища	Доля фитоценозов (%) в создании надземной массы пастбища	Надземная сухая масса фитоценозов, г/м^2		Надземная масса, г/м^2 с учетом доли фитоценозов	
		Июнь	Октябрь	Июнь	Октябрь
Луковичномятликово-житняковый	7	216.7±10.6	119.5±5.7	15.2±0.7	8.4±0.4
Однолетниковый	19	161.9±10.4	426.7±8.5	30.8±2.3	80.5±1.6
Кострецовый	13	82.5±3.5	96.8±8.0	10.7±0.5	12.6±1.0
Полынково-злаковый	19	166.9±4.5	118.4±5.6	31.7±1.0	22.5±1.1
Луковичномятликово-полынковый	29	189.1±7.1	154.5±5.8	54.8±2.4	44.8±1.7
Лерхополынный	13	177.5±6.0	178.1± 4.1	22.8±0.9	23.1±0.5
Итого	**100**	–	**–**	**166.3±3.7**	**191.9±2.9**

Состав рациона бизонов. Микроскопический копрологический анализ в летний и осенний сезоны 2018 г. выявил в составе рациона бизонов 29 видов высших покрытосеменных растений из 13 семейств и 25 родов, при этом в осенний сезон количество потребляемых бизонами видов на треть ниже по сравнению с летним, что связано с завершением вегетации некоторых видов (табл. 2).

Интерес представляет соотношение в рационе видов злаков и разнотравья. В настоящее время известно, что эти две группы растений существенно различаются по питательной ценности и роли в питании и выборе растений пасущимися животными (Holechek, 1984; The Ecology ..., 2008; Clauss et al., 2008; Абатуров и др., 2019).

В летнем рационе на долю однодольных растений приходится 67.3% потребляемых животными растений, при этом доля 10 видов злаков – 63.9%, а *Carex stenophylla* – 3.4%. Среди видов злаковых растений, входящих в летний рацион бизонов преобладают виды рода *Agropyron* (*A. desertorum, A. pectinatum*), суммарная доля которых в рационе составляет 22.1%; виды рода *Stipa* (*S. lessingiana, S. capillata*), их доля в рационе – 14.4%; *Poa bulbosa* – 11.9%, *Festuca valesiaca* – 8.5%, *Bromopsis inermis* – 6.0%. Перечисленные виды вместе составляют свыше 98% от всех злаков в рационе, доля остальных злаков (*Eremopyrum triticeum, Elytrigia repens*) – менее 2%. В рационе бизонов отсутствуют *Koeleria cristata, Bromus japonicus* и *Anisantha tectorum*, доля которых в создании надземной массы чрезвычайно мала – 0.1. Предпочтение злаковых растений бизонами объясняется отсутствием в них токсических веществ (Owen-Smith, 1988; Скопин, 2003).

В летнем рационе бизонов разнотравье составило 32.7%. Из видов разнотравья в летний сезон бизоны потребляли 19 видов растений, среди которых в процентном отношении преобладали виды рода *Atriplex* (*A. aucheri, A. tatarica*) – доля в рационе 6.7%; *Medicago romanica* – 4.6%; виды рода *Achillea* (*A. millefolium, A. micrantha*) – 4.5%; *Polygonum patulum* – 2.5%. Перечисленные виды составляют 56% рациона разнотравья в летний сезон. В пределах 1.6-2.3% рациона разнотравья доля каждого из видов: *Potentilla argentea, Galium verum, Salvia stepposa, Centaurea diffusa*. Доля остальных видов разнотравья – менее 1%.

Видовое разнообразие осеннего рациона бизонов представлено 18 видами, то есть осенью видовое разнообразие рациона на треть беднее в сравнении с летним рационом. Доля злаков в рационе составила 84.2%, осок – 0.4%, разнотравья – 15.4%. Среди видов злаковых растений, входящих в осенний рацион, четверть рациона приходится на *Agropyron desertorum* – 25%: высока доля *Festuca valesiaca* – 13.3%, *S. lessingiana* и *S. capillata* – 12.4%, *Poa bulbosa* – 11.8%. Менее 10% доля *Bromopsis inermis*, *Elytrigia repens* и *A. pectinatum*.

В осеннем рационе бизонов доля разнотравья составила 15.4%. Из видов разнотравья в осеннем рационе в процентном отношении преобладали рода *Atriplex* (*A. aucheri, A. tatarica*) – 2.8%, *Potentilla argentea* – доля в рационе 2.6%, *Polygonum patulum* – 2.5%. Менее 1% доля каждого из остальных видов: *Medicago romanica*, *Galium verum, Salvia stepposa, Centaurea diffusa* и других.

Таблица 2. Состав рациона и индекс избирательности (ИИ) в питании бизонов в разные сезоны 2018 г.

Виды и кормовые группы растений	Лето			Осень		
	рацион %	надземная масса, %	ИИ	рацион, %	надземная масса,%	ИИ
Agropyron pectinatum	4.3±3.6	1.1±0.4	3.9±3.3	5.4±2.6	0.5±0.3	10.8±5.2
A. desertorum	17.8±3.9	4.4±1.0	4.1±0.9	24.9±4.6	2.5±1.2	10.0±1.9
Stipa lessingiana, S. capillata	14.4±4.2	6.6±2.7	2.2±0.6	12.4±2.9	3.7±1.1	3.3±0.8
Koeleria cristata	0	0.1±0.1	0	0	0.1±0.1	0
Bromopsis inermis	6.0±2.8	3.3±0.2	1.8±0.8	9.6±2.1	3.5±0.6	2.7±0.6
Bromus japonicus	0	0.1±0.1	0	0	0	0
Poa bulbosa	11.9±4.5	10.6±2.4	1.1±0.4	11.8±1.3	6.4±1.2	1.8±0.2
Festuca valesiaca	8.5±5.1	2.3±1.0	3.7±2.2	13.7±4.1	2.1±1.1	6.5±1.9
Elytrigia repens	0.7±0.4	2.5±1.2	0.3±0.2	6.4±3.0	0.6±0.6	10.7±5.0
Eremopyrum triticeum	0.3±0.4	0	0	0	0	0
Anisantha tectorum	0	0.1±0.1	0	0	0	0
Всего злаков	**63.9±3.8**	**31.1±2.8**	**2.1±0.1**	**84.2±2.6**	**19.4±2.2**	**4.3±0.1**
Carex stenophylla	3.4±1.5	0.7±0.2	4.9±2.1	0.4±0.4	0	0
Всего осок	**3.4±1.5**	**0.7±0.2**	**4.9±2.1**	**0.4±0.4**	**0**	**0**
Tulipa biebersteiniana	0.4±0.4	0	0	0	0	0
Centaurea diffusa	0.3±0.4	0.4±0.4	0.8±1.0	0.3±0.3	0	0
Artemisia austriaca	1.4±1.1	25.6±4.5	0.1±0.0	0	22.4±3.2	0
A. lerchiana	5.1±1.5	12.2±0.9	0.4±0.1	2.0±1.6	10.9±0.8	0.2±0.1
Achillea millefolium, A. micrantha	0.7±0.4	0.8±0.2	0.9±0.5	0.3±0.3	2.7±0.9	0.1±0.1
Salvia stepposa	1.6±1.0	0.6±0.2	2.7±1.6	0.4±0.4	0	0
Medicago romanica	4.6±1.7	2.1±1.8	2.2±0.8	0.7±0.8	0	0
Convolvulus arvensis	0.6±0.7	0.4±0.2	1.5±0.8	0	0	0
Polygonum patulum	2.5±0.9	1.6±1.2	1.6±0.6	2.5±1.6	0.5±0.2	5.0±3.2
Cardaria draba	0.3±0.4	1.2±1.0	0.3±0.3	0	0	0
Bassia sedoides	0.9±1.1	1.5±0.4	0.6±0.7	0	7.4±3.2	0
Kochia prostrata	0.3±0.4	0	0	0	0	0
Atriplex aucheri, A. tatarica	6.7±1.4	15.4±1.7	0.4±0.1	2.8±1.1	36.7 ±3.2	0.1±0.0
Ceratocarpus arenarius	0.3±0.4	0.4±0.4	0.7±0.9	0	0	0
Galium verum	1.8±1.0	2.6±2.6	0.7±0.4	0.3±0.4	0	0
Potentilla argentea	2.0±1.2	2.0±2,0	1.0±0.6	2.6±3.0	0	0
Limonium gmelinii	0.7±0.4	0.7±0,7	0.9±0.6	0	0	0
Tanacetum achilleifolium	0	0.2±0.1	0	0	0	0
Falcaria vulgaris	0	0.1±0.1	0	0	0	0
Phlomis pungens, Phlomoides tuberosa	0	0.2±0.2	0	0	0	0
Prangos odontalgica	0	0.1±0.1	0	0	0	0
Descurainia sophia	0	0.1±0.1	0	0	0	0
Не идентифицированные фрагменты разнотравья	2.6±0.5	0	0.0	3.6±2.2	0	0
Всего разнотравья	**32.7±3.2**	**68.2±5.9**	**0.5±0.1**	**15.4±3.0**	**80.6±7.1**	**0.2±0.0**
Итого	**100.0**	**100.0**	–	**100.0**	**100.0**	–

Таким образом, летний и осенний рационы бизонов в подзоне дерновиннозлаковой степи долины Западного Маныча различаются по соотношению двух основных групп кормовых растений – злаков и разнотравья. В летний сезон доля злаков в рационе животных составляет 63.9%, а в осенний – 84.2%. Доля *Carex stenophylla* – единственного вида сухопутной осоки на рассматриваемой территории в летнем рационе – 3.4%, в осеннем – 0.4%. Участие видов разнотравья в рационе животных летом – 32.7%, а осенью сокращается вдвое – до 15.4%.

Доля злаков в рационе бизонов в осенний период на 20% выше по сравнению с летним рационом. Кроме дерновинных злаков, осенью животные активно потребляли молодые листья вторичной вегетации корневищного *Bromopsis inermis*. Возрастание доли злаков в осеннем рационе животных в сравнении с летним рационом обусловлено активной вторичной вегетацией злаковых растений в осенний период и завершением вегетации многих видов разнотравья.

Сходные данные по участию видов злаковых растений получены при исследовании питания бизонов в рассматриваемом регионе в 2012-2013 гг. (Казьмин и др., 2016). В бесснежный период года доля злаков в рационе бизонов составляла 79-87%. Доля *Carex stenophylla* в летний период (3.4%) также сопоставима с результатами предыдущих исследований – 6.5-15.4%. Доля разнотравья в рационе полувольных бизонов в нашем исследовании составила летом – 32.9%, а осенью – 15%. По данным В.Д. Казьмина с соавторами (2016), доля разнотравья в рационе варьирует от 4.7-6.3% летом до 12.9-17.5% осенью.

Б.Д. Абатуров с соавторами (2015), исследовавшие питание бизонов (*Bison bison*), верблюдов (*Camelus bactrianus*) и лошадей (*Equus caballus*) при совместной пастьбе на изолированном степном пастбище, отметили, что основу рациона бизонов летом составляли злаки – 82.5%, а виды рода *Atriplex* бизонами не поедались.

В летний сезон 2018 г. мы наблюдали, как бизоны достаточно активно ели лебеду. Считаем, что потребление животными лебеды было вынужденным, так как надземные побеги видов рода *Agropyron*, *Festuca valesiaca* и других злаков во время летних наблюдений и учетов были стравлены на низком уровне (на высоте 2-3 см над поверхностью почвы), а вторичная осенняя вегетация злаков еще не наступила. Таким образом, через 5 лет после предыдущего исследования доля разнотравья в летнем рационе бизонов возросла в 5-7 раз.

Возрастание доли видов рода *Atriplex* в надземной массе пастбища для бизонов связано с круглосуточной пастьбой животных на ограниченной территории. Т.А. Работнов (1985) указывал, что площадь, ежегодно покрываемая «лепешками» крупного рогатого скота, изменяется в зависимости от количества выпасаемого скота и пребывания скота на пастбище в течение суток, она может достигать 5.5% от площади пастбища. Содержание доступных форм азота распространяется и по периферии «лепешек». Выпас одного вида животных на ограниченной территории изменяет конкурентную способность разных видов растений. Многолетние дерновинные злаки – *Festuca valesiaca,* виды родов *Agropyron*, *Stipa* являются виолентами (Раменский, 1971), они господствуют в условиях дерновиннозлаковой степи. Усиленное стравливание злаковых растений бизонами снижает возможность их возобновления, и на их месте поселяются однолетние виды рода *Atriplex,* развитию которых способствует также повышенное содержание азота в местах отложения экскрементов на пастбище. Известно, что виды рода *Atriplex* являются нитрофилами (Культиасов, 1982*)*. Участие видов рода *Atriplex* в создании надземной массы пастбища для бизонов в 2012-2013 гг. не превышало 12% (Абатуров и др., 2015; Казьмин и др., 2016), а в 2018 г. доля лебеды возросла втрое, до 36%. Доля многолетних дерновинных злаков – *Festuca valesiaca*, видов родов *Agropyron* и *Stipa* в надземной фитомассе через 5 лет, напротив, снизилось втрое весной (с 42.5 до 14.5%) и почти в четыре раза осенью (с 34.2 до 8.9%). Замена ценных кормовых растений менее ценными однолетними видами указывает на деградацию пастбища. Для предотвращения дальнейшей деградации пастбища рекомендуется подкашивание сорного разнотравья до появления у них генеративных органов, ротация пастбищных участков или совместный выпас видов животных с разными вкусовыми предпочтениями.

Избирательность питания бизонов. Между величиной показателя избирательности и вкусовыми предпочтениями бизонов существует прямая зависимость: чем большее предпочтение животных к выбору данного вида растения, тем выше величина избирательности (Ивлев, 1955).

В летний и осенний сезоны бизоны предпочитали потреблять злаковые растения, ИИ злаков составил 2.1 летом и 4.3 в осенний период. Безусловное предпочтение среди злаков в летний период принадлежит видам рода *Agropyron* и *Festuca valesiaca*, ИИ этих видов – 3.7-4.1. Выбирали животные

также виды рода *Stipa* и *Bromopsis inermis*, ИИ этих видов около 2 (1.8-2.2). Отметим, что ИИ, несомненно, зависит не только от вкусовых предпочтений, но также от обилия вида в травостое пастбища (Knapp et al., 1999), так ИИ *Poa bulbosa* в летний сезон составил 1.1, а у *Bromopsis inermis* – 1.8, при этом в рационе доля *Poa bulbosa* вдвое выше, чем у *Bromopsis inermis.* Меньшее значение ИИ для *Poa bulbosa* обусловлено тем, что его доля в создании надземной массы травостоя пастбища в летний сезон втрое выше, чем у *Bromopsis inermis*. Бизоны не оказывали особого предпочтения одному из видов рода *Agropyron*, доля этих видов в рационе животных и в составе надземной массы прямо пропорциональны, поэтому ИИ обоих видов примерно одинаков. Аналогичная ситуация для видов рода *Agropyron* и в осенний сезон. Не определен ИИ у *Koeleria cristata*, *Bromus japonicus* и *Anisantha tectorum*: эти виды отсутствуют в рационе, так как имеют низкое обилие – их участие в создании фитомассы на пастбище менее 0.1%.

В осенний период высокие показатели предпочтения животными отмечены у видов рода *Agropyron*, *Elytrigia repens*, *Festuca valesiaca*, ИИ – 6.5-10.8. По сравнению с летом в полтора раза возросла избирательность видов рода *Stipa* и *Bromopsis inermis*. Осеннее повышение ИИ для *Bromopsis inermis* обусловлено возрастанием доли этого вида в рационе в связи с его вторичной вегетацией, бизоны активно потребляли молодые листья. Доля видов рода *Stipa* в летнем и осеннем рационе примерно одинакова (летом – 14.4, а осенью – 12.4), но доля в составе надземной массы осенью снизилась почти вдвое, что повлекло возрастание ИИ видов рода *Stipa* осенью.

Показатель избирательности для разнотравья в летний сезон низкий и составил всего 0.5, а в осенний снизился до 0.2. В летний сезон разнотравье создает свыше 60% фитомассы на участке. Высокое участие в создании разнотравьем надземной массы связано с *Artemisia lerchiana, A. austriaca* и видами рода *Atriplex* (*A. aucheri, A. tatarica*), вклад которых составляет почти половину надземной массы в летний период, а ИИ этих видов всего 0.1-0.4. Относительно высокие показатели предпочтения относительно других видов разнотравья – отмечены для *Medicago romanica, Salvia stepposa* – 2.2-2.7. Свыше единицы (1.0 -1.6) ИИ у *Potentilla argentea, Convolvulus arvensis, Polygonum patulum*. Эфемероид *Tulipa biebersteiniana*, отмеченный в рационе бизонов, не вошел в состав надземной массы растительности пастбища, в геоботанических описаниях единично отмечены высохшие стебли с коробочками. Напротив, *Falcaria vulgaris, Tanacetum achilleifolium, Phlomis pungens, Phlomoides tuberosa, Prangos odontalgica и Descurainia sophia*, вошедшие в состав надземной фитомассы, в рационе отсутствуют.

В осенний сезон доля разнотравья в создании фитомассы пастбища возрастает до 79.5 %, но в рационе снижается до 15.4%, а ИИ разнотравья снижается в 2.5 раза по сравнению с летом. Среди видов разнотравья в осенний период бизоны предпочитают *Polygonum patulum*, ИИ – 5.0. У видов рода *Atriplex,* доля которых в составе надземной массы осенью составляет 36.7%, ИИ осенью низкий – 0.1. Меньшее значение ИИ видов рода *Atriplex* по сравнению с летним периодом (ИИ – 0.4) определяется низкой поедаемостью этих видов в осенний сезон – доля *Atriplex* в рационе осенью в 2.4 раза меньше, чем летом. В летний сезон бизоны потребляли надземные побеги в начале вегетации, которые к осени стали генеративными и менее привлекательными для животных.

Заключение

На пастбище в дерновиннозлаковой степи долины Западного Маныча в летний и осенний сезоны бизоны предпочитали потреблять злаковые растения - в летнем рационе доля злаков – 63.9%, в осеннем – 82.3%. Преобладающими в рационе бизонов в летний сезон являются виды рода *Agropyron*, суммарная доля которых в рационе составляет 22.1%; виды рода *Stipa* – 14.4%; *Poa bulbosa* – 11.9%, *Festuca valesiaca* – 8.5%, *Bromopsis inermis* – 6.0%. В осенний сезон четверть рациона животных составляет *Agropyron desertorum* – 25%, высока доля (12-13%) *Festuca valesiaca*, видов рода *Stipa*, *Poa bulbosa*. Доля разнотравья в летнем рационе бизонов – 32.7%. Из видов разнотравья в этот сезон в рационе преобладали виды рода *Atriplex*, *Medicago romanica*, виды рода *Achillea* (от 4.5% до 6.7%). В осеннем рационе доля разнотравья снизилась вдвое, а преобладали в рационе виды рода *Atriplex*, *Potentilla argentea*, *Polygonum patulum*.

Индекс избирательности злаков бизонами составил 2.1 летом и 4.3 в осенний период, разнотравья соответственно 0.5 и 0.2. Величина индекса избирательности зависит не только от вкусовых предпочтений животных, но также от участия видов в создании надземной массы травостоя пастбищ и фазы вегетации растений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абатуров Б.Д., Джапова Р.Р., Казьмин В.Д., Аюшева Е.Ч., Джапова В.В. 2019. Сравнительные особенности питания лошади Пржевальского *Equus przewalskii*, двугорбого верблюда *Camelus bactrianus* и сайгака *Saiga tatarica* на степном изолированном пастбище // Известия РАН. Серия биологическая. М.: РАН. № 6. С. 1-15.

Абатуров Б.Д., Казьмин В.Д., Колесников М.П. 2015. Питание бизонов (*Bison bison*), верблюдов (*Camelus bactrianus*) и лошадей (*Equus caballus*) при совместной пастьбе на изолированном степном пастбище // Зоологический журнал. Т. 94. № 12. С. 1470-1478.

Ивлев В.С. 1955. Экспериментальная экология питания рыб. М.: Пищепромиздат. 253 с.

Казьмин В.Д., Абатуров Б.Д., Демина О.Н., Колесников М.П. 2016. Кормовые ресурсы и питание полувольных бизонов (*Bison bison*) на степном пастбище долины западного Маныча // Зоологический журнал. Т. 95. № 2. С. 234-244.

Культиасов И.М. 1982. Экология растений. М.: М.: Изд-во Московского университета. 384 с.

Ларин И.В. Избранные труды. 1979 / Сост. Т.А. Работнов, А.П. Мовсисянц. М.: Колос. 432 с.

Понятовская М.Н. 1964. Учет обилия и особенности размещения видов в естественных растительных сообществах // Полевая геоботаника. Т. 3. С. 209-299.

Работнов Т.А. 1985. Экология луговых трав. М.: Изд-во Московского университета. 176 с.

Раменский Л.Г. 1971. Избранные работы. Проблемы и методы изучения растительного покрова. Л.: Наука. 334 с.

*Розенфельд С.Б., Ларионов К.*О. 2006. Применение кутикулярного копрологического анализа в изучении состава кормов копытных в Калмыкии и Монголии // Актуальные проблемы экологии и эволюции в исследованиях молодых ученых. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 117-141.

Скопин А.Е. 2003. Значение компонентов качественного состава кормовых растений диких животных. Киров: ВНИИОЗ. 203 с.

Черепанов С.К. 1995. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). Л.: Мир и семья. 990 с.

Шорыгин А.А. 1939. Питание, избирательная способность и пищевые взаимоотношения некоторых *Gobiidae* Каспийского моря // Зоологический журнал. Т. 18. Вып. 1. С. 27-53.

Holechek J.L. 1984. Comparative Contribution of Grasses, Forbs, and Shrubs to the Nutrition of Range Ungulates // Rangelands. Vol. 6. P. 261-263.

The Ecology of Browsing and Grazing. 2008 // Ecological Studies 195 / Eds. I.J. Gordon, H.H.T. Prins. Berlin: Springer-Verlag. 330 p.

Clauss M., Kaiser T., Hummel J. 2008. The Morphophysiological Adaptations of Browsing and Grazing Mammals // The Ecology of Browsing and Grazing. Ecological Studies 195 / Eds. I.J. Gordon, H.H.T. Prins. Berlin: Springer-Verlag. P. 47-88.

Knapp A.K., Blair J.M., Briggs J.M., Collins S.L., Hartnett D.C., Johnson L.C., Towne E. G. 1999. The Keystone Role of Bison in North American Tallgrass Prairie // Bioscience. Vol. 49. P. 39-50.

Owen-Smith R.N. 1988. Megaherbivores: the Influence of Very Large Body Size on Ecology. Cambridge: Cambridge University Press. 369 p.

Pekka H. 1980. Food Composition and Feeding Habits of the Roe Deer in Winter in Central Finland // Acta Theriologica. Vol. 25. P. 395-402.

Stewart D.R.M. 1967. Analysis of Plant Epidermis in Faeces: a Technique for Studying the Food Preferences of Grazing Herbivores // Journal of Applied Ecology. Vol. 4. P. 83-111.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 66-75

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 631.4

ВАРИАБЕЛЬНОСТЬ ЗАСОЛЕННОСТИ ПОЧВ И ФИТОРАЗНООБРАЗИЕ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ УЧАСТКОВ ПРИМОРСКОЙ РАВНИНЫ ПРИКАСПИЯ[1]

© 2020 г. М.В. Конюшкова*, Ю.Д. Нухимовская, З.У. Гасанова***, Н.Ю. Степанова******

**Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова*
Россия, 119991, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12. E-mail: mkon@inbox.ru
***Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН*
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33. E-mail: ydnuhim@gmail.com
****Прикаспийский институт биологических ресурсов Дагестанского научного центра РАН*
Россия, 367025, г. Махачкала, ул. М. Гаджиева, д. 45. E-mail: zgasanova@list.ru
*****Главный ботанический сад им. Н.В. Цицина РАН*
Россия, 127276, г. Москва, ул. Ботаническая, д. 4. E-mail: ny_stepanova@mail.ru

Поступила в редакцию 05.11.2019. После доработки 23.03.2020. Принята к публикации 01.06.2020

В статье рассмотрены разновозрастные участки приморской равнины Каспийского моря (северный Дагестан) возрастом 1340±36 лет назад (Каспий-1) и 293±13 лет назад (Каспий-2). На основе детального почвенно-геоботанического исследования оценивалось изменение биоразнообразия растительного покрова и вариабельности засоленности почв со временем. Показано, что с возрастом в локальном масштабе неоднородности, с линейными размерами в единицы и десятки метров, произошло увеличение показателей вариабельности засоленности почв (размаха, квартильного размаха и стандартного отклонения), тогда как значения показателей биоразнообразия растительного покрова (флористическое богатство, число видов, число семейств, число длительно вегетирующих травянистых многолетников и эфемеров, наличие видов с разным отношением к степени засоления, дифференциация внутриценотического разнообразия) снизились. На молодом участке с тамариксовым сообществом (Каспий-2) наблюдается статистически значимая связь средней степени (R^2=0.29) между засоленностью почв и растительностью, оцененной на основе данных по распределению доминантных видов, тогда как на более зрелом участке с поташниково-сведовым сообществом (Каспий-1) эта связь не значима. Полученные результаты свидетельствуют о том, что при обсыхании территории после отступления моря изменение вариабельности свойств почв (засоленности) и растительности разнонаправлены: вариабельность засоленности почв (функциональное педоразнообразие) увеличивается с возрастом, тогда как вариабельность растительности (фиторазнообразие) снижается. Основным фактором, лимитирующим биоразнообразие более зрелого участка, на фоне высокого засоления почв обоих участков выступает, по-видимому, доступность влаги, так как на зрелом участке отмечается меньший запас влаги в верхнем метре почв.

Ключевые слова: солончаки, биоразнообразие, функциональное педоразнообразие, приморская равнина, Прикаспий, неоднородность, засоленность.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10120

Почвенное разнообразие или педоразнообразие является одной из важнейших характеристик ландшафта, которая определяет потенциал биоразнообразия и устойчивость/пластичность экосистем при внешних изменениях (Ibáñez et al., 2012). Педоразнообразие в таксономическом плане и вариабельность свойств почв в количественном выражении являются взаимодополняющими характеристиками разнообразия почвенного покрова (Красильников и др., 2018; Смирнова, Геннадиев, 2017).

[1] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда, проект № 17-17-01293 «Многоуровневые региональные почвенно-географические модели как основа устойчивого управления почвенными ресурсами».

В работе Дж. Филлипса «Дивергентная эволюция и пространственная структура вариабельности почвенного покрова» (Phillips, 2001) при анализе таксономического педоразнообразия разновозрастных приморских террас возрастом от 35-115 тыс. лет (в зависимости от источника датировок) до 200 тыс. лет показано, что с возрастом растут показатели пространственной вариабельности почв, такие как сложность почвенного покрова и энтропия. Использовалась крупномасштабная карта 1:24000.

Для молодой аккумулятивно-морской равнины Прикаспия исследования Н.В. Можаровой и К.Н. Федорова (1984) показали несколько иную картину: сначала нарастают все показатели степени неоднородности почвенного покрова (в таксономическом плане), затем по мере увеличения возраста территории и эволюции почвенного покрова они достигают определенного максимума, а после идут на спад (рис. 1). Таким образом, как констатируют авторы, «в процессе эволюции от гидроморфной к мезогидроморфной стадии происходит дивергенция почвенного покрова, на палеогидроморфной – конвергенция» (Можарова, Федоров, 1984, с. 28). Подсчеты велись по крупномасштабным картам − 1:25000.

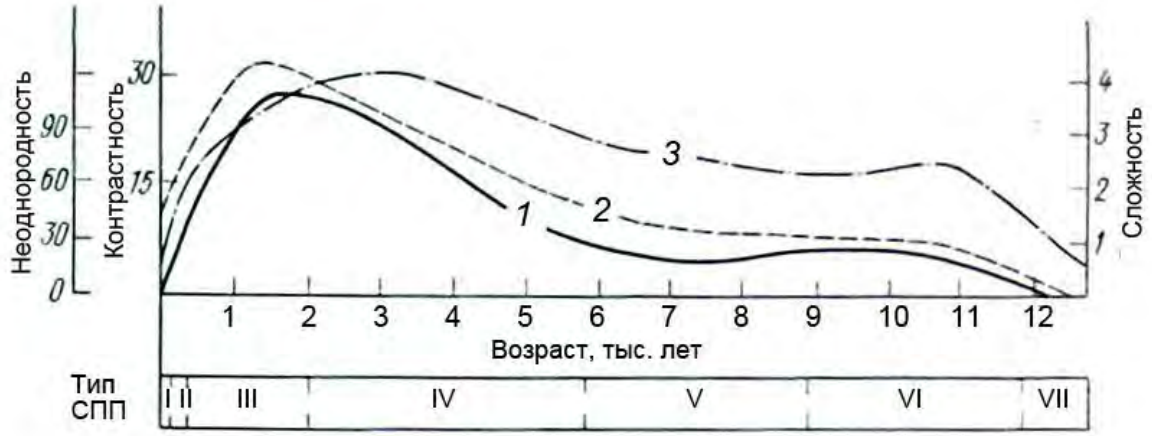


Рис. 1. Эволюция неоднородности почвенного покрова аккумулятивно-морской равнины (Можарова, Федоров, 1984). *Условные обозначения*: *1* – неоднородность, *2* – сложность, *3* – контрастность; тип СПП (стадии развития): I и II – гидроморфная, III и IV – мезогидроморфная, V-VII – палеогидроморфная.

Подобную картину отмечал Г.С. Куст (1994) для водно-аккумулятивных равнин Приаралья (Узбекистан), где вначале по мере снижения уровня грунтовых вод происходит увеличение гетерогенности почвенного покрова и достигается максимум дивергенции, затем эволюция идет по пути конвергенции.

Для почвенного покрова, развивающегося на песчаных отложениях, характерна эволюция в сторону снижения пространственной дифференциации с формированием в итоге однородного почвенного покрова со слаборазвитыми песчаными почвами (Геннадиев и др., 1998).

Почвенный покров молодых территорий возрастом в десятки и сотни лет трудно оценить с точки зрения таксономического педоразнообразия, т.к. произошедшие и происходящие почвенные процессы лишь в слабой степени находят свое отражение в почвенном профиле и почвы чаще всего относятся к одному почвенному таксону. Вариабельность свойств почв или так называемое функциональное педоразнообразие, в отличие от таксономического педоразнообразия, проявляется на ранних этапах развития почвенного покрова. Как было показано ранее при изучении сходных по возрасту участков российского и иранского побережий Прикаспия, локальное перераспределение солей (с линейными размерами неоднородности в единицы метров) происходит на самых ранних этапах субаэрального развития приморских ландшафтов. При этом, несмотря на достаточно существенные различия изученных участков по основным факторам почвообразования: климату, микрорельефу и растительности, – дифференцирование участков в России и Иране по засолению произошло сходным образом, о чем свидетельствуют близкие средние значения электропроводности и их дисперсии (Конюшкова и др., 2018).

В настоящей работе мы попытались оценить изменение вариабельности засоленности почв и

растительности во временном аспекте на разновозрастных участках российского побережья Прикаспия (северный Дагестан). Рассматривается очень детальный масштаб неоднородности в единицы и десятки метров.

Материалы и методы

Изучено два ключевых участка, расположенных на севере Республики Дагестан на высотных отметках около 25-25.5 м н.у.м. БС (рис. 2). Координаты ключевого участка Каспий-1 – 44.5412 с.ш., 46.6642 в.д., -24.9 м н.у.м. БС; Каспий-2 – 44.5529 с.ш., 46.6769 в.д., -25.8 м н.у.м. БС. Радиоуглеродное датирование выполнено в ЦКП «Лаборатория радиоуглеродного датирования и электронной микроскопии» Института географии РАН и центра изотопных исследований Университета Джорджии (США). Калибровка результатов выполнена с помощью программы CALIB REV 7.1.0 (Reimer et al., 2013). Датировался почвенный углерод из поверхностных горизонтов почв. Согласно этим датировкам, возраст гумуса участка Каспий-1 составляет 1340±36 лет назад, Каспий-2 – 293±13 лет назад.

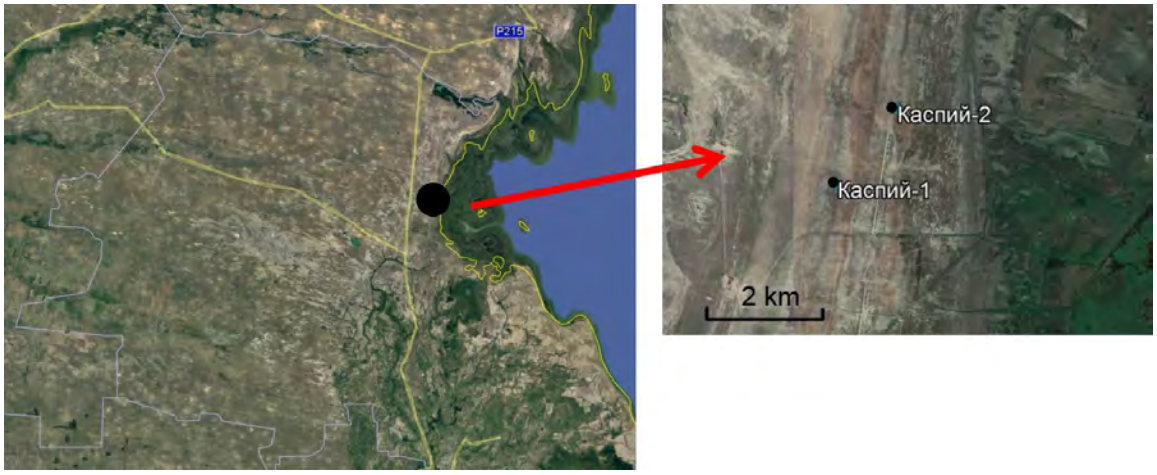


Рис. 2. Расположение ключевых участков.

Пробы почв отбирались из метровых скважин по глубинам 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-70, 70-100 см. На участке Каспий-1 скважины были заложены вдоль трансекты длиной 50 м через каждые 2 м (26 штук) и дополнительно 14 скважин были заложены на разных элементах микрорельефа (рис. 3). На участке Каспий-2 скважины закладывались по случайно-регулярной сетке с переменным шагом от 1 до 5 м. Итого на участке Каспий-1 было заложено 40 скважин, на участке Каспий-2 – 58 скважин. В образцах была измерена электропроводность (при разбавлении почвы к воде 1:2.5, в надосадочной жидкости) с помощью кондуктометра Hanna Combo 98130.

В опорных разрезах на ключевых участках были изучены влажность и плотность почв весовым методом, а также состав водной вытяжки 1:5.

Растительность описывали по всему участку вдоль трансект длиной 50 м (Каспий-1) и 30 м (Каспий-2), расположенных через каждые 2-4 м. Шаг геоботанического описания вдоль трансект составлял 2 м. Таким образом, на участке Каспий-1 было сделано 350 описаний, на участке Каспий-2 – 345 описаний. Описания включали следующие характеристики: число и размеры растений-доминантов кустарникового яруса (кустарников и полукустарников), их проективное покрытие (Каспий-1), видовой состав и общее проективное покрытие травяного яруса (включая полукустарнички), доля голой земли. Латинские названия видов растений приведены по работе С.К. Черепанова (1995).

Бета-разнообразие видового состава и спектра семейств растений между сообществами оценивали на основе коэффициентов сходства Жаккара и Сьеренсена согласно следующим формулам $\mathbf{C_J = j/(a+b-j)}$ и $\mathbf{C_S = 2j/(a+b)}$, где C_J – коэффициент Жаккара, C_S – коэффициент Сьеренсена, j – число общих видов на обоих участках, a – число видов на участке A, b – число видов на участке B (Уиттекер, 1980).

Карты засоленности и распределения доминантных видов составляли методом обратных расстояний в программе SAGA. Сравнения средних проводились с помощью программы

STATISTICA по непараметрическому критерию Манна-Уитни. Математический анализ связи между распределением растений (доминантных видов) и засоленностью почв проводился с помощью множественной регрессии в программе STATISTICA.

Каспий-1 (сведовое сообщество), 50x50 м **Каспий-2 (тамариксовое сообщество), 45x30 м**

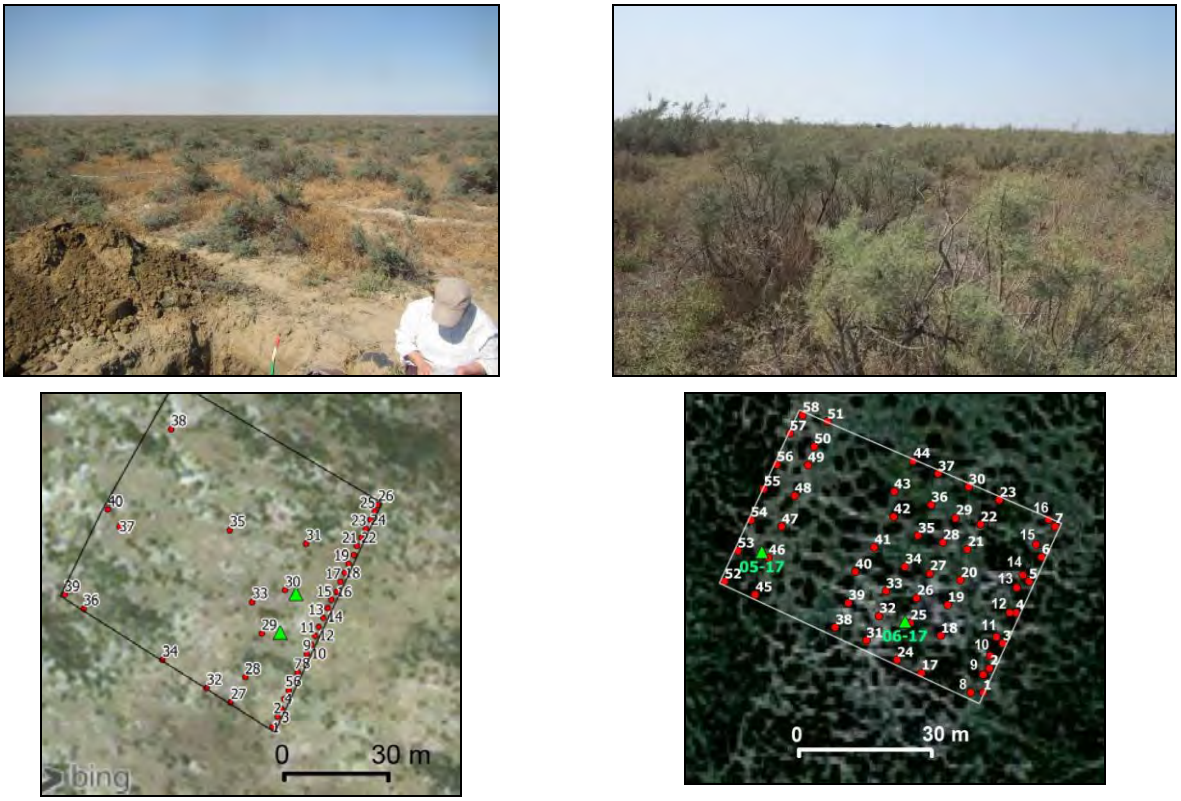


Рис. 3. Общий вид ключевых участков (сверху) и схемы опробования (внизу). *Условные обозначения:* круги − скважины, треугольники − разрезы, границы − площади сплошной высотной и геоботанической съемки.

Результаты и обсуждение

Засоленность почв. Почвенный покров обоих участков представлен слаборазвитыми очень сильно засоленными почвами: солончаками и пелоземами засоленными на среднесуглинистых отложениях. Химизм засоления сходный: сульфатно-хлоридно-натриевый (рис. 4). Содержание солей в верхних 20 см почв варьирует от 0.4 до 3-4%, глубже 20 см − от 1 до 3-4%. Сравнение средних по непараметрическому критерию Манна-Уитни показывает, что почвы более зрелого участка являются более засоленными (в среднем на 20% в слое 10-50 см и на 10% в слое 50-70 см) за исключением верхнего 10-сантиметрового слоя, где засоленность почв близка между сравниваемыми участками (табл. 1). По всем показателям вариабельности засоленности почв – общему разбросу, квартильному разбросу и стандартному отклонению, − наблюдается увеличение этих показателей с возрастом от участка Каспий-2 к участку Каспий-1 для большинства изученных глубин, кроме глубин 5-10 и 30-50 см.

Грунтовые воды на участке Каспий-2 залегали на глубине 2.8 м (сентябрь 2017 и 2018 гг.). Их минерализация составила 44-48 г/л, состав хлоридно-натриевый. На участке Каспий-1 грунтовые воды не были обнаружены до глубины 3 м. На уровне 2.5 м обнаружена верховодка на глинистом прослое, вода которой просочилась через скважину и исчезла через несколько дней.

Профиль влажности, изученный в опорных разрезах на ключевых участках, указывает на то, что в верхнем метре на участке Каспий-2 почвы более увлажненные по сравнению с участком Каспий-1 (рис. 5). Запасы влаги в метровом слое почв в сентябре 2017 года на участке Каспий-1 составили 170 мм, на участке Каспий-2 – 280-300 мм, т.е. больше на 65-75%.

Растительность. Растительность участка Каспий-1 – трехъярусное однолетнесолянково-

поташниково (*Kalidum foliatum*)-мелколистносведовое (*Suaeda microphylla*) сообщество. В первом ярусе сведа мелколистная высотой 0.5-1.0 м, во втором – поташник олиственный (0.2-0.5 м), в третьем – травяной покров с доминированием однолетних солянок (*Petrosimonia brachiata*, *Climacoptera crassa*, *Suaeda acuminata*), *Frankenia hirsuta*, *Psylliostachys spicata* и эфемеров.

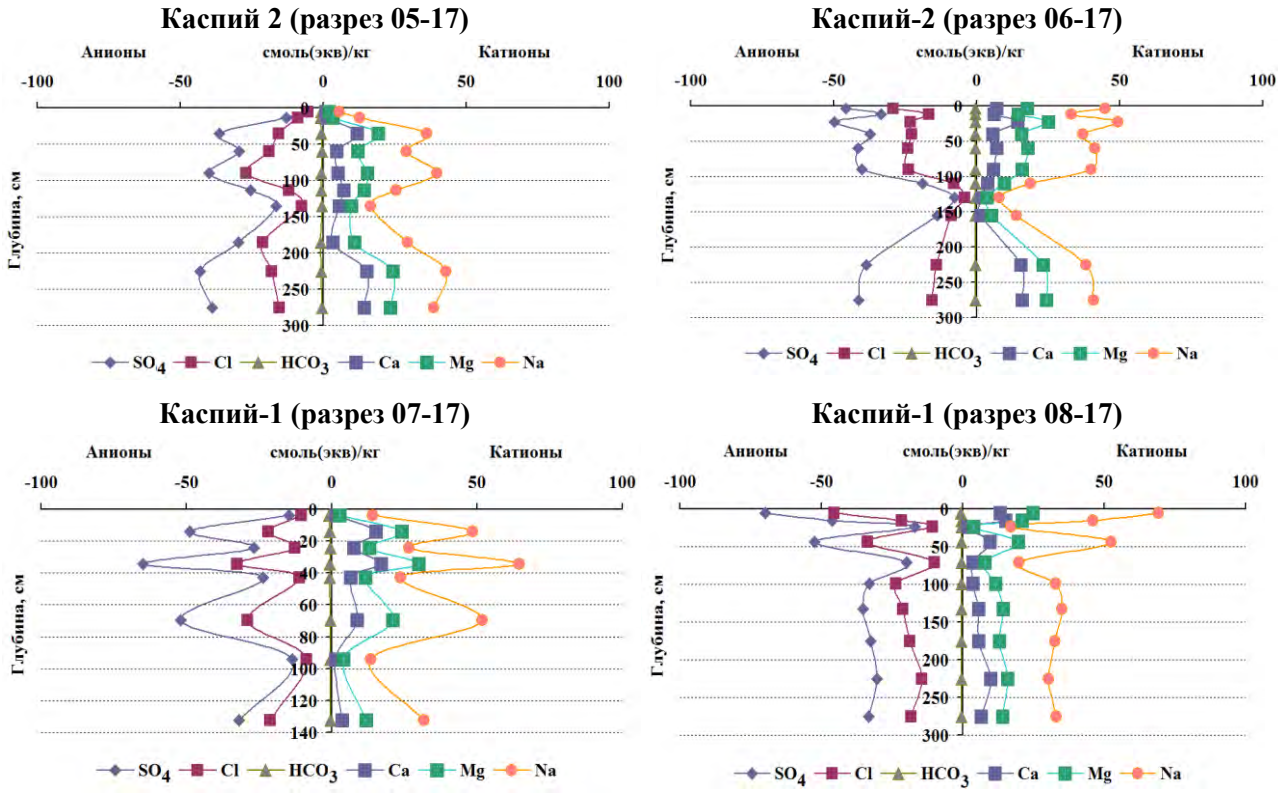


Рис. 4. Катионно-анионный состав солей в почвах ключевых участков (по данным водной вытяжки 1:5).

Таблица 1. Основные статистические характеристики распределений засоленности почв ($EC_{2.5}$).

Глубина, см	Количество проб		Медиана, дСм/м		Среднее значение, дСм/м		Размах, дСм/м		Квартильный размах, дСм/м		Стандартное отклонение, дСм/м	
	1*	2**	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
0-5	40	58	11.5	11.6	17.2	11.9	64.6	34.7	15.5	11.4	14.2	8.4
5-10	40	58	11.8	11.8	12.3	10.6	13.6	14.5	3.0	4.4	2.9	3.8
10-20	40	58	**11.9*** **	**9.6**	11.9	8.8	12.9	10.5	3.0	2.7	2.3	2.2
20-30	40	58	**12.0**	**10.5**	12.2	10.2	9.7	9.4	3.3	3.0	2.3	2.2
30-50	40	58	**13.5**	**10.5**	13.7	10.5	6.0	8.4	1.3	2.4	1.2	1.9
50-70	40	58	**11.1**	**10.2**	11.3	10.2	8.2	8.0	2.7	1.6	1.9	1.4
70-100	40	58	10.5	10.8	10.4	10.9	6.7	4.9	2.2	1.9	1.6	1.3

Примечания к таблице 1: 1* – участок Каспий-1, 2** – участок Каспий-2, *** – полужирным шрифтом отмечены статистически значимые различия (по критерию Манна-Уитни) с уровнем значимости p=0.05.

Растительность участка Каспий-2 – разреженное распадающееся сообщество гребенщика или тамариска (*Tamarix octandra* с примесью *T. laxa*) высотой 1-1.5 м с однолетнесолянково (*Petrosimonia*

brachiata, *P. oppositifolia*, *Suaeda acuminata*)-полукустарничково (*Frankenia hirsuta*)-бескильницевым (*Puccinellia gigantea*) нижним ярусом с участием весенних и раннелетних эфемеров. В нижнем ярусе четко прослеживаются две микрогруппировки. Открытые местообитания заняты разреженной низкорослой галофитной растительностью (петросимониево-франкениево-бескильницевой). Под кронами кустов располагаются сомкнутые разнотравно-злаковые травяные микрогруппировки с преобладанием высокорослой бескильницы гигантской, встречаются *Limonium caspium* и *L. scoparium*, *Psylliostachys spicata* и другие виды; солянки и франкения здесь отсутствуют. Размеры участков сопоставимы, что позволяет сравнить их растительный покров, особенно флоры, по ряду параметров (табл. 2).

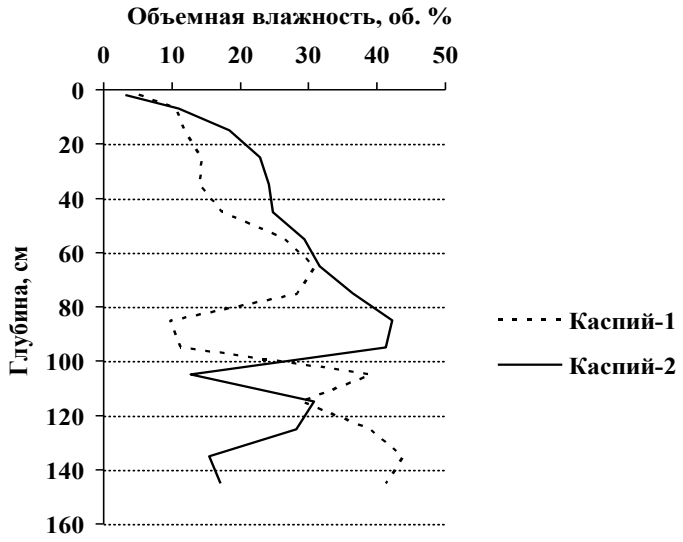


Рис. 5. Объемная влажность почв (в объемных %) на ключевых участках в сентябре 2017 г.

Видовое богатство или альфа-разнообразие. Флора обоих участков насчитывает 35 видов, принадлежащих к 11 семействам. Число видов (видовое богатство) на участке Каспий-1 – 24 из 8 семейств, на Каспии-2 – 32 из 11. Число общих видов − 21, что соответствует невысокому бета-разнообразию между этими участками (C_J=0.60, C_S=0.75).

Спектр семейств. Из зарегистрированных 11 семейств на участке Каспий-1 присутствует 8, а на Каспии-2 – 11. Число общих семейств – 8 (C_J=0.73, C_S=0.84), что свидетельствует о высокой степени сходства местообитаний с точки зрения состава семейств. Наиболее многочисленны характерные для опустыненных степей и пустынь Прикаспия семейства маревых (Chenopodiaceae) и злаковых (Poaceae). К первому семейству относится наибольшее число галофитов. На участке Каспий-1 – 9, Каспий-2 – 7 видов маревых и, соответственно, 6 и 10 видов злаковых. На участке Каспии-1 маревые представлены как двумя многолетними видами-доминантами (полукустарниками), так и однолетниками, а на Каспии-2 эти многолетние солянки полностью отсутствуют. В остальных 9 семействах на участках 1-3 (4) вида.

Таблица 2. Сравнительная характеристика флор участков Каспий-1 и Каспий-2.

Перечень видов и параметры флор	Семейство	Жизненная форма (биоморфотип*)	Участки		
			Каспий-1 50x50 м (2500 м^2)	Каспий-2 45x30 м (1350 м^2)	Всего
Aeluropus littoralis	Poaceae	ДВМ	–	+	–
Anisantha tectorum	Poaceae	Э	–	+	–
Apera interrupra	Poaceae	Э	–	+	–
Arabidopsis thaliana	Brassicaceae	Э	+	+	–
Atriplex tatarica	Chenopodiaceae	ДВО	+	+	–
Bassia hyssopifolia	Chenopodiaceae	ДВО	+	+	–
Bromus japonicus	Poaceae	Э	–	+	–
Bromus squarrosus	Poaceae	Э	+	+	–
Cerastium semidecandrum	Caryophyllaceae	Э	+	+	–
Climacoptera crassa	Chenopodiaceae	ДВО	+	+	–
Eremopyrum orientale	Poaceae	Э	+	+	–

Продолжение таблицы 2.

Перечень видов и параметры флор	Семейство	Жизненная форма (биоморфотип*)	Участки		
			Каспий-1 50x50 м (2500 м^2)	Каспий-2 45x30 м (1350 м^2)	Всего
Eremopyrum triticeum	Poaceae	Э	+	+	–
Erophila verna	Brassicaceae	Э	+	+	–
Frankenia hirsuta	Frankeniaceae	ПКЧ	+	+	–
Galium aparine	Rubiaceae	Э	–	+	–
Halocnemum strobilaceum	Chenopodiaceae	ДВМ	+	+	–
Holosteum glutinosum	Caryophyllaceae	Э	+	+	–
Hordeum leporinum	Poaceae	Э	+	+	–
Hymenolobus procumbens	Brassicaceae	Э	+	+	–
Kalidum foliatum	Chenopodiaceae	ПК	+	–	–
Limonium caspium	Limoniaceae	ДВМ	–	+	–
Limonium scoparium (*L. meyeri*)	Limoniaceae	ДВМ	–	+	–
Petrosimonia brachiata	Chenopodiaceae	ДВО	+	+	–
Petrosimonia oppositifolia	Chenopodiaceae	ДВО	–	+	–
Petrosimonia triandra	Chenopodiaceae	ДВО	+	–	–
Phleum paniculatum	Poaceae	Э	+	+	–
Psylliostachys spicata	Plumboginaceae	ДВО	+	+	–
Puccinellia gigantea	Poaceae	ДВМ	+	+	–
Senecio noeanus	Asteraceae	Э	+	+	–
Sisymbrium loeselii	Brassicaceae	Э	–	+	–
Suaeda acuminata	Chenopodiaceae	ДВО	+	+	–
Suaeda microphylla	Chenopodiaceae	ПК	+	–	–
Tamarix laxa	Tamaricaceae	К	–	+	–
Tamarix octandra	Tamaricaceae	К	–	+	–
Tetradiclis tenella	Tetradiclidaceae	Э	+	+	–
Общее число видов	–	–	24	32	35
Число общих видов	–	–	–	–	21
Число семейств	–	–	8	11	11
Число общих семейств	–	–	–	–	8
Число видов в сем. Chenopodiaceae	–	–	9	7	10
Число видов в сем. Poaceae	–	–	6	10	10
Число биоморфотипов	–	–	5	5	6
Кустарники (К)	–	–	0	2	2
Полукустарники (ПК)	–	–	2	0	2
Полукустарнички (ПКЧ)	–	–	1	1	1
Длительно вегетирующие травянистые многолетники (ДВМ)	–	–	2	5	5
Длительно вегетирующие однолетники (ДВО)	–	–	7	7	8
Эфемеры (Э)	–	–	13	17	17

Примечания к таблице 2: * − обозначение жизненных форм дается в нижней части таблицы.

Состав типов жизненных форм (биоморфотипов). На обоих участках растения принадлежат к 6 жизненным формам, их число на каждом одинаково (5). Кустарники произрастают только на участке Каспий-2, это два вида-доминанта гребенщиков. Полукустарники в числе 2-х видов – доминанты участка Каспий-1: поташник олиственный и сведа мелколистная. Полукустарнички представлены на участках единственным видом – галофильной франкенией жестковолосой.

На обоих участках насчитывается 5 длительно вегетирующих травянистых многолетников, в том числе на Каспии-1 – 2, на Каспии-2 – 5. Длительно вегетирующие однолетники (8 видов) произрастают в числе 7 видов на каждом участке. В подавляющем большинстве они относятся к семейству маревых (Chenopodiaceae). Наиболее же многочисленны коротко вегетирующие однолетники – эфемеры (17 видов) – представители 6 семейств, их 13 на участке Каспий-1 и 17 видов на Каспии-2.

*Экологические особенности флор***.** По отношению к степени засоления на всех участках основная часть видов – в разной степени галофильные растения. Доминанты Каспия-1 поташник олиственный и сведа мелколистная – эугалофиты. Поташник в северной пустыне (Гурьевская обл.) растет на солончаках, а сведа мелколистная в южных пустынях (Центральная и Западная Туркмения) – на пухлых солончаках. Эти виды рассматриваются как индикаторы соответствующих почв (Виноградов, 1964). Гребенщики на участке Каспий-2 – криногалофиты[2]. Гликогалофиты и растения незасоленных почв – гликофиты (это в основном эфемеры *Phleum paniculatum*, *Galium aparine*, *Arabidopsis thaliana* и др.) растут в основном на участке Каспий-2 в подкроновых пространствах гребенщика. Почвы под его кустами сильно отличаются от почв между ними в сторону более выраженного опреснения верхней части профиля (сумма солей в верхних 20 см меньше в 5 раз; Конюшкова и др., 2018). Это явление существенного опреснения почв под кустарниковыми зарослями тамарикса в северном Дагестане отмечалось и ранее в работе М.М. Магомедова (2012). По отношению к влажности местообитаний поташник олиственный и сведа мелколистная – суккулентные галоксерофильные полукустарники; доминанты участка Каспий-2 – гребенщики и бескильница гигантская – галомезоксерофильные виды. Интересно, что в отличие от наших данных (Конюшкова и др., 2018), а также данных М.М. Магомедова (2012), в условиях песчаных побережий Приаралья под тамариксом (гребенщиком) почвы содержат в 2-3 раза больше солей, чем в окружающих его сообществах (Панкратова, 2007а; 2007б; Димеева, 2011, с. 107).

Полученные материалы свидетельствуют о более сложной организации растительного покрова участка Каспий-2 в сравнении с участком Каспий-1 по таким параметрам, как внутриценотическое разнообразие (наличие выраженных микрогруппировок), флористическое богатство, число видов в пустынных семействах маревых и злаковых, таксономическое разнообразие (число семейств), число эфемеров и длительно вегетирующих травянистых многолетников, наличие видов с разным отношением к степени засоления и увлажнения. Общая картина снижения видового богатства (числа видов) по мере отступания моря и обсыхания освободившейся суши отмечалась и в исследованиях в Приаралье (Димеева, 2011).

Величины коэффициентов общности Жаккара и Сьеренсена говорят о невысоком различии видового состава, но в особенности – спектра семейств. Сообщества участков не отличаются по числу биоморфотипов, числу видов полукустарничков и длительно вегетирующих однолетников. Однако принципиальна разница в составе жизненных форм эдификаторов: два вида полукустарников на участке Каспий-1 и два вида одного рода кустарника на участке Каспий-2 при отсутствии каждого из этих жизненных форм на другом участке. Степень галофитизации растительности на участке Каспий-1 заметно выше, чем на участке Каспий-2.

Растительность участков Каспий-1 (возрастом около 1300 лет) и Каспий-2 (возрастом около 300 лет) можно рассматривать как стадии зарастания освободившихся от воды побережий Каспийского моря. Растительность на участке Каспий-1 – галофитное многолетнесолянковое полукустарниковое сообщество, здесь отсутствуют типичные для зональных плакорных условий полукустарнички из рода *Artemisia* и плотнодерновинные злаки (*Stipa*, *Festuca* и др.). Растительный покров участка Каспий-2, по-видимому, возник в специфических природных условиях (временной обводненности лагуны) не менее 50-60 лет назад. В настоящее время из-за опускания уровня грунтовых вод (в настоящее время УГВ около 2.5 м) ярус гребенщика усыхает и происходит

[2] Криногалофиты (рекретогалофиты) − солевыделяющие галофиты, освобождающиеся от вредного избытка солей путем выделения их в виде раствора через особые железки, расположенные на листьях.

вторичное засоление, сопровождающееся сменой комплексного сообщества галоксеромезофильных гребенщиков на собственно галофитное. Участки вряд ли можно рассматривать в одном генетическом ряду, однако не исключена трансформация растительности участка Каспий-2 в сообщество, сходное с растительностью участка Каспий-1.

Связь распределения доминантов растительного покрова с засоленностью почв. Результаты множественного регрессионного анализа связи между распределением доминантных видов растений и засоленностью почв показывают, что на участке Каспий-1 связь отсутствует, так как коэффициенты регрессии и в целом множественный коэффициент корреляции незначимы (p>>0.10; табл. 3).

Таблица 3. Результаты множественной регрессии связи между распределением доминантных видов растений (количество экземпляров на участке 2x2 м) и засоленностью почв в разных слоях.

Переменная	Стандартизованные коэффициенты регрессии (R^2)	Уровень значимости (p)
Suaeda microphylla (Каспий-1), N=32, R^2=0.27, R^2adj=0.06, p=0.30		
α	-12.19	0.24
EC (0-5 см)	-0.15	0.49
EC (5-10 см)	-0.31	0.25
EC (10-20 см)	-0.00	0.99
EC (20-30 см)	0.27	0.32
EC (30-50 см)*	**0.52***	**0.02***
EC (50-70 см)	-0.23	0.28
EC (70-100 см)	-0.12	0.54
Kalidium foliatum (Каспий-1), N=32, R^2=0.25, R^2adj=0.03, p=0.38		
α	3.72	0.61
EC (0-5 см)	-0.17	0.44
EC (5-10 см)	-0.03	0.90
EC (10-20 см)*	**0.44***	**0.07***
EC (20-30 см)	-0.28	0.31
EC (30-50 см)	-0.05	0.80
EC (50-70 см)	-0.27	0.21
EC (70-100 см)	0.15	0.47
Tamarix octandra (Каспий-2), N=51, ***R^2=0.29, R^2adj=0.18, p=0.03***		
α*	**10.94***	**0.01***
EC (0-5 см)*	**0.35***	**0.06***
EC (5-10 см)*	**-0.70***	**0.04***
EC (10-20 см)*	**1.07***	**0.00***
EC (20-30 см)*	**-0.44***	**0.06***
EC (30-50 см)	-0.22	0.23
EC (50-70 см)	-0.26	0.19
EC (70-100 см)	-0.01	0.96

Примечания к таблице 3: полужирным шрифтом выделены значимые переменные и коэффициенты регрессии при p<0.10, α – свободный член уравнения регрессии.

На участке Каспий-2 связь есть и она значима (p=0.03, что меньше установленного порога значимости 0.10). Коэффициент детерминации равен 0.29, что соответствует средней тесноте связи. Судя по значениям коэффициентов регрессии, на распределение гребенщика (тамарикса) оказывает влияние засоленность верхних 30 см почв, при этом по степени влияния формируется ряд: EC (10-20 см) > EC (5-10 см) > EC (20-30 см) > EC (0-5 см), то есть максимальное влияние оказывает засоление в слое 10-20 см, минимальное – в слое 0-5 см. Засоленность в слое 30-100 см на распределение гребенщика (тамарикса) влияния не оказывает.

Заключение

Изучение вариабельности в засоленности почв и различных показателей разнообразия растительности разновозрастных участков побережья Прикаспия (северный Дагестан) в детальном масштабе (единицы и десятки метров) показало, что с возрастом произошло увеличение следующих показателей: уровня засоленности, вариабельности засоленности (размаха, квартильного размаха и стандартного отклонения). В это же время значения показателей разнообразия растительного покрова − число видов, число семейств, число длительно вегетирующих травянистых многолетников и эфемеров, наличие видов с разным отношением к степени засоления, диапазон внутриценотического разнообразия – уменьшились при переходе от молодого участка (Каспий-2, 293±13 лет назад) к более зрелому (Каспий-1, 1340±36 лет назад). На молодом участке распределение доминантных видов хорошо увязывается с засоленностью почв. На зрелом участке происходит разобщение между распределением доминантных видов и эдафическими условиями (засоленностью почв). Полученные результаты свидетельствуют о том, что при обсыхании территории после отступления моря в отношении дифференциации территории в почвенном и растительном покрове наблюдаются разнонаправленные процессы: дальнейшее увеличение вариабельности засоленности почв и снижение вариабельности растительности (фиторазнообразия). Основным фактором, лимитирующим биоразнообразие более зрелого участка, на фоне высокого засоления почв обоих участков выступает, по-видимому, ограниченная доступность влаги.

Благодарности. Авторы выражают благодарность за помощь в выполнении полевых работ Т.И. Чернову, И.Н. Семенкову, М.П. Лебедевой и Д.Д. Сангаджиеву.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Виноградов Б.В. 1964. Растительные индикаторы и их использование при изучении природных ресурсов. М.: Высшая школа. 328 с.

Геннадиев А.Н., Касимов Н.С., Голованов Д.Л., Лычагин М.Ю., Пузанова Т.А. 1998. Эволюция почв прибрежной зоны при быстром изменении уровня Каспийского моря // Почвоведение. № 9. С. 1029-1037.

Димеева Л.А. 2011. Динамика растительности пустынь Приаралья и Прикаспия: Дисс. … д.б.н. Алматы. 319 с.

Конюшкова М.В., Алавипанах С., Абдоллахи А., Хамзех С., Хидари А., Лебедева М.П., Нухимовская Ю.Д., Семенков И.Н., Чернов Т.И. 2018. Пространственная дифференциация засоления на молодой приморской солончаковой равнине Прикаспия // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. Вып. 95. С. 41-57.

Красильников П.В., Герасимова М.И., Голованов Д.Л., Конюшкова М.В., Сидорова В.А., Сорокин А.С. 2018. Почвенное разнообразие и его значение в контексте современной географии почв // Почвоведение. № 1. С. 3-16.

Куст Г.С. 1994. О постгидроморфной эволюции почвенного покрова водно-аккумулятивных равнин засушливых территорий // Почвоведение. № 2. С. 16-29.

Магомедов М.М. 2012. Ценозообразующая роль древовидных кустарников (*Tamarix meyeri* Boiss., *T. ramosissima* Ledeb. аридных территорий Северо-Западного Прикаспия. Автореф. ... к.б.н. Махачкала. 23 с.

Можарова Н.В., Федоров К.Н. 1984. Эволюция структур почвенного покрова аккумулятивно-морских равнин Терско-Кумской низменности // Вестник Московского университета. Серия 17 «Почвоведение». № 3. С. 20-28.

Панкратова И.В. 2007а. Характеристика экосистем песчаного побережья северо-восточной части о. Барсакельмес // Труды Барсакельмесского государственного природного заповедника. Алматы. Вып. 2. С. 45-80.

Панкратова И.В. 2007б. Водный режим фитоценозов песчаного побережья Арала // Аридные экосистемы. Т. 13. № 33-34. С. 101-112.

Смирнова М.А., Геннадиев А.Н. 2017. Количественная оценка почвенного разнообразия: теория и методы исследования // Вестник Московского университета. Серия 5 «География». № 4. С. 3-11.

Уиттекер Р. 1980. Сообщества и экосистемы. М. 326 с.

Черепанов С.К. 1995. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб.: Мир и семья. 992 с.

Ibáñez J.J., Krasilnikov P.V., Saldaña A. 2012. Archive and refugia of soil organisms: applying a pedodiversity framework for the conservation of biological and non-biological heritages // Journal of Applied Ecology. Vol. 49. No. 6. P. 1267-1277.

Phillips J.D. 2001. Divergent evolution and the spatial structure of soil landscape variability // Catena. Vol. 43. P. 101-113.

Reimer P.J., Bard E., Bayliss A., Beck J.W., Blackwell P.G., Bronk Ramsey C., Buck C.E., Cheng H., Edwards R.L., Friedrich M., Grootes P.M., Guilderson T.P., Haflidason H., Hajdas I., Hatte C., Heaton T.J., Hogg A.G., Hughen K.A., Kaiser K.F., Kromer B., Manning S.W., Niu M., Reimer R.W., Richards D.A., Scott E.M., Southon J.R., Turney C.S.M., van der Plicht J. 2013. IntCal13 and MARINE13 radiocarbon age calibration curves 0-50000 years calBP // Radiocarbon. Vol. 55. No. 4. P. 1869-1887.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 76-83

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 551.582

ХАРАКТЕРИСТИКИ ВЕСЕННЕ-ЛЕТНИХ ЗАСУХ В СУХИЕ И ВЛАЖНЫЕ ПЕРИОДЫ НА ЮГЕ ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ[1]

© 2020 г. А.Н. Золотокрылин, Т.Б. Титкова, Е.А. Черенкова

Институт географии РАН
Россия, 119017, г. Москва, Старомонетный пер., д. 29, стр. 4
E-mail: zolotokrylin@igras.ru, titkova@igras.ru, cherenkova@igras.ru

Поступила в редакцию 20.03.2020. После доработки 25.03.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Изучаются закономерности распространения характеристик весенне-летних засух в периоды повышенного и пониженного годового увлажнения в 12 административных субъектах юга Европейской России за 1901-2018 гг. За это время четыре периода различных условий увлажнения (чередующиеся более влажный, сухой, влажный и опять сухой) разной длительности хорошо прослеживаются по данным аномалий индекса аридности в 7 регионах: Курской, Белгородской, Воронежской, Саратовской, Волгоградской, Ростовской областях и Республике Калмыкия. Период иссушения отмечен в Самарской и Астраханской областях с начала XX века вплоть до его середины. Затем период иссушения сменился более влажным. Наиболее частая смена периодов с различными условиями увлажнения наблюдалась в Ставропольском крае, где было выделено пять чередующихся периодов. Установлено, что частота весенне-летних засух согласуется с условиями долгопериодного увлажнения. Согласно данным стандартизированного индекса осадков, в сухой период она возрастает в среднем в 1.5 раза при незначительном росте интенсивности засух. Условия повышенного увлажнения, наблюдавшиеся во всех рассмотренных административных субъектах во второй половине XX века, сменились в начале XXI века более сухими условиями. Распространение более засушливых условий началось с восточных областей. Развитие сухого периода увлажнения в XXI веке подтверждено распространением на территории отрицательного тренда вегетационного индекса NDVI. При отсутствии статистически значимых трендов аридизации за более чем вековой период во всех рассмотренных областях юга Европейской России существуют длительные внутривековые периоды усиления и ослабления аридизации, которые характеризуются существенными различиями частоты и интенсивности весенне-летних засух.

Ключевые слова: периоды увлажнения, аридизация, индекс аридности, засухи, SPI, NDVI.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10121

Наблюдаемые изменения климата в основных зернопроизводящих районах юга Европейской России во второй половине XX века − начале 2000-х годов более соответствовали гумидному (сопровождаемому увеличением увлажнения) типу потепления, чем аридному (сопровождаемому уменьшением увлажнения; Золотокрылин, Черенкова, 2013; Золотокрылин и др., 2020). Как показывают результаты численных экспериментов на моделях климата, к середине XXI в. на юге России возможно региональное как аридное, так и гумидное потепление (Черенкова, Золотокрылин, 2012). Четкой выраженной периодичности засух или определенной однонаправленной тенденции частоты и интенсивности засух на территории в XX веке не было выявлено. Тенденция к увеличению частоты летних засух проявилась в 1930-1940-х годах лишь в некоторых регионах (Золотокрылин и др., 2014; Черенкова, 2013).

Динамика весенних (март-май) и летних (июнь-август) засух и их характеристики изучалась ранее преимущественно с использованием индекса засухи (SPI) на уровне областей территории за период 1901-2012 гг. (Золотокрылин и др., 2020). Но при этом не анализировались существенно влияющие на урожайность зерновых культур весенне-летние засухи (май-июль). Также не всегда учитывались

[1] Исследование периодов аридизации проведено в рамках научной темы ИГ РАН №0127-2019-0010 (АААА-А19-119102890091-1). Анализ повторяемости засух выполнен при финансовой поддержке РНФ № 19-17-00242.

влияющие на характеристики засухи многолетние периоды (сухие и влажные) увлажнения.

Цель работы состоит в изучении динамики характеристик атмосферных весенне-летних засух (частоты, интенсивности) в зависимости от аридного или гумидного периода увлажнения.

В статье предполагается изучить закономерности распространения характеристик весенне-летних засух в противоположные периоды увлажнения. Для этого планируется определить: 1) периоды увлажнения применительно к индексу аридности; 2) среднюю частоту и интенсивность засух во время наиболее активной вегетации в противоположные периоды увлажнения территории: с более засушливыми и более влажными условиями.

Материалы и методы

Территория исследования включает субгумидные, сухие субгумидные, а также семиаридные земли юга Европейской России. Она представлена субъектами РФ, которые формируют ее Европейский зерновой пояс: Курская, Белгородская, Воронежская, Оренбургская, Саратовская, Самарская, Волгоградская, Астраханская, Ростовская области, Республика Калмыкия, Ставропольский и Краснодарский край.

Степень аридизации в субъектах РФ оценивалась по данным индекса аридности (Aridity Index − AI), характеризующего соотношение суммарных годовых осадков к суммарной годовой потенциальной эвапотранспирации. Потенциальная эвапотранспирация вычислялась по методу Г.Л. Пенмана (Penman, 1948, 1956). В расчете используются данные о радиационном балансе поверхности, температуре, относительной влажности воздуха и скорости ветра. Ранее авторы сравнивали различные методы расчета испаряемости на юге Русской равнины, в результате чего метод Пенмана был отнесен к наиболее надежным (Черенкова, Шумова, 2007). Индекс аридности вычислялся по данным глобальных архивов среднемесячных осадков и потенциальной эвапотранспирации с пространственным разрешением 0.5°x0.5° (Climatic Research Unit, CRU TS3.21; Harris et al., 2014) за период 1901-2018 гг. При этом потенциальная эвапотранспирация рассчитана по формуле, которая характеризует испарение с гипотетического хорошо развитого зеленого травяного покрова высотой 0.12 м и с полностью увлажненной почвы. Данный метод расчета испаряемости рекомендован Продовольственной и сельскохозяйственной организацией ООН (Food and Agriculture Organization, FAO; Allen et al., 1998). Затем индекс усреднялся в границах субъектов РФ.

Распространение засух на территории исследовано с помощью 3-месячного стандартизованного индекса осадков (Standardized Precipitation Index, SPI) в июле (т.е. определялись засухи за май-июль). Методика расчета индекса и особенности повторяемости атмосферных засух, согласно их классификации по SPI на Европейской территории России, подробно были описаны в работе Е.А. Черенковой и А.Н. Золотокрылина (2016). Интенсивность засух на основе индекса SPI классифицируется следующим образом: $-1<SPI\leq 0$ – слабая, $-1.5< SPI\leq -1$ – умеренная, $-2< SPI\leq -1.5$ – сильная, $SPI\leq -2$ – экстремальная. В работе рассматривались значения индекса ниже -1, идентифицирующие засуху.

Сеточные данные индексов аридности и засух усреднялись в пределах обозначенных субъектов РФ. Затем формировались многолетние ряды и вычислялись их статистические характеристики (среднее, стандартное отклонение, коэффициенты линейных трендов с оценкой их статистической достоверности, коэффициент вариации) за период 1901-2018 гг. В работе А.Н. Золотокрылина с соавторами (2020) показано, что линейные вековые тренды AI незначимы и близки к нулю. Поэтому для определения более засушливых и более увлажненных условий анализировались аномалии AI как отклонения от среднего. Далее вычислялись ряды скользящих средних значений индексов: двухлетние и десятилетние соответственно.

Для определения реакции растительного покрова на изменение условий увлажнения в начале XXI века использовался нормализованный разностный вегетационный индекс (Normalized Difference Vegetation Index − NDVI) за период 2000-2019 гг. Анализ проводился по данным NDVI в июле, полученным с помощью модели MOD13C2 версии 6 для среднемесячных значений с разрешением CMG 0.05°x0.05° (Сервис загрузки данных ..., 2019). Ежемесячный продукт основан на продуктах MOD13A2, которые перекрывают месяц, и использует средневзвешенное временное значение. Глобальные данные MOD13C1 представляют собой безоблачные пространственные композиты поверхности за этот месяц. Статистическая значимость тренда NDVI с вероятностью 0.05 определялась по критерию Стьюдента.

Результаты и обсуждение

Статистические характеристики индекса аридности, осредненного по территории административных субъектов юга Европейской России, представлены в таблице 1. По мере усиления аридизации в более южных областях индекс AI уменьшается. Как видно из таблицы 1, субгумидные территории отличаются высоким стандартным отклонением и более высокими значениями коэффициента вариации по отношению к сухим субгумидным и семиаридным областям. Устойчивость аридных зон юга Европейской России подтверждается незначимыми линейными трендами индекса аридности за весь период 1901-2018 гг. При этом индекс аридности обладает большой межгодовой изменчивостью, маскирующей его внутривековые изменения.

Таблица 1. Статистика AI за период 1901-2018 гг.

Области	Среднее	Стандартное отклонение	Коэффициент вариации, %	Тренд	Значимость
Курская	0.88	0.17	19	0.0000	-0.0026
Белгородская	0.74	0.14	19	0.0001	0.0426
Воронежская	0.64	0.13	21	0.0003	0.0830
Самарская	0.67	0.14	21	0.0007	0.2063
Саратовская	0.52	0.12	22	0.0004	0.1112
Оренбургская	0.52	0.12	23	0.0003	0.0901
Ростовская	0.51	0.10	20	0.0002	0.0668
Ставропольский край	0.47	0.08	16	0.0000	0.0127
Краснодарский Край	0.83	0.13	15	0.0008	0.3168
Волгоградская	0.42	0.10	23	0.0002	0.0489
Республика Калмыкия	0.29	0.05	18	0.0001	0.0188
Астраханская	0.24	0.05	21	0.0001	0.0368

Примечания к таблице 1: тренды по критерию Стьюдента с уровнем значимости 0.05 незначимы.

В период 1901-2018 гг. четыре периода с различными условиями годового увлажнения (влажный, сухой, влажный и снова сухой) хорошо прослеживаются по данным аномалий индекса аридности в Курской, Белгородской, Воронежской, Саратовской, Волгоградской, Ростовской областях и Республике Калмыкия (табл. 2). В восточной части территории (в Самарской, Оренбургской, Астраханской областях) и в Краснодарском крае в течение всего XX века можно выделить только два периода: сухой и влажный. Отметим, что условия повышенного увлажнения, наблюдавшиеся во всех рассмотренных административных субъектах во второй половине XX века, сменились в начале XXI века более сухими. Наиболее частая смена периодов с различными условиями годового увлажнения наблюдалась в Ставропольском крае, где выделяется пять чередующихся периодов: сухой, влажный, сухой, влажный и сухой.

В целом, в начале XX века наблюдалось ослабление аридизации, сменившееся его усилением в 1930-х гг. Окончание более сухого периода приходится на конец 1950-х гг. С 1960-х годов практически до его окончания увеличение увлажнения территории привело к ослаблению аридизации (табл. 2).

Периоды усиления и ослабления аридизации, определяемые в масштабах года, характеризуются особенностями частоты весенне-летних засух, выделенных по индексу SPI<-1 (табл. 3). Как проиллюстрировано в таблице 3, частота засух в период наблюдения более сухих лет выше, чем в период более влажных и эта разница варьирует от 1.3 раза (Белгородская, Саратовская, Волгоградская, Ростовская, Астраханская области и Ставропольский край) до 2.5 раз (Оренбургская область).

Статистика интенсивности засух по данным индекса SPI представлена в таблице 4. Как видно, подавляющее количество засух относится к умеренным, а наименьшее число засух составляют экстремальные. Большинство весенне-летних засух максимальной интенсивности чаще наблюдались в Самарской, Оренбургской, Саратовской, Волгоградской областях и реже в Астраханской области. Тренд уменьшения интенсивности засух отмечается в Белгородской, Воронежской, а увеличения –

в Саратовской, Самарской и Оренбургской областях. Засухи максимальной интенсивности в 2010 г. отмечались только в 3 областях из 12.

Таблица 2. Периоды с условиями увлажнения более влажными (В, отмечены серым цветом) и более сухими (С), выделенными по 10-летним средним аномалий AI для областей Юга Европейской России.

Субъекты РФ	1901-1910	1911-1920	1921-1930	1931-1940	1941-1950	1951-1960	1961-1970	1971-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2010	2011-2018
Курская	В	В	С	С	С	В	В	В	В	В	С	С
Белгородская	В	В	С	С	С	В	В	В	В	В	С	С
Воронежская	В	В	С	С	С	В	В	В	В	В	С	С
Самарская	С	С	С	С	С	С	В	В	В	В	С	С
Оренбургская	С	С	С	С	В	В	В	В	В	В	С	С
Саратовская	В	В	С	С	В	В	В	В	В	В	С	С
Волгоградская	В	В	С	С	С	С	В	В	В	В	С	С
Ростовская	В	В	С	С	С	В	В	В	В	В	С	С
Ставропольский край	С	В	В	В	С	С	В	В	В	В	С	С
Краснодарский край	С	С	С	В	В	В	В	В	В	В	С	С
Рес. Калмыкия	В	В	В	С	С	С	В	В	В	В	С	С
Астраханская	С	С	С	С	С	С	В	В	В	В	С	С

Таблица 3. Средняя частота весенне-летних засух (число засух/10 лет) − периоды наблюдения более сухих и более влажных лет в 1901-2018 гг.

Периоды / Области	Сухой	Влажный
	SPI	
Курская	3	2
Белгородская	4	3
Воронежская	3	2
Самарская	3	2
Саратовская	4	3
Оренбургская	5	2
Волгоградская	4	3
Ростовская	4	3
Краснодарский край	4	2
Ставропольский край	4	3
Республика Калмыкия	5	3
Астраханская	4	3

Средняя интенсивность засух в период наблюдения более сухих лет была на 0.1-0.2 выше, чем во влажный период. В целом, во все периоды наиболее интенсивные засухи (SPI равен -1.8, -1.9) отмечались в Оренбургской, Саратовской, Волгоградской и Воронежской областях.

Таким образом, при отсутствии значимых трендов аридизации (табл. 1) за временной интервал времени более века во всех рассмотренных областях юга Европейской России существуют длительные внутривековые периоды усиления и ослабления аридизации, которые характеризуются изменением частоты и интенсивности весенне-летних засух.

Как показывают сглаженные 10-летние средние аномалии AI, на юге Европейской России с

начала XXI века прослеживается период с более засушливыми условиями, что подтверждается и двухлетними скользящими средними аномалии индекса аридности (рис. 1).

Согласно аномалиям, более сухой период начался в самой восточной части исследуемой территории – в Оренбургской области (2003 г.). Позднее его начало было зафиксировано в западных областях: Курской и Белгородской (2006 г.). При этом в западных областях более засушливые годы наблюдаются чаще, чем в восточных (рис. 2).

Таблица 4. Статистика весенне-летних засух по SPI различной интенсивности (от умеренной до экстремальной) за 1901-2018 гг.

Области	Число засух	Средняя интен-сивность	Число умеренных засух -1.5<spi≤-1	Число сильных засух -2<spi≤-1.5	Число экстре-мальных засух Spi≤-2	Макси-мальная интен-сивность засухи	Год наблю-дения засухи макси-мальной интен-сивности
Курская	18	-1.63	9	6	3	-2.2	1946
Белгородская	17	-1.59	9	5	3	-2.4	1959
Воронежская	21	-1.60	13	5	3	-2.4	1959
Самарская	18	-1.60	9	4	5	-3.4	2010
Саратовская	12	-1.75	6	2	4	-2.6	2010
Оренбургская	15	-1.75	8	2	5	-3.0	2010
Волгоградская	15	-1.56	8	3	4	-2.4	1959
Респ. Калмыкия	17	-1.53	11	3	3	-2.6	1959
Астраханская	20	-1.55	14	4	2	-3.2	1972
Ростовская	19	-1.42	14	3	2	-2.8	1959
Ставропольский край	18	-1.32	14	1	3	-2.4	2007
Краснодарский край	17	-1.49	11	3	3	-2.4	1923

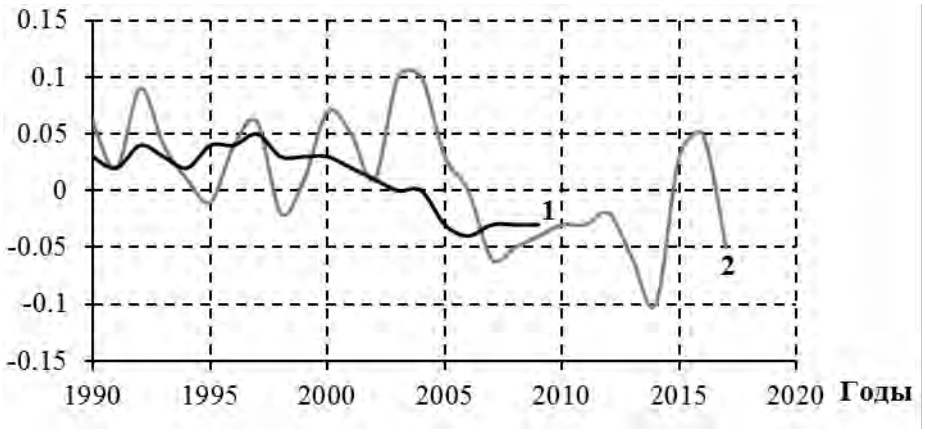


Рис. 1. Аномалии индекса аридности (AI), выделенные по скользящим средним за 10-летний (1) и 2-летний (2) период в целом для 12 областей юга Европейской России в конце XX − начале XXI века.

Сглаженные 10-летние средние индекса аридности отражают наступление нового сухого периода в XXI веке (рис. 2). Затухание влажного периода приходится на самое начало XXI века (2003-2006 гг.). Далее прослеживается период с более засушливыми условиями, что подтверждается и двухлетними скользящими средними рассматриваемых параметров. Исключение составил 2016 г., когда летом на всей территории юга Европейской России наблюдалось аномально повышенное увлажнение.

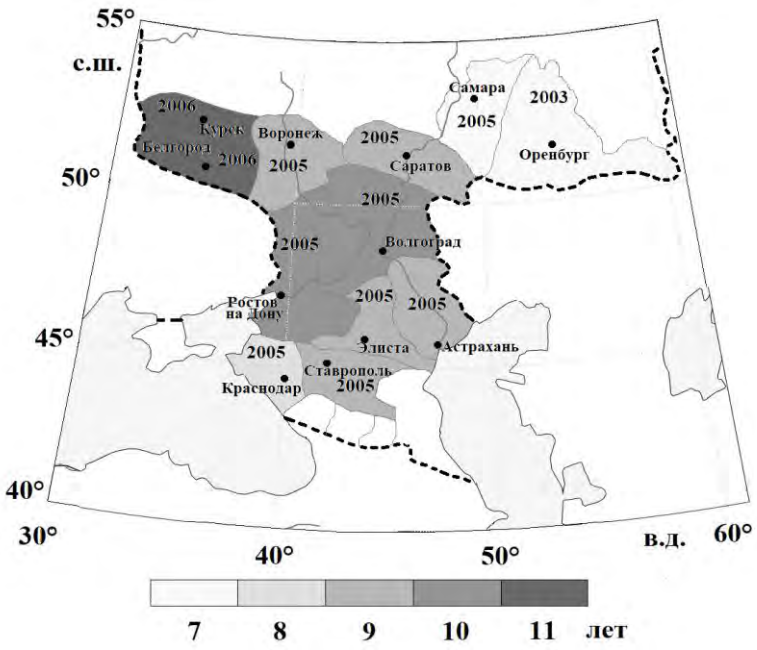


Рис. 2. Количество более сухих лет, выявленных по аномалиям индекса аридности в областях юга Европейской России за 2001-2018 гг. Цифрами обозначен год начала сухого периода по 10 летним скользящим средним в каждой административной единице.

Согласно данным индекса SPI, весенне-летние засухи в XXI веке чаще возникали в западных районах: в Курской, Белгородской и Ростовской областях по всем показателям. За 18 лет (период 2001-2018 гг.) здесь наблюдалось 10-11 лет с засухами разной интенсивности. В то время как в восточных областях отмечено только 7-9 лет с засухами (рис. 3).

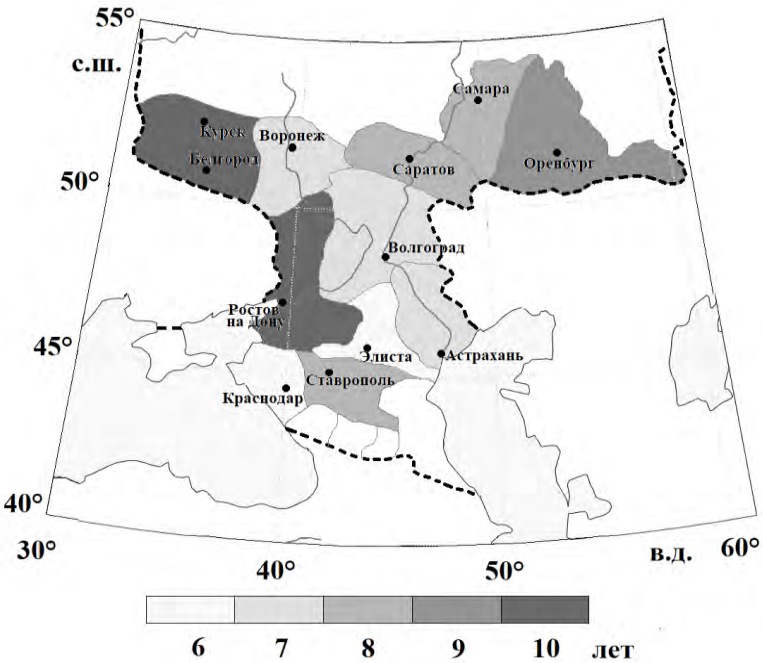


Рис. 3. Количество засух (лет) в административных субъектах на Юге Европейской России за 2001-2018 гг.

Независимым и косвенным подтверждением наступлением нового сухого периода в начале 2000-х годов являются отрицательные тренды вегетационного индекса NDVI за 2000-2019 гг. (рис. 4). Отрицательные тренды NDVI прослеживаются в каждой области. Максимальное и значимое

уменьшение вегетационного индекса произошло в Оренбургской, Самарской, Саратовской, Волгоградской и Ростовских областях.

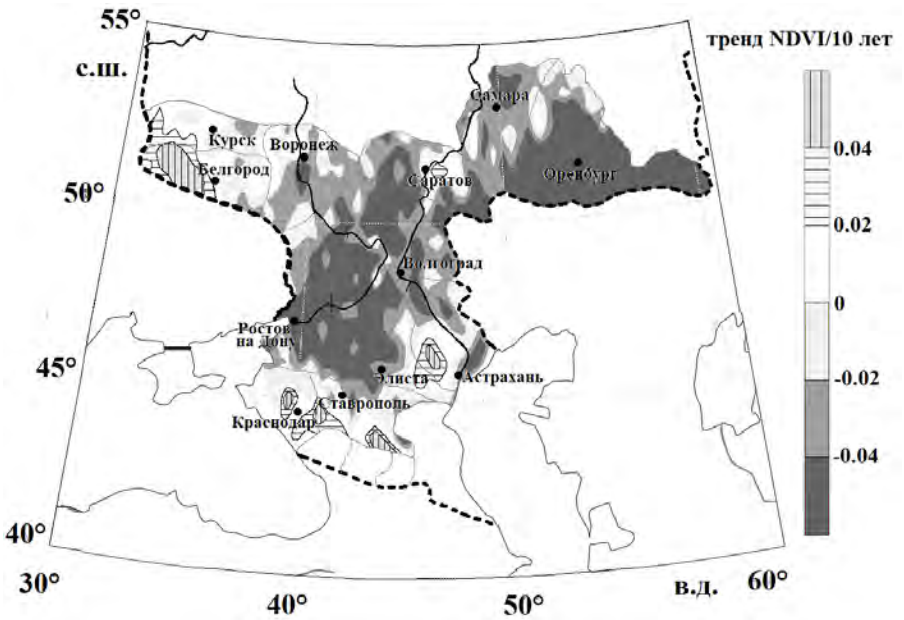


Рис. 4. Тренд NDVI за июль 2000-2019 гг. Тренд значим (уровень значимости 0.05 по критерию Стьюдента), при значениях больше (меньше) ± 0.02.

Таким образом, в XXI веке в основных зернопроизводящих областях Юга Европейской России начался новый более сухой период увлажнения. Хотя распространение более засушливых условий началось с востока на запад, наиболее часто засухи стали наблюдаться в западных областях.

Заключение

Анализ изменений индекса аридности в 1901-2018 гг. показал наличие в основных зернопроизводящих областях Юга Европейской России долгопериодных изменений годового увлажнения, определяющих более сухие и влажные условия.

Установлено, что частота весенне-летних засух согласуется с характером годового увлажнения. В периоды наблюдения более сухих лет она возрастает в среднем в 1.5 раза. В тоже время интенсивность засух в более сухие периоды незначительно возрастает по сравнению с влажными периодами.

Наиболее интенсивные засухи чаще наблюдались в Самарской, Оренбургской, Саратовской, Волгоградской областях и реже в Астраханской области. Тренды уменьшения интенсивности засух отмечаются в Белгородской, Воронежской, а увеличения – в Саратовской, Самарской и Оренбургской областях. Засуха максимальной интенсивности в 2010 г. зафиксирована только в 3 областях из 12.

Современный, более сухой, период увлажнения сформировался в начале XXI века. Хотя распространение более засушливых условий началось с восточных областей, весенне-летние засухи стали наиболее часто наблюдаться в западных областях. Развитие нового сухого периода с начала XXI века подтверждено распространением на территории отрицательного тренда вегетационного индекса.

При отсутствии значимых трендов аридизации за более чем вековой период во всех рассмотренных областях Юга Европейской России существуют длительные внутривековые периоды усиления и ослабления аридизации, для которых частота и интенсивность весенне-летних засух существенно различаются.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Золотокрылин А.Н., Титкова Т.Б., Черенкова Е.А. 2014. Увлажнение засушливых земель европейской территории России: настоящее и будущее // Аридные экосистемы. Т. 20. № 2 (59). С. 5-11. [*Zolotokrylin A.N., Titkova T.B., Cherenkova E.A.* 2014. Humidification of Drylands in European Russia: The Present and Future // Arid Ecosystems. Vol. 4. No. 2. P. 49-54.]

Золотокрылин А.Н., Черенкова Е.А. 2013. Тенденции увлажнения зернового пояса России в начале XXI века // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. 25. С. 251-264.

Золотокрылин А.Н., Черенкова Е.А., Титкова Т.Б. 2020. Аридизация засушливых земель Европейской части России и связь с засухами // Известия Российской академии наук. Серия географическая. № 2. С. 207-217.

Сервис загрузки данных дистанционного зондирования LP DAAC. MODIS Data, mod13c2v006. 2019 [Электронный ресурс https://lpdaac.usgs.gov/products/mod13c2v006/ (дата обращения 02.02.2020)].

Черенкова Е.А. 2013. Количественные оценки атмосферных засух в Федеральных округах Европейской территории России // Известия Российской академии наук. Серия географическая. № 6. С. 76-85.

Черенкова Е.А., Золотокрылин А.Н. 2012. Модельные оценки динамики увлажнения равнин России к середине XXI в. // Метеорология и гидрология. № 11. С. 29-37.

Черенкова Е.А., Золотокрылин А.Н. 2016. О сравнимости некоторых количественных показателей засухи // Фундаментальная и прикладная климатология. Т. 2. С. 79-94.

Черенкова Е.А., Шумова Н.А. 2007. Испаряемость в количественных показателях климата // Аридные экосистемы. Т. 13. № 33-34. С. 55-67.

Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. 1998. Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements // FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Rome: FAO. 300 p.

Harris I., Jones P.D., Osborn T.J., Lister D.H. 2014. Updated High-Resolution Grids of Monthly Climatic Observations. The CRU TS3.10 Dataset // International Journal of Climatology. Vol. 34. P. 623-642.

Penman H.L. 1948. Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass // Proceedings of the Royal Society. London: A193. P. 120-146.

Penman H.L. 1956. Estimating Evaporation // Eos, Transactions American Geophysical Union. No. 37 (1). P. 43-50.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 84-92

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 631.4(556)

ОЦЕНКА МЕТОДОВ РАСЧЕТА МЕСЯЧНЫХ ЗНАЧЕНИЙ ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ИСПАРЕНИЯ В АРИДНОМ КЛИМАТЕ

© 2020 г. М. Назари*, М.Р. Чаичи, Х. Камель***, М. Грисмер****, С.М.М. Садеги*****

**Университет Макгилла, Департамент науки о растениях*
Канада, H9X 3V9, Квебек, Сте-Анн-де-Бельвю, Лейкшор-Роуд, Раймон Дом 21,111
***Калифорнийский государственный политехнический университет,*
Департамент науки о растениях
США, 91768, Калифорния, Помона, Вест-Темпл-Авеню, д. 3801
****Тегеранский университет, Департамент лесного хозяйства и экономики леса*
Иран, 261, Карадж. E-mail: moeinsadeghi@ut.ac.ir, moeinsdgh@hotmail.com
*****Калифорнийский университет, Департамент земельных, воздушных и водных ресурсов*
США, CA 95616-8627, Калифорния, Дэвис, Первая Шилдс-Авеню, Дэвис

Поступила в редакцию 20.01.2020. После доработки 01.03.2020. Принята к публикации 01.03.2020

Потенциальное испарение (*ETo*) играет ключевую роль при проектировании оросительных систем, а также в управлении водными ресурсами сельскохозяйственных экосистем при орошении и в богарных условиях. Несмотря на то, что в течение нескольких последних десятилетий было разработано много методов для оценки *ETo*, выбор метода существенно зависит от наличия измеренных климатических параметров. В сельскохозяйственных и экологических исследованиях для оценки *ETo* широко используется метод FAO-56PM, рекомендуемый экспертами Продовольственной и сельскохозяйственной организации ООН – ФАО (Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO). Однако для этого требуется несколько климатических параметров, которые не всегда доступны в развивающихся странах, особенно в засушливых регионах. Используя климатические данных девяти метеорологических станций, расположенных в засушливых регионах Ирана, мы рассчитали *ETo* по 13 распространенным и широко используемым уравнениям и оценили их эффективность по сравнению с результатами, полученными при использовании модели FAO-56PM. В среднем, тремя лучшими методами, которые могли бы использоваться в качестве альтернативы уравнению FAO-56PM, являются уравнения Ирмака (Irmak et al., 2003), Харгривза-Самани (Hargreaves, Samani, 1985) и Харгривза (Hargreaves, 1975).

Ключевые слова: испарение, Иран, водообеспеченность, водный баланс, управление водными ресурсами.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10122

Дефицит водообеспеченности является ключевым фактором, влияющим на урожайность сельскохозяйственных культур, и точная оценка потребностей сельскохозяйственных культур в воде имеет решающее значение при проектировании и управлении оросительными системами в засушливых и полузасушливых регионах. При сельскохозяйственных и климатологических исследованиях, мониторинге засух и гидрологических исследованиях по планированию и управлению оросительными системами необходима точная оценка (Sentelhas et al., 2010; Attarod et al., 2015a, 2016) испарения (ET). В регионах, где отсутствуют микрометеорологические станции, при измерениях ET в ландшафтном пространственном масштабе возникают сложности с уровнем точности, необходимой для планирования управления водными ресурсами конкретных ферм. В отличие от напрямую измеряемых осадков и стока, ET обычно оценивается с помощью методов массопереноса, энергетического обмена или водного баланса (Enku, Melesse, 2013). В ограниченном масштабе или при экспериментальных исследованиях для измерения ET обычно используются испарители и лизиметры, применение которых является довольно трудоемким и дорогостоящим. Микрометеорологические методы оценки фактического ET, такие как метод энергетического

баланса, использование отношения Боуэна и метод турбулентной диффузии, нашли широкое применение и улучшили понимание процесса испарения (Drexler et al., 2004). Сравнительно недавно разработанные методы энергетического баланса (McElrone et al., 2013) получают все большее признание, но все же требуют некоторой калибровки с полученными ранее значениями потенциального испарения (*ETo*). В развивающихся регионах эти методы могут быть слишком дорогостоящими для разработки и обслуживания, а необходимые данные отсутствуют. Некоторые альтернативные методы оценки ET хорошо работают в той области, для которой они разрабатываются, но при проверке в других климатических условиях работают плохо (Enku, Melesse, 2013).

При оценке ET посева обычно требуется определение потенциального испарения – *ETo* (Lopez-Urrea et al., 2006). Значение *ETo* определяется как испарение ET с хорошо развитого травяного покрова высотой 12 см, с фиксированным поверхностным сопротивлением 70 См/м и альбедо 0.23 (Allen et al., 1998). ET посева рассчитывается как произведение коэффициента посева (Kc) и *ETo*. При этом Kc зависит от вида культуры, стадии развития, проекционного покрытия и густоты стояния, а также влажности почвы (Kisi, 2013). Для оценки *ETo* разработано множество методов, которые можно классифицировать как основанные на температуре, основанные на радиации, метод испарителей, метод массообмена и комплексный метод, но оценки, полученные с их использованием в регионах с различными экосистемами, различаются (Gocic, Trajkovic, 2010). Метод Пенмана-Монтейта FAO-56PM (Kisi, 2013), – единственный общепринятый метод оценки *ETo*, который хорошо работает в различных климатических условиях по всему миру (Allen et al., 2005, 2006; Gocic, Trajkovic, 2010; Enku, Melesse, 2013; Attarod et al., 2015a, 2016). Использование физически обоснованного подхода FAO-56PM требует измерений ряда климатических параметров, которые могут быть недоступны на всех станциях (Enku, Melesse, 2013), особенно в развивающихся странах, где надежные наблюдения за радиацией, относительной влажностью и скоростью ветра ограничены и дороги (Gocic, Trajkovic, 2010; Tabari et al., 2013). В регионах, где недостаточно данных для использования уравнения Пенмана-Монтейта или его эквивалента, для оценки *ETo* можно использовать более простые методы, требующие меньше данных. Однако применение этих уравнений для оценки ETo данного региона должно быть сначала проверено с использованием лизиметрических измерений или модели FAO-56PM (Tabari et al., 2013).

Используя климатические данные 9 метеорологических станций, расположенных в засушливых регионах Ирана, нами на основании 13 широко распространенных и используемых уравнений выполнены оценки ETo и проведено их сравнение с данными, полученными по модели FAO-56PM.

Материалы и методы

Данные и уравнения потенциального испарения. В работе используются месячные климатические данные Метеорологической организации Ирана (IMO) по 9 метеостанциям, расположенным на территории Ирана, за период 1987-2016 гг. (табл. 1). Мы сравниваем значения *ETo*, рассчитанные по 13 более простым уравнениям, с данными, полученными с использованием стандартного метода FAO-56PM для расчета *ETo*; уравнение Пенмана-Монтейта можно записать в виде (Allen et al., 1998):

$$ET_0 = \frac{0.408\Delta\left(R_n - G\right) + \gamma\left(900/\left(T+273\right)\right)U_2\left(e_s - e_a\right)}{\Delta + \gamma\left(1 + 0.34U_2\right)}, \quad (1)$$

где *ETo* – потенциальное испарение (мм/сут); *Rn* – радиационный баланс (МДж/м^2·сут); *G* – теплообмен в почве (МДж/м^2·сут); γ –психрометрическая константа, рассчитанная как 0.665×10^{-3} P (кПа/°C); *T* – средняя месячная температура воздуха (°C); U_2 – скорость ветра на высоте 2 м (м/с); e_s – насыщающая упругость водяного пара (кПа); e_a – упругость водяного пара (кПа); e_s-e_a – дефицит влажности воздуха (кПа); Δ – производная насыщающей упругости водяного пара от температуры воздуха (кПа/°C). Расчет *ETo* проводился в соответствии с методом и техникой, приведенным в Главе 3 FAO-56PM (Allen et al., 1998).

Ниже приводятся более простые зависимости для оценки *ETo*, требующие меньшего количества информации. Уравнение Харгривза-Самани (Hargreaves, Samani, 1985), разработанное в Калифорнии, может быть записано как:

$$ET_0 = 0.408 \times 0.0023 R_a \left(\frac{T_{\max} + T_{\min}}{2} + 17.8 \right) \left(T_{\max} + T_{\min} \right)^{0.5}, \quad (2)$$

где R_a – солнечная радиация на границе атмосферы (МДж/м^2 сут); $T_{\max}$ и $T_{\min}$ – максимальная и минимальная суточная температура воздуха соответственно (°С). Этот метод дает лучшие результаты за недельные и более длительные периоды, при этом в литературе сообщалось о некоторых точных суточных оценках *ETo*. Г.Х. Харгривз и М.Е. Аллен (Hargreaves, Allen 2003) и Ф. Гао с соавтарами (Gao et al., 2017) выявили, что уравнение Харгривза-Самани является лучшим методом для оценки *ETo* в полуаридной области Китая. Если единственными доступным параметром является измеренная на станции температура воздуха, во многих исследованиях для расчета *ETo* рекомендуется использовать уравнение Харгривза-Самани (Allen et al., 1998; Sentelhas et al., 2010).

Таблица 1. Координаты и средние годовые данные (квадратическое отклонение ±SE) метеорологических станций Ирана за период 1987-2016 гг.

№ п/п	Станция	Широта, ° с.ш.	Долгота, ° в.д.	Высота, м н.у.м.	Осадки, мм	Температура, °С	Относительная влажность, %	Скорость ветра, м/с
1	Ахваз	31.20	48.40	23	213.5±15.1	26.3±1.3	41.1±4.3	2.4±0.4
2	Бандар–Абасс	27.13	56.22	10	170.7±12.8	26.8±0.9	64.0±5.5	2.9±0.3
3	Бирджанд	32.52	59.12	1491	166.4±12.1	16.6±1.4	34.6±3.1	2.6±0.5
4	Исфахан	32.37	51.40	1550	131.3±10.6	16.0±1.2	38.2±3.6	2.8±0.6
5	Кум	34.42	50.51	877	145.1±9.3	18.3±1.0	41.4±4.0	3.1±0.7
6	Керман	30.15	56.58	1754	146.9±11.2	15.8±1.2	32.2±2.8	2.6±0.6
7	Мешхед	36.16	59.38	999	248.3±16.1	15.2±0.7	50.2±3.5	2.4±0.6
8	Семнан	35.35	53.33	1131	144.1±11.7	18.0±1.0	38.7±2.9	1.7±0.2
9	Йезд	31.54	54.17	1237	68.0±7.2	19.9±0.7	28.1±2.3	2.5±0.5

Уравнение Ирмака может быть записано (Irmak et al., 2003) как:

$$ET_0 = -0.611 + 0.149 R_s + 0.079 T, \quad (3)$$

где R_s – солнечная радиация (МДж/м^2·сут), а T – средняя суточная температура воздуха (°С). Уравнение Ирмака было предложено для оценки *ETo* во влажном климате.

Формула Харгривза записывается соответственно (Hargreaves, 1975):

$$ET_0 = 0.0135 + 0.408 R_s (T + 17.8), \quad (4)$$

Этот метод применим, когда доступны только R_s и T. В некоторых исследованиях показана точность использования уравнения Харгривза для оценки *ETo* в условиях влажного (Jensen et al., 1990; Bautista et al., 2009) и полуаридного (Bautista et al., 2009) климатов.

Формула Копаиса, разработанная С. Александрисом с соавторами (Alexandris et al., 2006), здесь и далее упоминается как формула Копаиса, использует три метеорологические величины и может быть записана:

$$ET_0 = m_1 + m_2 C_2 + m_3 C_1 + m_4 C_1, \quad (5)$$

где m_1=0.057, m_2=0.277, m_3=0.643, m_4=0.0124, а

$$C_1 = 0.6416 - 0.00784 RH + 0.372 R_s - 0.00264 (R_s \times RH), \quad (6)$$

$$C_2 = -0.0033 + 0.00812 T + 0.101 R_s + 0.00584 (R_s \times T), \quad (7)$$

где RH – средняя суточная относительная влажность (%). Метод Копаиса применим в условиях влажного климата (Alexnadris et al., 2006).

Д.Дж. Валиантзас (Valiantzas, 2013) разработал уравнение для расчета *ETo* в условиях засушливого и влажного климата, которое записывается:

$$ET_0 = 0.0393 R_s \sqrt{T + 9.5} - 0.19 R_s^{0.6} \varphi^{0.15} + 0.048 (T + 20)(1 - \frac{RH}{100}) u^{0.7} \quad (8)$$

где φ – широта (рад), u – средняя суточная скорость ветра на высоте 2 м (м/с).

Л. Тюрк (Turc, 1961) разработал уравнение для условий влажного (Jensen et al., 1990) и

полуаридного (Attarod et al., 2015b) климата, которое можно записать:

$$ET_0 = (23.89R_s + 50)\frac{0.013T}{T+15}\left[1 + W_{RH}\left(0.71 - 1.43RH/100\right)\right], \quad (9)$$

где W_{RH}=1 при RH<50%, и W_{RH}=0 при RH>50%. С. Трайкович и В. Стойник (Trajkovic, Stojnic, 2007) установили, что точность метода Тюрка зависит от скорости ветра и что применение этого метода в безветренных условиях приводит к завышению значений *ETo*.

П. Дрюгерс и Р.Г. Аллен (Droogers, Allen, 2002) приводят три новые вида уравнения Харгривза-Самани (Hargreaves, Samani. 1985) для засушливых районов, которые записываются следующим образом:

$$ET_0 = 0.408 \times 0.0030 \times (T_a + 20) \times (T_{\max} - T_{\min})^{0.4} \times R_a, \quad (10)$$

$$ET_0 = 0.408 \times 0.0025 \times (T_a + 16.8) \times (T_{\max} - T_{\min})^{0.5} \times R_a, \quad (11)$$

$$ET_0 = 0.408 \times 0.0013 \times (T_a + 17) \times (T_{\max} - T_{\min} - 0.0123P)^{0.76} \times R_a, \quad (12)$$

где P – месячная сумма осадков (мм), T_a – средняя суточная температура воздуха (°C).

Уравнение М.Е. Дженсена и Х.Р. Хайза (Jensen, Haise, 1963) было разработано в Колорадо для применения в западной части США, предложено для использования в засушливом климате (Salih, Sendil, 1984) и может быть записано:

$$ET_0 = \frac{C_T(T_a - T_x) \times R_s}{\lambda} \quad (13)$$

где λ – скрытая теплота испарения (кал/г); C_T – константа температуры, равная 0.025; T_x=-3 (°C); T_a – средняя суточная температура воздуха (°C).

С. Трайкович (Trajkovic, 2007) скорректировал уравнение Харгривза для влажного климата следующим образом:

$$ET_0 = 0.0023 \times (T_a + 17.8) \times (T_{\max} - T_{\min})^{0.424} \times R_a. \quad (14)$$

Г. Раваззани с соавторами (Ravazzani et al., 2012) для оценки *ETo* во влажном климате предложил уравнение, которое можно записать так:

$$ET_0 = (0.817 + 0.00022Z) \times 0.0023R_a(T_{mean} + 17.8) \times (T_{\max} - T_{\min})^{0.5}, \quad (15)$$

где T_{mean} – средняя суточная температура воздуха (°C).

А. Берти с соавторами (Berti et al., 2014) модифицировал уравнение Харгривза-Самани (Hargreaves, Samani, 1985) для приложения к субгумидному климату следующим образом:

$$ET_0 = 0.00193R_a + (T_{mean} + 17.8) \times (T_{\max} - T_{\min})^{0.517}. \quad (16)$$

Критерии оценки эффективности. Для оценки того, насколько значения *ETo*, полученные по упрощенным уравнениям, соответствуют значениям, полученным по уравнению Пенмана-Монтейта FAO-56PM, используются такие критерии как среднее квадратическое отклонение – RMSE, эффективность расчета – CE (Nash and Sutcliffe, 1970) и информационный критерий Акаике – AIC (Akaike, 1974):

$$RMSE = \left[N^{-1}\sum_{i=1}^{N}(P_i - O_i)^2\right]^{0.5}, \quad (17)$$

$$CE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}\left(O_i - P_i\right)^2}{\sum_{i=1}^{N}\left(O_i - \overline{O}\right)^2}, \quad (18)$$

$$AIC = N\ln\left(RMSE\right) + 2t, \quad (19)$$

где N – общее количество пар значений; P_i – значения, полученные по упрощенным моделям, и их средняя величина $\overline{P}$; O_i – значения, полученные по модели FAO-56PM, и их средняя величина $\overline{O}$; t – количество параметров в каждом уравнении. RMSE показывает соответствие между данными, полученными по упрощенной модели и по модели FAO-56PM, является положительной величиной, у которой нет верхней границы; для идеальной модели результат будет нулевым (Sadeghi et al., 2015,

2017). Значения CE лежат в диапазон от -∞ до единицы, а максимальное положительное значение, равное единице, показывает идеальное соответствие модели. Модель с самым низким значением AIC является лучшей моделью среди всех моделей с доступными данными.

Результаты и обсуждение

В таблице 2 представлены среднесуточные значения ETo по месяцам, рассчитанные с использованием модели FAO-56PM по данным девяти станций. В течение года среднее суточное значение *ETo* в засушливых регионах Ирана составило 4.53 мм/сут с коэффициентом вариации 9.1% для значений в диапазоне от 3.83 до 5.17 мм/сут на всех 9 станциях. Максимальные значения *ETo* отмечаются в июле и составляют в среднем 7.39 мм/сут при наименьшем коэффициенте вариации, равном 6.6%; в то время как высокий коэффициент вариации (33.9%) наблюдается в декабре. Среди девяти станций наибольшее и наименьшее среднемесячное значение *ETo* наблюдалось на станциях Ахваз и Семнан, соответственно (табл. 2). В связи с тем, что более 60% годовой величины *ETo* приходится на период с мая по сентябрь, когда изменчивость *ETo* между станциями также является наименьшей, с точки зрения планирования использования водных ресурсов мы рассматриваем эффективность методов оценки *ETo* за этот период отдельно.

Таблица 2. Среднесуточные значения ETo (мм) по месяцам, рассчитанные с использованием метода FAO-56PM для девяти засушливых станций Ирана.

Месяцы	**Номер станций***									**Среднее**
	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	
Январь	1.71	2.72	1.68	1.63	1.83	2.07	1.27	1.01	1.94	**1.76**
Февраль	2.60	3.33	2.28	2.59	2.81	2.99	1.86	1.72	2.88	**2.56**
Март	3.88	4.34	3.40	3.77	4.08	4.13	2.96	2.90	3.91	**3.71**
Апрель	5.30	5.72	4.50	4.87	5.07	5.14	4.3	4.33	5.00	**4.91**
Май	6.75	7.08	5.80	6.11	6.31	6.26	5.62	5.47	6.32	**6.19**
Июнь	8.49	7.33	7.10	7.15	7.67	6.85	7.13	6.66	7.12	**7.28**
Июль	8.21	6.78	7.60	7.13	7.94	7.25	7.47	6.74	7.37	**7.39**
Август	7.73	6.53	6.70	6.53	7.08	6.61	6.78	6.11	6.78	**6.76**
Сентябрь	6.09	6.04	5.06	5.34	5.57	5.32	5.25	4.86	5.43	**5.44**
Октябрь	4.19	5.07	3.53	3.85	3.96	3.88	3.57	3.32	4.04	**3.93**
Ноябрь	2.87	3.89	2.33	2.34	2.51	2.59	1.98	1.80	2.65	**2.55**
Декабрь	1.86	3.21	1.69	1.55	1.7	1.98	1.32	1.00	1.99	**1.81**
Среднее	**4.97**	**5.17**	**4.31**	**4.41**	**4.71**	**4.59**	**4.13**	**3.83**	**4.62**	**4.53**

Примечание к таблице 2, 3 и 4. * – Номера станций в таблицах 2, 3 и 4 соответствуют таковым в таблице 1.

В таблице 3 представлены критерии эффективности использования каждого из упрощенных уравнений для оценки суточных значений ETo по сравнению с данными, полученными по методу Пенмана-Монтейта FAO-56PM, с учетом всех 12 месяцев года, и в таблице 4 – за период с мая по сентябрь, когда отмечаются высокие значения *ETo* при их малой изменчивости. На станциях Ахваз, Бандар-Абасс, Кум и Семнан при расчетах *ETo* по упрощенному уравнению (3) С. Ирмака с соавторами (Irmak et al., 2003) наблюдаются наименьшие значения *RMSE* и *AIC* при наибольших *CE*. На станциях Бирджанд, Керман и Мешхед лучшим по критериям эффективности упрощенным методом оценки *ETo* является уравнение (10) П. Дрюгерса и Р.Г. Аллена (Droogers, Allen, 2002), а лучший метод оценки *ETo* в Исфахане – это уравнение (12), также предложенное П. Дрюгерсом и Р.Г. Алленом (Droogers, Allen, 2002). Для последней станции Йезд наилучшим методом является уравнение (14), предложенное С. Трайковичем (Trajkovic, 2007). Таким образом, упрощенным уравнением для расчета *ETo*, которое имеет наименьшие значения *RMSE* и *AIC* при наибольшей эффективности для всех станций при оценки суточных значений *ETo* по месяцам, является уравнение (3) С. Ирмака с соавторами (Irmak et al., 2003).

Таблица 3. Значения критериев эффективности каждого метода для всех станций за 12 месяцев.

№ уравнения по тексту	Критерий	Номер станции								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	*RMSE*	1.38	1.63	1.34	1.89	2.14	1.05	1.14	1.15	1.29
	CE	0.69	0.05	0.62	0.13	0.04	0.69	0.74	0.72	0.57
	AIC	103.6	139.4	86.9	182.1	216.2	21.1	42.3	44.1	82.9
3	*RMSE*	0.71	1.14	1.62	1.78	1.89	1.17	1.32	0.80	0.93
	CE	0.92	0.53	0.44	0.23	0.25	0.61	0.66	0.86	0.78
	AIC	-100.1	39.5	137.9	162.5	180.0	51.9	80.6	-57.9	-15.3
4	*RMSE*	2.11	2.47	1.63	2.06	2.23	1.14	1.38	1.57	1.76
	CE	0.27	-1.20	0.43	-0.03	-0.04	0.63	0.62	0.47	0.20
	AIC	228.5	253.4	138.4	203.1	224.8	42.0	93.5	128.3	160.3
5	*RMSE*	2.18	1.60	1.42	1.99	2.16	1.55	1.33	1.95	2.17
	CE	0.22	0.07	0.57	0.04	0.02	0.32	0.65	0.19	-0.21
	AIC	239.3	136.0	103.5	195.8	218.9	137.0	85.1	189.7	237.9
8	*RMSE*	3.16	2.01	1.68	1.79	1.96	1.30	1.54	2.08	2.51
	CE	-0.64	-0.47	0.39	0.22	0.19	0.52	0.53	0.08	-0.63
	AIC	355.4	203.2	12.08	171.0	196.1	89.4	128.6	211.5	286.1
9	*RMSE*	2.52	1.59	1.72	2.07	2.23	1.77	1.42	2.09	1.36
	CE	-0.04	0.08	0.37	-0.05	-0.04	0.11	0.60	0.07	0.53
	AIC	285.3	136.7	157.4	208.9	229.8	178.5	104.9	211.2	99.1
10	*RMSE*	1.31	1.98	1.32	1.89	2.12	0.97	1.13	1.15	1.28
	CE	0.72	-0.42	0.63	0.13	0.06	0.73	0.75	0.72	0.58
	AIC	89.2	197.1	83.9	183.3	215.1	-1.1	41.1	46.9	80.8
11	*RMSE*	1.73	1.69	1.45	1.95	2.24	1.37	1.26	1.37	1.47
	CE	0.51	-0.03	0.55	0.07	-0.05	0.47	0.69	0.60	0.44
	AIC	172.8	152.6	110.2	192.3	230.7	102.8	71.3	95.7	123.6
12	*RMSE*	3.02	1.98	2.28	0.42	2.98	2.86	9.12	2.15	2.29
	CE	-0.49	-0.42	-0.11	0.96	-0.87	-1.32	-15.49	0.02	-0.35
	AIC	341.1	199.1	237.3	-227.2	311.7	325.1	620.4	220.6	258.3
13	*RMSE*	4.38	4.24	1.93	2.36	2.66	1.71	1.85	2.76	2.88
	CE	-2.15	-5.47	0.20	-0.36	-0.48	0.17	0.32	-0.63	-1.14
	AIC	449.3	404.1	188.0	242.9	275.7	163.2	176.3	286.0	323.7
14	*RMSE*	7.13	5.35	4.99	4.94	5.65	6.23	4.88	6.83	0.45
	CE	-7.33	-9.33	-4.33	-4.94	-5.69	-10.07	-3.71	-8.98	0.95
	AIC	597.0	470.7	451.6	448.7	486.1	557.0	445.5	538.1	-230.5
15	*RMSE*	7.73	5.55	9.40	9.06	8.51	11.12	7.88	8.92	9.59
	CE	-8.80	-10.16	-17.90	-18.99	-14.41	-34.30	-11.29	-16.04	-22.69
	AIC	623.5	483.2	628.2	618.2	600.9	675.2	579.8	613.9	688.2
16	*RMSE*	8.75	6.31	6.30	6.28	6.99	7.19	6.11	6.14	6.93
	CE	-11.56	-13.40	-7.51	-8.61	-9.23	-13.73	-6.38	-7.07	-11.37
	AIC	658.7	516.4	516.0	515.2	544.7	552.6	507.4	508.8	542.3

Для периода с высокими значениями *ETo* (табл. 4) уравнение (3) С. Ирмака с соавторами (Irmak et al., 2003) является лучшим для применения на 4 станциях, а именно: Ахваз, Бандар-Аббас, Кум и Семнан. Уравнение (4) Г.Х. Харгривза (Hargreaves, 1975) является наилучшим методом оценки *ETo* на станциях Бирджанд и Мешхед. Наилучшими методами оценки *ETo* на станциях Исфахан, Керман и Йезд являются уравнения: (12) – П. Дрюгерса и Р.Г. Аллена (Droogers, Allen, 2002), (5) – С. Александриса с соавторами (Alexandris et al., 2008) и (9) – Л. Тюрка (Turc, 1961), соответственно.

Таблица 4. Значения критериев эффективности каждого метода для всех станций за 5 месяцев с мая по сентябрь.

№ уравнения по тексту	Критерий	Номер станции								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
2	*RMSE*	1.84	1.27	1.33	2.70	3.04	1.51	1.21	1.54	1.42
	CE	-1.57	-2.15	0.42	-11.55	-3.74	-2.64	0.49	-0.85	-1.50
	AIC	82.4	33.61	38.5	120.4	133.9	57.6	27.7	55.8	50.3
3	*RMSE*	0.73	0.78	1.50	2.17	2.38	0.89	1.25	1.03	0.69
	CE	0.60	0.46	0.07	-7.08	0.06	-0.08	0.40	0.29	0.48
	AIC	-36.1	-25.14	50.4	93.03	103.5	-10.1	29.3	6.81	-42.1
4	*RMSE*	3.05	3.14	1.27	2.67	2.92	0.76	1.19	2.11	1.90
	CE	-6.05	-23.31	0.52	-11.17	-3.04	0.31	0.52	-2.63	-3.58
	AIC	143.5	135.5	31.8	116.6	127.6	-31.0	24.2	89.7	84.2
5	*RMSE*	3.17	1.40	1.68	2.83	3.03	2.24	1.48	2.88	3.10
	CE	-6.59	-3.03	-0.34	-12.72	-3.70	-7.36	-0.17	-5.98	-11.33
	AIC	150.2	44.5	65.3	125.5	133.6	106.8	51.0	127.8	147.3
8	*RMSE*	4.72	1.62	2.38	2.59	2.85	0.65	2.14	3.13	3.78
	CE	-15.86	-4.73	-2.40	-10.54	-2.55	0.58	-2.32	-7.28	-17.43
	AIC	204.0	65.3	109.5	119.5	130.3	-44.9	97.4	141.3	176.3
9	*RMSE*	3.74	1.38	1.87	2.78	3.01	2.30	1.47	3.06	0.94
	CE	-9.56	-2.87	-0.85	-12.27	-3.55	-7.85	-0.14	-6.87	-0.03
	AIC	172.8	44.7	80.1	125.6	134.7	112.2	52.0	136.6	-0.40
10	*RMSE*	1.73	2.37	1.27	2.70	3.01	1.38	1.18	1.56	1.39
	CE	-1.26	-12.40	0.50	-11.52	-3.56	-2.00	0.54	-0.89	-1.41
	AIC	76.4	107.1	35.2	122.25	134.9	48.6	27.1	59.08	49.4
11	*RMSE*	2.39	1.58	1.61	2.79	3.18	1.98	1.48	1.93	1.84
	CE	-3.33	-5.42	-0.19	-12.39	-4.66	-5.45	-0.17	-2.00	-3.26
	AIC	117.1	60.7	62.9	126.1	141.0	93.2	53.0	83.4	83.9
12	*RMSE*	4.27	2.37	3.18	0.49	4.17	4.02	13.21	2.51	3.27
	CE	-12.76	-12.39	-5.67	0.60	-12.30	-26.56	-155.4	-4.22	-12.77
	AIC	191.3	109.1	143.1	-73.0	174.1	183.8	306.8	115.6	158.2
13	*RMSE*	6.60	6.19	2.02	3.15	3.64	1.96	2.24	4.08	4.03
	CE	-31.92	-96.50	-1.27	-15.98	-12.95	-5.36	-2.70	-13.18	-19.92
	AIC	241.9	215.7	86.8	137.8	154.5	90.4	106.7	167.7	180.1
14	*RMSE*	10.10	7.77	7.36	6.86	7.79	8.16	7.16	9.07	0.54
	CE	-76.16	-153.1	-37.76	-79.86	-57.89	-126.7	-44.57	-69.80	0.73
	AIC	297.1	243.8	237.6	229.5	244.0	279.2	234.4	261.5	-69.5
15	*RMSE*	10.94	8.06	13.85	12.42	11.62	11.91	11.54	12.94	13.98
	CE	-89.55	-164.1	-135.4	-264.0	-136.2	-243.8	-118.1	-143.1	-252.0
	AIC	309.1	249.9	312.2	299.8	292.0	319.7	291.2	304.4	339.7
16	*RMSE*	12.38	9.15	9.30	7.37	9.57	7.34	8.94	5.93	10.15
	CE	-114.7	-213.3	-61.17	-92.11	-90.49	-91.66	-70.18	-29.14	-132.4
	AIC	322.5	262.6	264.4	237.6	267.7	257.1	259.9	212.7	297.7

В целом, упрощенное уравнение для расчета ETo в период высоких значений, которое имеет наименьшее RMSE и AIC при наибольшей эффективности для всех станций при оценки суточных значений *ETo* по месяцам – это уравнение (3) С. Ирмака с соавторами (Irmak et al., 2003). Оценка *ETo* для менее освещенных районов, где непрерывные метеорологические данные отсутствуют, является проблемой. Упрощенные методы оценки суточных значений *ETo* основаны на эмпирически выведенных уравнениях, в которых используются данные о местной суточной температуре, радиации

и относительной влажности, и обычно предполагается, что они применяются только в узких географических пределах. Большинство методов оценки *ETo* разработаны для регионов с аридным и семиаридным климатом в связи с необходимостью получения более полной информации как, например, при разработке проектов, связанных с водными ресурсами. В результате оценок, выполненных на основании данных девяти метеорологических станций, установлено, что для засушливых регионов Ирана расчеты по уравнению Ирмака суточных значений *ETo* по месяцам как для всего года, так и для периода высоких значений *ETo* (с мая по сентябрь), дают лучшие результаты.

Выводы

В статье оценена эффективность 13 уравнений для расчета потенциального испарения по отношению к уравнению Пенмана-Монтейта ФАО-56PM в засушливых условиях Ирана. Показано, что тремя лучшими методами, которые могли бы использоваться в качестве альтернативы этому уравнению FAO-56PM, являются уравнения Ирмака (Irmak et al., 2003), Харгривза-Самани (Hargreaves, Samani, 1985) и Харгривза (Hargreaves, 1975). Тем не менее, эти уравнения должны быть откалиброваны для местных условий и проверены с использованием большого числа данных метеорологических станций, охватывающих несколько лет, для учета изменчивости климатических параметров. Результаты данного исследования могут представлять интерес для агенств по управлению водными ресурсами, специалистов в области ирригации и научных сотрудников при выборе метода для более точных оценок ETo в засушливых регионах Ирана для целей орошения, управления водными ресурсами и анализа водного баланса, что может способствовать более эффективному и устойчивому использованию водных ресурсов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Akaike H. 1974. A new look at the statistical model identification // *IEEE Trans. Aut. Cont.* Vol. 19. P. 716-723.

Alexandris S., Kerkides P., Liakatas A. 2006. Daily reference evapotranspiration estimates by the Copais approach // Agricultural Water Management. Vol. 82. P. 371-386.

Alexandris S., Stricevic R., Petkovic S. 2008. Comparative analysis of reference evapotranspiration from the surface of rainfed grass in central Serbia, calculated by six empirical methods against the Penman-Monteith formula // European Water. Vol. 21. Pp. 17-28.

Allen R.G., Clemmens A.J., Burt C.M., Solomon K., O'Halloran T. 2005. Prediction accuracy for project wide evapotranspiration using crop coefficients and reference evapotranspiration // Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 131. P. 24-36.

Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. 1998. Crop evapotranspiration // FAO Irrigation and Drainage. Paper 56. Rome. [Электронный ресурс https://library.wmo.int/index.php?lvl=coll_see&id=17#.XozHoWD-sqc (Дата обращения 20.11.2019)].

Allen R.G., Pruitt W.O., Wright J.L., Howell T.A., Ventura F., Snyder R., Itenfisu D., Steduto P., Berengena J., Beselga J., Smith M., Pereira L.S., Raes D., Perrier A., Alves I., Walter I., Elliott R. 2006. A recommendation on standardized surface resistance for hourly calculation of reference ET_0 by the FAO56 Penman–Monteith method // Agricultural Water Management. Vol. 81. P. 1-22.

Attarod P., Kheirkhah F., Khalighi Sigaroodi S., Sadeghi S.M.M. 2015a. Sensitivity of reference evapotranspiration to global warming in the Caspian region, north of Iran // Journal of Agricultural Science and Technology. Vol. 17. P. 869-883.

Attarod P., Rostami F., Dolatshahi A., Sadeghi S.M.M., Zahedi Amiri G., Bayramzadeh V. 2016. Do changes in meteorological parameters and evapotranspiration affect declining oak forests of Iran? // Journal of Forest Science. Vol. 62. P. 553-561.

Attarod P., Sadeghi S.M.M., Fathizadeh O., Motahari M.A., Rahbari Sisakht S., Ahmadi M.T., Bayramzadeh V. 2015b. Temperature- and radiation based methods against the standard FAO Penman- Monteith for estimating the reference evapotranspiration (ET_0) in Gorgan // Journal of forest and wood products. Vol. 68. P. 359-369.

Bautista F., Bautista D., Delgado-Carranza C. 2009. Calibration of the equations of Hargreaves and Thornthwaite to estimate the potential evapotranspiration in semi-arid and subhumid tropical climates for regional applications // Atmósfera. Vol. 22. P. 331-348.

Berti A., Tardivo G., Chiaudani A., Rech F., Borin M. 2014. Assessing reference evapotranspiration by the Hargreaves method in north-eastern Italy // Agricultural Water Management. Vol. 140. P. 20-25.

Drexler J.Z., Snyder R.L., Spano D., Paw K.T. 2004. A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration // Hydrological Processes. Vol. 18. P. 2071-2101.

Droogers P., Allen R.G. 2002. Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions // Irrigation and

Drainage Systems. Vol. 16. P. 33-45.

Enku T., Melesse A.M. 2013. A simple temperature method for the estimation of evapotranspiration // Hydrological Processes. Vol. 28. P. 2945-2960.

Gao F., Feng G., Ouyang Y., Wang H., Fisher D., Adeli A., Jenkins J. 2017. Evaluation of reference evapotranspiration methods in arid, semiarid, and humid regions // Journal of the American Water Resources Association. Vol. 53. P. 791-808.

Gocic M., Trajkovic S. 2010. Software for estimating reference evapotranspiration using limited weather data // Computers and Electronics in Agriculture. Vol. 71. P. 158-162.

Hargreaves G.H., Samani Z.A. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature // Applied Engineering in Agriculture. Vol. 1. P. 96-99.

Hargreaves G.H., Allen R.G. 2003. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation // Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 129. Pp. 53-63.

Hargreaves G.H. 1975. Moisture availability and crop production // Trabsaction of the ASAE. Vol. 18. P. 980-984.

Irmak S., Irmak A., Allen R.G., Jones J.W. 2003. Solar and net radiation-based equations to estimate reference evapotranspiration in humid climates // Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 129. P. 336-347.

Jensen M.E., Haise H.R. 1963. Estimation of evapotranspiration from solar radiation // Journal of the Irrigation and Drainage Division. Vol. 89. P. 15-41.

Jensen M.E., Burman R.D., Allen R.G. 1990. Evapotranspiration and Irrigation Water Requirements // American Society of Civil Engineers: New York. P. 332.

Kisi O. 2013. Comparison of different empirical methods for estimating daily reference evapotranspiration in Mediterranean climate // Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 140. [Электронный ресурс https://ascelibrary.org/doi/full/10.1061/%28ASCE%29IR.1943-4774.0000664 (Дата обращения 20.11.2019)].

Lopez-Urrea R., Martin de Santa Olalla F., Fabeiro C., Moratalla A. 2006. Testing evapotranspiration equations using lysimeter observations in a semiarid climate // Agricultural Water Management. Vol. 85. P. 15-26.

McElrone A.J., Shapland T.M., Calderon A., Fitzmaurice L., Paw K.T., Snyder R.L. 2013. Surface renewal: an advanced micrometeorological method for measuring and processing field-scale energy flux density data // Journal of Visualized Experiments. Vol. *82.* [Электронный ресурс https://www.jove.com/video/50666/surface-renewal-an-advanced-micrometeorological-method-for-measuring (Дата обращения 20.11.2019)].

Nash J.E., Sutcliffe J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models 1: a discussion of principles // Journal of Hydrology. Vol. 10. P. 282-290.

Ravazzani G., Corbari C., Morella S., Gianoli P., Mancini M. 2012. Modified Hargreaves-Samani equation for the assessment of reference evapotranspiration in Alpine River basins // Journal of Irrigation and Drainage Engineering.Vol. 138. P. 592-599.

Sadeghi S.M.M., Attarod P., Van Stan J.T., Pypker T.G., Dunkerley D. 2015. Efficiency of the reformulated Gash's interception model in semiarid afforestations // Agricultural and Forest Meteorology. Vol. 201. Pp. 76-85.

Sadeghi S.M.M., Van Stan J.T., Pypker T.G., Friesen J. 2017. Canopy hydrometeorological dynamics across a chronosequence of a globally invasive species, *Ailanthus altissima* (Mill, tree of heaven) // Agricultural and Forest Meteorology**.** Vol. 240. P. 10-17.

Salih A.M., Sendil U. 1984. Evapotranspiration under extremely arid climates // Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 110. Pp. 289-303.

Sentelhas P.C., Gillespie T.J., Santos E.A. 2010. Evaluation of FAO Penman–Monteith and alternative methods for estimating reference evapotranspiration with missing data in Southern Ontario, Canada // Agricultural Water Management. Vol. 97. P. 635-644.

Tabari H., Grismer M.E., Trajkovic S. 2013. Comparative analysis of 31 reference evapotranspiration methods under humid conditions // Irrigation Science. Vol. 31. Pp. 107-117.

Trajkovic S., Stojnic V. 2007. Effect of wind speed on accuracy of Turc method in a humid climate // Facta universitatis – series: Architecture and Civil Engineering. Vol. 5. P. 107-113.

Trajkovic S. 2007. Hargreaves versus Penman–Monteith under humid condition // Journal of Irrigation and Drainage Engineering. Vol. 133. P. 38-42.

Turc L. 1961. Evaluation des besoins en eau irrigation, l'evapotranspiration potentielle // Annales Agronomiques. Vol. 12. P. 13-49.

Valiantzas D.J. 2013. Simplified forms for the standardized FAO-56 Penman–Monteith reference evapotranspiration using limited data // Journal of Hydrology. Vol. 505. P. 13-23.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 93-101

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 910.3; 614.4

МЕДИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТЕРРИТОРИИ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ТУРИСТИЧЕСКОЙ И ПРИРОДООХРАННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ[1]

© 2020 г. Т.В. Дикарева, Е.Г. Королева, С.С. Тупов

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, географический факультет
Россия 119992, г. Москва, Ленинские горы, д. 1
E-mail: tvdikareva@yandex.ru, koroleva@cs.msu.su, dragon95haku@mail.ru

Поступила в редакцию 28.03.2020. После доработки 20.04.2020. Принята к публикации 01.06.2020

На примере Каркаралинского национального парка (НП), расположенного в Центральном Казахстане, проанализирована и оценена потенциальная опасность заболевания туристов и посетителей парка природноочаговыми инфекциями. Медико-географическая характеристика территории выполнена с помощью трех подходов: 1) оценки природных предпосылок возникновения и поддержания природных очагов инфекций, 2) картографирования существующих природных и антропургических очагов инфекций на ландшафтной основе, 3) анализа заболеваемости населения по данным медицинской статистики. В целом медико-географическая ситуация в Каркаралинском НП оценена как наиболее благоприятная среди других НП Казахстана: здесь меньше всего нозоформ, небольшое количество природных очагов и низкая заболеваемость населения. Однако опасность заболеваний существует, поскольку имеющееся в границах парка расположение скотомогильника сибирской язвы, очагов бешенства, а также наличие очагов туляремии, функционирующих в популяциях водных и околоводных грызунов, частично совпадают с популярными туристическими маршрутами на территории парка. Расположение природных очагов актуальных инфекций приурочено к ландшафтам мелкосопочника и лесных низкогорий, но имеют они как природные, так и антропогенные предпосылки.

Ключевые слова. Национальный парк, экологический туризм, природноочаговые инфекции, медико-географическое картографирование.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10123

Появление в России и странах Содружества в 1980-90-х гг. прошлого века первых национальных парков не только расширили программы сохранения ненарушенных природных комплексов, их растительного и животного мира, но и привели к появлению новой формы отдыха людей на природе – экологического туризма. В настоящее время туризм стал неотъемлемой стороной деятельности не только в национальных парках (НП), но и в других категориях особо охраняемых территорий, включая заповедники и природные резерваты. Хотя НП на постсоветском пространстве сравнительно молодая и новая форма, их популярность среди населения растет, что положительно сказывается на местной экономике и экологической культуре людей. По данным Ростуризма в России в 2017 г. посещаемость НП и заповедников достигла 11 млн. человек – рост в 2 раза за пятилетний период, в Казахстане: 1.2 млн. человек – рост на 20% за пятилетний период (Официальный сайт ..., 2020). Однако вместе с увеличением потока туристов может возрастать экологический риск для населения из-за имеющегося, но не учитываемого медико-географического риска. Поэтому представляется необходимым и своевременным изучить и оценить степень опасности заболеваний людей природноочаговыми инфекциями на примере одного активно посещаемого НП и выработать программу и алгоритм изучения медико-эпидемиологической обстановки для других парков, в том числе вновь создаваемых. Этот вопрос относится к практически неизученным на всем Евроазиатском пространстве, поскольку он требует усилий нескольких научных направлений

[1] Работа выполнена в рамках госбюджетной темы «Разнообразие, динамика и мониторинг экосистем в условиях изменений окружающей среды» (Регистрационный номер: АААА-А16-116032810082-6).

(рекреационная география, медицинская география, биогеография, эпидемиология, природоохранное планирование), а также вследствие того, что основные усилия в НП обычно сосредоточены на организации туристической деятельности и обеспечении природоохранного режима.

Рис 1. Расположение Каркаралинского национального парка (Национальный атлас …, 2010).

Каркаралинский НП, выбранный в качестве первого этапа исследований, расположен в Центральном Казахстане на восточной окраине Казахского мелкосопочника (административно принадлежит Каркаралинскому району Карагандинской области и занимает площадь 112120 га; рис. 1). Его уникальное расположение на стыке низкогорного гранитоидного массива Каркаралинских гор, расчлененного ущельями и покрытого сосновым редколесьем, и окружающего мелкосопочника со степной растительностью обуславливает большой потенциал для развития рекреации и туризма не только в Центральном, но и во всем Казахстане и за его пределами (Мягчилова, Алексеева, 2016). Больше всего привлекают туристов в Каркаралинском НП горные и водные объекты: горы Кент, озера (Шайтанколь, Большое, Бассейн, Соленое), исторические памятники, а также лесные массивы (Шингиз, Калуцкова, 2016). Среди биологических объектов интерес туристов вызывает как уникальная флора с большим количеством эндемичных и бореальных растений (Куприянов, Михайлов, 2007; Куприянов и др., 2007; Дикарева, Леонова, 2014), так и занесенные в Красную книгу Республики Казахстан (Красная книга, 1996) млекопитающие и птицы: архар, манул, серый журавль, журавль-красавка, черный аист, кудрявый пеликан, лебедь-шипун, лебедь-кликун, беркут, могильник, степной орел, филин, орел-карлик, сокол-балобан, саджа. В границах парка насчитывается более 30 археологических объектов (каменного века, бронзового века и железного века), курганов и древних поселений. Некоторые из них являются наилучшими демонстрируемыми объектами из этих периодов в Казахстане, такие как Иманкул, Касым, Акбай-Кызылбай: стоянки среднего палеолита или Домалактас, Акимбек, Нарбас, Донгал, датирующиеся III тыс. до н.э. (Древности Каркаралы, 2012; Бедельбаева, 2016).

С другой стороны, Каркалинский НП, занимая семиаридные ландшафты, выделяется наличием эпизоотически опасных территорий, характерных для степных и предгорных биомов. Рассмотрение природных предпосылок существования инфекций, их приуроченность к определенным природным комплексам и оценка эпидемического потенциала ландшафтов, находящихся в рекреационной зоне активного туризма, определили основные задачи настоящего исследования.

Материалы и методы

Для оценки медико-географической ситуации в Каркаралинском НП были проанализированы многолетние медико-статистические данные по заболеваемости населения в период с 1998 по 2018 гг., результаты эпизоотических исследований, картографические источники, а также материалы по организации туристических маршрутов разной сложности и полевых экскурсий на территории НП. Для оценки заболеваемости населения была использована схема медико-экологического

исследования, включающего в себя сбор и анализ данных медицинской статистики, медико-экологическое картографирование, анализ и прогноз (Королева, 2016; Медико-географический ..., 2017). Данные по заболеваемости людей природно-очаговыми инфекциями были собраны на основе данных медицинской статистики, которые включают в себя ежегодное и общее количество случаев заболеваний людей по каждой нозоформе, зарегистрированных в Каркаралинском районе Карагандинской области (табл.). Собранные статистические данные были занесены в базы данных MSExcel и содержали показатели по наиболее актуальным для Центрального Казахстана заболеваниям: клещевому энцефалиту, туляремии, сибирской язве, бешенству, бруцеллезу. Затем проведена группировка данных по показателям уровня, динамики заболеваемости и пространственной приуроченности очагов. Оценка потенциального риска заболеваемости посетителей НП проведена на основе показателей суммарного количества нозоформ, их разнообразия и величины проявления, а также степени эпизоотической опасности на основе результатов мониторинга популяций животных-носителей инфекций. Созданная база данных и составленные на ее основе сводные таблицы позволили с помощью картографических методов сопоставить ряд природных, эпидемиологических и эпизоотических характеристик с показателями туристско-рекреационной активности и выявить участки повышенного риска заболеваемости для туристов. Проведенное ранее исследование, по медико-географической оценке, регионов с высоким потенциалом экологического туризма в Республике Казахстан (Дикарева, Королева, 2017) легло в основу сравнения особенностей эпидемиологической обстановки в Каркаралинском НП с другими НП Казахстана.

Таблица. Фрагмент сводной таблицы заболеваемости населения отдельными нозоформами за многолетний период.

НП, административные районы	**Туляремия**		**Лептоспироз**		**Бруцеллез**		**Сибирская язва**		**Бешенство**	
	год	**число случаев**	**год**	**число случаев**	**год**	**число случаев**	**год**	**число случаев**	**год**	**число случаев**
Каркаралинский район					2009-2016	179	2016	11	2007	1
									2009	2
									2015	1

Всего было обработано более 20000 единиц информации, составлено 20 сводных медико-эпидемиологических таблиц и построена серия медико-географических карт.

Географический анализ и прогнозирование полученных результатов проводились с помощью программ SASPlanet и GIS-технологии (ArcGIS 10.3). Для соотнесения участков природных очагов инфекций в Каркаралинском НП с конкретными природными комплексами и туристическими достопримечательностями были составлены ландшафтные карты масштаба 1:500000. При их создании были использованы космические снимки Bing и Google в видимом спектре, топографическая карта (масштаб 1:50000), Ландшафтная карта Казахстана (1979) и карта-схема функционального зонирования Каркаралинского НП масштаба 1:270000. В общей сложности было отдешифрировано около 1800 полигонов на площади 1121.2 км^2. На одной карте выделено 9 категорий ландшафтов двух типов – равнинных (сухостепных и полупустынных) и горных с обозначением высотных ступеней; на другой – категории использования земель, выделенные по методике Б.И. Кочурова (Геоэкологическое картографирование, 2009). На обе карты нанесены действующие туристические маршруты разных категорий сложности и основные достопримечательности Каркаралинского НП (озера Бассейн, Большое, Шайтанкол, горная вершина Жиренсакал, дворец Кызыл-Кенш, древнее поселение Кент, дом-музей лесничего).

В дополнение к медико-географической оценке Каркалинского НП было проведено пилотное анкетирование посетителей парка с вопросами об осведомленности туристов о возможных рисках природноочаговых инфекций, их последствий и мерах предосторожности.

Результаты и обсуждение

Географические особенности местоположения Каркаралинского НП определяют существование и функционирование природных очагов различных инфекций. Пространственное их распространение зависит от биотических и абиотических факторов: наличия возбудителей, носителей и переносчиков заболеваний – естественных обитателей природных сообществ, особенностей климата, типа почв, растительного покрова, а также наличия водных экосистем. Большинство природноочаговых инфекций имеют четкую зонально-географическую и ландшафтную приуроченность, что позволяет оценивать потенциальную (скрытую) опасность риска заболеваний. Немаловажную роль в поддержании природных очагов инфекций играет характер рельефа, перераспределяя тепло и влагу и опосредованно влияя на состав и характер распределения растительного и животного мира. Например, многочисленные виды грызунов как основные носители ряда природноочаговых инфекций (рис. 1) в большей степени приурочены к мелкосопочным формам рельефа, поскольку там складываются благоприятные микроклиматические, кормовые и защитные условия, в частности, для норных животных. Однако в большинстве работ локализация природных очагов инфекций проводится без картографического ландшафтного и медико-географического анализа, что не позволяет оценить потенциальную опасность для посещающих НП туристов.

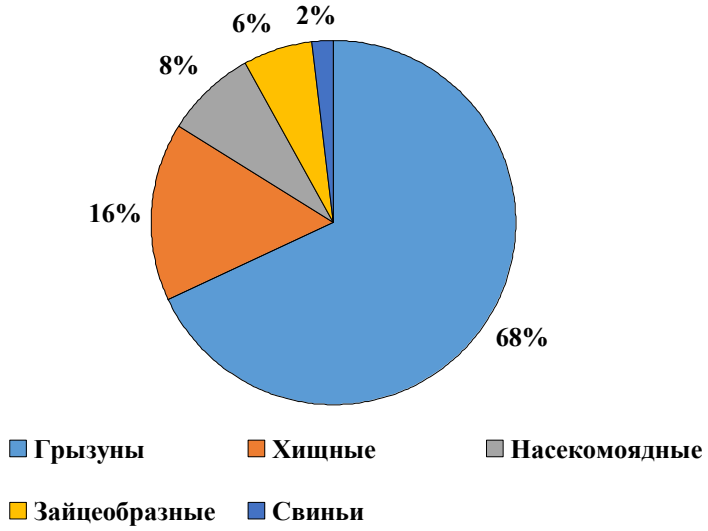


Рис. 2. Доли разных групп млекопитающих, участвующих в эпизоотическом процессе в Центральном Казахстане.

На территории парка преобладают *низкогорные ландшафты лесного и степного типов.* В лесных низкогорных, сложенных гранитами, с островными сосновыми и сосново-березовыми лесами на горных черноземах находятся очаги зоонозов сибирской язвы и бешенства (рис. 2).

Сибирская язва (anthrax) – это зоонозная особо опасная бактериальная инфекционная болезнь, резервуаром возбудителя которой является почва (Султанов и др., 2015). Особенность болезни заключается в том, что возбудитель сибирской язвы образует споры, которые сохраняют живучесть в почве и воде многие годы или десятилетия и могут заражать человека не только контактным путем, но и при вдыхании воздуха, содержащего возбудителя. Поэтому места захоронения больных животных (сибиреязвенные скотомогильники) как естественные резервуары инфекции остаются активными, они могут приводить к катастрофам как это случилось летом 2017 г. в Якутии. В настоящее время на территории Казахстана зарегистрировано 1769 санитарно неблагополучных пунктов по сибирской язве (Лухнова и др., 2014). Карагандинская область относится ко второму классу опасности по заболеваемости сибирской язвой, и здесь в пос. Еркиндык в 2016 г. было выявлено 11 случаев заболеваний, из них 2 – с летальным исходом (Электронная версия научного …, 2020). В Каркаралинском НП очаги сибирской язвы (скотомогильники с захоронениями погибших сельскохозяйственных животных) расположены у восточной границы парка вблизи пос. Шолаккайын и в мелкосопочнике в центральной части парки.

Эпизоотическая ситуация по *бешенству (rabies)* в Республике Казахстан оценивается как напряженная из-за существования на 20% ее территории 14 природных и более 100 антропургических очагов (Уразаева, 2016). В Карагандинской области отмечено 112 активных очагов, один из которых находится в низкогорном лесном ландшафте Каркаралиснкого парка у его северо-западной границы, а два других – в разных частях парка в мелкосопочниках со злаковой и разнотравно-злаковой растительностью (рис. 2). С эпизоотической точки зрения, очаги имеют разную основу. Если сибирская язва связана с животноводством, которое активно развивается в этом регионе, то бешенство циркулирует среди диких животных.

В ландшафтах низменных равнин, сложенных глинами, песками и лессовидными суглинками со злаковыми сообществами на темнокаштановых почвах располагается крупный очаг *туляремии.* Туляремия *(tularemia)* относится к интразональным заболеваниям и представляет собой острую зоонозную природноочаговую инфекцию, которая характеризуется интоксикацией организма, лихорадкой и поражением лимфатических узлов (Sjostedt, 2007). Туляремия широко распространена в Казахстане (на площади 550 тыс. км²) – там, где для возбудителя сложились благоприятные условия. Чаще болеют жители сел и горожане, которые предпочитают отдых на природе (рыбалку, охоту, экскурсии, прогулки), поэтому для НП эта инфекция актуальна. Природные очаги туляремии в Каркаралинском парке относятся к водно-болотному типу (Избанова и др., 2014). Больший по размерам участок приурочен к долинам рек Жарлы и Талды и функционирует в популяциях водных и околоводных грызунов – обыкновенной полевки (*Microtus arvalis*), общественной полевки (*Microtus socialis*), узкочерепной полевки (*Microtus gregalis*), а также полевки-экономки (*Microtus oeconomus*), ондатры (*Ondatra zibethicus*) и водяной полевки (*Arvicola terrestris*). Второй, меньший по площади очаг туляремии находится между г. Каркаралинск и пос. Карагайлы в ландшафте мелкосопочника, сложенного эффузивно-осадочными породами, на которых сформировались каштановые и тёмнокаштановые почвы с разнотравно-типчаковыми растительными сообществами. Этот ландшафт занимает относительно небольшую территорию по границам парка, но в нем, помимо туляремии, находится еще шесть неблагополучных пунктов по бешенству, бруцеллезу и сибирской язве. Все они расположены вблизи населенных пунктов: пос. Талды, Кент, Тегисшилдик и относятся к антропургическим, т.е. связанными с сельскохозяйственными или домашними животными.

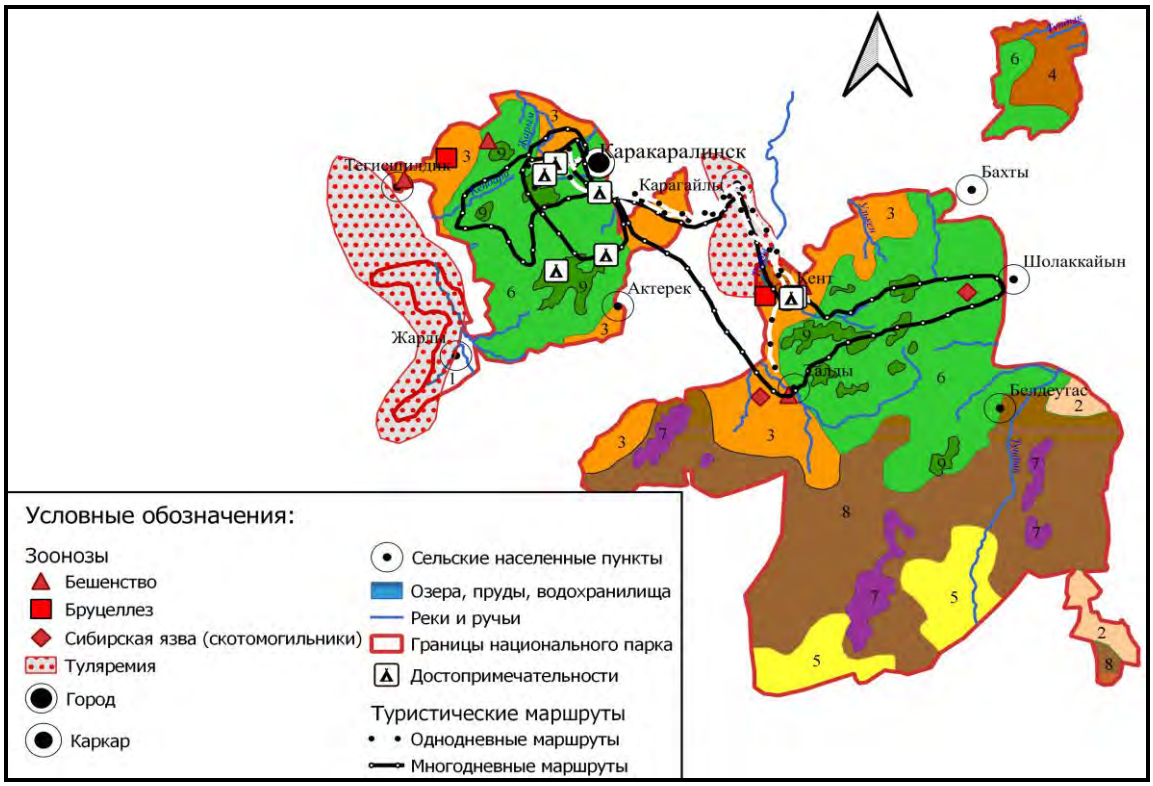
Поскольку в НП предусмотрено развитие сельского и фермерского туризма, а местное население занимается животноводством, в более чем половине всех НП существует риск заражения людей *бруцеллезом (brucellosis)*: зоонозным заболеванием, сопровождающимся поражением сердечно-сосудистой системы, опорно-двигательного аппарата, а также нервной и половой систем. Овцы, козы, крупный рогатый скот (КРС) и свиньи являются основным источником и своего рода резервуаром инфекции (Медико-географический ..., 2017). Казахстан относится к гиперэндемичным странам по распространению бруцеллеза и уровню заболеваемости людей и сельскохозяйственных животных (Электронная версия ..., 2020) по причине роста числа новых эпидемиологических очагов бруцеллеза во вновь образующихся фермерских хозяйствах (Atlas of ..., 2010). В Казахстане бруцеллез регистрируется практически у всех видов домашних и сельскохозяйственных животных, но в большей степени эпизоотологическое и экономическое значение имеет бруцеллез КРС. В Каркаралинском районе за последние годы было зарегистрировано 179 случаев заболеваний людей.

Мелкосопочник полупустынного типа с сухолюбивой растительностью на светлокаштановых почвах в южной и юго-восточной частях парка не представляет эпизоотической опасности (рис. 3).

Сопоставление туристических маршрутов в Каркаралинском НП с ландшафтами с эпизоотической опасностью показали, что часть маршрутов проходят либо непосредственно по территории природного очага, либо вблизи. К таким относится два однодневных 50-км маршрута «Самоцветы Каркаралы» и «Исторические памятники», а также многодневный маршрут «Мир заповедной территории». Все они пересекают очаг туляремии в долине реки Талды, а многодневный маршрут проходит вблизи скотомогильника сибирской язвы. Этот маршрут считается одним из самых красивых и насыщенных впечатлениями, он составляет 395 км и включает самые разнообразные природные достопримечательности: урочища Тасбулак, Болпан, Кызылкенш, Белдеутас, Карагаш, устье Кендары, озеро Самал и другие. Поскольку все маршруты предусматривают стоянки, места отдыха, а летом и водные развлечения, сбор грибов, ягод, растений-дикоросов, то вероятность инфицирования на потенциально опасных участках маршрутов имеется, но она никаким образом информационно не обозначена и отдельного внимания этой проблеме не уделяется. Соотнесение медико-географической опасности с типами природопользования показывает, что горные территории в основной своей части свободны от циркуляции инфекций.

Имеющиеся очаги расположены на пастбищах (бруцеллез) и сенокосах (бешенство). Только один очаг бешенства находится в разреженном сосняке на горном склоне (рис. 3).

По сравнению с другими НП, медико-географическая ситуация в Каркаралинском НП может считаться благоприятной, но со средней степенью эпидемического риска. Здесь отмечено небольшое число нозоформ и низкие уровни заболеваемости населения, однако в целом по Карагандинской области за период с 2014 по 2018 гг. отмечено увеличение числа случаев инфицирования людей



Равнинные ландшафты		
Сухостепные		
1	Низменные	Вогнутая равнина с австрийскополынно-типчаково-красноковыльной растительностью на темнокаштановых почвах со степными солонцами
2	Возвышенные	Денудационная увалистая равнина с кустарниково-овсецово-красноковыльной растительностью на темнокаштановых солонцеватых почвах
3	Мелкосопочные	Мелкосопочник грядово-куполовидный с типчаково-красноковыльной, таволгово-типчаково-красноковыльной растительностью на каштановых нормальных и малоразвитых почвах
4		Мелкосопочник грядово-гривисто-куполовидный с австрийскополынно-тырсово-типчаковой, полынно-типчаковой растительностью на темнокаштановых малоразвитых и неполноразвитых почвах
Полупустынные		
5	Мелкосопочные	Мелкосопочник грядово-куполовидный с типчаково-овсецово-тырсовой, разнотравно-типчаково-ковылковой растительностью на светлокаштановых нормальных и малоразвитых почвах
Горные ландшафты		
Лесные		
6	Низкогорные	Низкогорье островное, с сосновыми, сосново-березовыми лесами на горных черноземах
7	Среднегорные	Среднегорье грядовое, с горными лиственничными лесами и кустарниками на горных черноземных и горнолесных серых почвах
Степные		
8	Низкогорные	Низкогорье островное, со злаково-ковыльно-типчаковой растительностью и кустарниками на горных каштановых почвах
9	Среднегорные	Среднегорье складчатое, с типчаковой и ковыльно-типчаковой горной растительностью с участием кустарников, разнотравных лугов на горных черноземах и горных каштановых почвах

Рис. 3. Расположение природных очагов зоонозов, туристических маршрутов и природно-исторических достопримечательностей в ландшафтах Каркаралинского национального парка.

природно-очаговыми инфекциями. Отметим также, что реальное число заболевших на территории самого парка может быть выше, поскольку медицинская статистика Каркаралинского района учитывает только случаи обращения в местные медицинские организации, а туристы приезжают из разных регионов и могут лечиться в других районах или областях.

Популярные достопримечательности парка, в основном, не попадают в зоны медико-экологической опасности. Лишь при посещении древнего поселения Кент и дворца Кызыл-Кент есть риск заражения бруцеллезом. Санатории и дома отдыха расположены в безопасной по медико-географическим критериям зоне (рис. 3, 4).

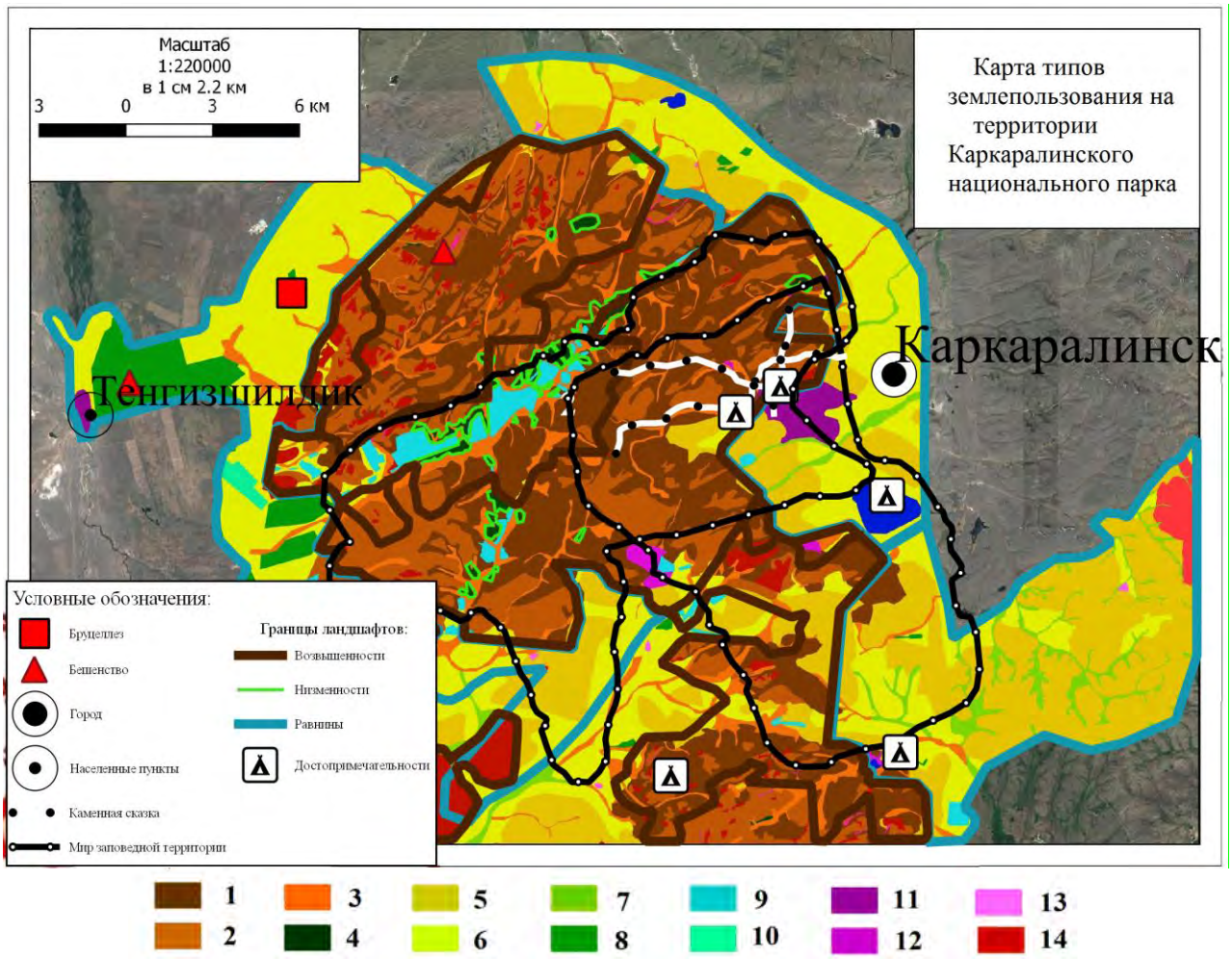


Рис. 4. Карта типов землепользования на территории Каркаралинского национального парка и расположение зоонозов. *Условные обозначения.* Земли, используемые в естественном виде: 1 – коренные сосновые леса по склонам гор, 2 – коренные разреженные леса по склонам гор, 3 – лиственные леса по долинам рек, 4 – долинные луга, 5 – пастбища на склонах и вершинах сопок, 6 – пастбища на равнинах, 7 – пастбища по долинам рек, 8 – сенокосы. Возделываемые земли: 9 – искусственные лесонасаждения по склонам и подножьям склонов гор, 10 –- пашни. Застроенные земли: 11 – поселки, 12 – санатории и дома отдыха, 13 – крестьянские хозяйства. Неиспользуемые земли: 14 – выходы скальных пород.

Медико-географическая оценка Каркаралинского НП по результатам пилотных опросов, проведенных среди посетителей парка (30 респондентов разных целевых групп), показала, что примерно каждый пятый знает о рисках инфицирования природноочаговыми инфекциями. Однако на вопрос об актуальных инфекциях на территории парка все единогласно на первое место поставили клещевой энцефалит, некоторые назвали бешенство и туляремию, и только один из респондентов указал бруцеллез. Таким образом, по отношению к природноочаговым инфекциям вообще

респонденты показали достаточные знания, а по вероятности заболевания конкретными нозоформами в конкретном месте наблюдаются расхождения между ответами и реальной ситуацией. Тем не менее при посещении НП большинство опрошенных туристов используют репелленты, специальную одежду и осмотры одежды на маршрутах.

Выводы

На примере Каркаралинского НП проанализирована и оценена потенциальная опасность заболевания людей природноочаговыми инфекциями во время посещения национального парка. Медико-географическая характеристика исследуемой территории была выполнена с помощью трех подходов: 1) оценки природных предпосылок возникновения и поддержания природных очагов инфекций, 2) картографирования существующих природных и антропургических очагов, 3) анализа заболеваемости населения по данным медицинской статистики.

В результате выполненного исследования можно сделать определенные выводы.

1. В Каркаралинском НП, как и в других НП Казахстана существует потенциальный риск циркуляции инфекций нескольких нозоформ, но наиболее актуальными являются бруцеллез, бешенство и сибирская язва. Больше всего риск заболевания бруцеллезом, для остальных инфекций риск заражения определяется как средний. Среди других НП Казахстана медико-географическая ситуация в Каркаралинском НП оценивается как благоприятная: здесь меньше всего нозоформ, невысокое количество природных очагов и низкая заболеваемость населения.

2. Эпизоотическая и эпидемическая оценки одной и той же территории могут не совпадать. Так, природные очаги туляремии пойменно-болотного типов расположенные в Каркаралинском НП, характеризуются только потенциальной опасностью заболевания для населения. То же касается клещевого энцефалита, лептоспироза и геморрагической лихорадки Крым-Конго (возбудители и резервуары есть, а заболевания людей не регистрируются).

3. На примере Каркаралинского НП показана приуроченность очагов туляремии к ландшафтам низменных равнин со злаковыми сообществами на темнокаштановых почвах, а также мелкосопочника с разнотравно-типчаковыми растительными сообществами. Эти очаги функционируют в популяциях водных и околоводных грызунов – обыкновенной, общественной, узкочерепной полевок, а также водяной полевки, полевки-экономки и ондатры. Бешенство циркулирует в низкогорном лесном ландшафте и в мелкосопочнике со злаковой и разнотравно-злаковой растительностью. Там же расположены очаги сибирской язвы и бруцеллеза, но они не имеют природных предпосылок, а связаны с хозяйственной деятельностью человека.

4. Сопоставление туристических маршрутов в Каркаралинском НП с ландшафтами и медико-географической ситуацией показало, что при планировании маршрутов природноочаговая опасность не учитывается и информация о ней не распространяется. Поэтому часть маршрутов затрагивают территории природных очагов, либо проходят вблизи. К таким маршрутам относятся «Самоцветы Каркаралы», «Исторические памятники» и «Мир заповедной территории», которые пересекают очаг туляремии, а последний в свою очередь проходит близ скотомогильника сибирской язвы. Тем не менее туристы и посетители парка, в основном, осведомлены о существовании природноочаговых инфекций и стараются соблюдать меры профилактики.

5. Анализ и исследование территории на уровне ландшафтов позволяет существенно минимизировать размеры потенциально опасной территории до реальных участков природных очагов, как это показано на примере Каркаралинского НП. Это поможет администрации парков планировать мероприятия по контролю и мониторингу медико-географической ситуации, которые можно реально осуществлять даже в рамках ограниченных бюджетов. Проведенное исследование и его результаты подтверждают необходимость продолжения изучения медико-географической ситуации в НП, учитывая рост популярности экологического туризма и увеличение количества туристических маршрутов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бедельбаева М.В. 2016. Историко-археологическое значение Кентско-Каркаралинского природно-культурного региона // Ландшафтное разнообразие Каркаралинского района и учебные полевые практики студентов биолого-географических специальностей. Сборник материалов Международной научно-практической конференции. М.: Географический ф-т МГУ. С. 46-56.

Дикарева Т.В., Королева Е.Г. 2017. Фоновая медико-географическая оценка регионов с высоким потенциалом

экологического туризма в Республике Казахстан // Аридные экосистемы. Т. 23. № 3 (72). С. 42-50. [*Dikareva TV, Koroleva EG.* 2017. Background Medical-Geographical Assessment of Regions with High Environmental Tourism Potential in the Republic of Kazakhstan // Arid Ecosystems. Vol. 7. No. 3. P. 155-160.]

Дикарева Т.В., Леонова Н.Б. 2014. Фиторазнообразие сопок Каркаралинского национального парка (Республика Казахстан) // Аридные экосистемы. Т. 20. № 4 (61). С. 105-114. [*Dikareva TV, Leonova N.B.* Phytocoenotic diversity in the piedmont regions of the Karkaraly National Park (Republic of Kazakhstan) // Arid ecosystems. Vol. 4. No. 4. P. 309-316.]

Геоэкологическое картографирование. 2009 / Ред. Б.И. Кочуров. М.: Академия. 192 с.

Древности Каркаралы. 2012 / Сост. А.З. Бейсенов, Т. С. Тулеуов, В. Т. Тусупбекова. Караганды. 152 с.

Избанова У.А., Куница Т.Н., Мека-Меченко Т.В., Лухнова Л.Ю., Садовская В.П., Пазылов Е.К., Сармантаева А.Б. 2014. Перспективы использования географической информационной системы для мониторинга за природными очагами туляремии в Казахстане // Medicine. № 6. С. 12-16.

Королева Е.Г. 2016. Био-гео-анализ в экологии человека. LAP Lambert Academic Publishing RU. 85 с.

Красная книга Казахстана. 1996. Алматы. Т. 1-2. 327 с.

Куприянов А.Н., Михайлов В.Г. 2007. Список растений Каркаралинского национального парка // Ботанические исследования Сибири и Казахстана. Вып. 13. С. 5-38.

Куприянов А.Н., Манаков Ю.А., Хрусталев И.А. 2007. История изучения флоры Каркаралинских гор // Труды Международной научной конференции «Растительный мир и его охрана». Алматы. С. 45-47.

Ландшафтная карта Казахстана. 1979. Алма-Ата: Академия Наук Казахской ССР. 1 л.

Лухнова Л.Ю., Пазылов Е.К., Казаков В.С., Резник В.Л., Садовская В.П. 2014. Эпидемиологический надзор за сибирской язвой в Казахстане в современных условиях // Центрально-Азиатский научно-практический журнал по общественному здравоохранению. № 1. С. 4-11.

Медико-географический атлас России «Природноочаговые болезни». 2-е изд. 2017. М.: Географический факультет МГУ. 216 с.

Мягчилова К.А., Алексеева В.А. 2016. Природные предпосылки развития новых рекреационных зон в Каркаралинском государственном национальном природном парке // Ландшафтное разнообразие Каркаралинского района и учебные полевые практики студентов биолого-географических специальностей. Сборник материалов Международной научно-практической конференции М.: Географический ф-т МГУ. С. 27 -34.

Национальный атлас Республики Казахстан. 2010. Т. 2. Алматы: Социально-экономическое развитие. 128 с.

Официальный сайт Комитета по статистике Министерства национальной экономики РК. 2020 [Электронный ресурс www.stat.gov.kz (дата обращения 19.03.2020)].

Султанов А.А., Горелов Ю.М., Сущих В.Ю. 2015. Почвенные очаги сибирской язвы в Республике Казахстан. Порядок организации и проведения мероприятий по подготовке проб к исследованию. Алматы. 53 с.

Уразаева С.Т. 2016. Бруцеллез в Казахстане // International Scientific Journal. № 1 (1). С. 27-28.

Шингиз А.О., Калуцкова Н.Н. 2016. Рекреационная оценка природных комплексов восточного участка Каркаралинских гор // Ландшафтное разнообразие Каркаралинского района и учебные полевые практики студентов биолого-географических специальностей. М.: Изд-во географического факультета МГУ. С. 27-36.

Электронная версия научного журнала «Вестник КазНМУ» на базе Казахского национального медицинского университета имени С.Д. Асфендиярова. 2020 [Электронный ресурс www.kaznmu.kz (дата обращения 11.02.2020)].

Электронная версия Центрально-азиатского научно-практического журнала «Journal of Central Asia». 2020 [Электронный ресурс http://journal.ksph.kz/about.htm (дата обращения 18.02.2020)].

Atlas of Bacterial and Virus Zoonotic Infections Distribution in Kazakhstan. 2010. Almaty.122 p.

Sjostedt A. 2007.Tularemia: History, Epidemiology, Pathogen Physiology, and Clinical Manifestations. Annals of the New York Academy of Science 1105. P. 1-29.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 102-107

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 504.43

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПАРАМЕТРОВ СОЛЕПЕРЕНОСА В ПРОГНОЗНЫХ РЕШЕНИЯХ[1]

© 2020 г. А.П. Белоусова

Институт водных проблем РАН
Россия, 119333, г. Москва, ул. Губкина, д. 3. E-mail: anabel@iwp.ru, belanna47@mail.ru

Поступила в редакцию 14.02.2020. После доработки 01.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

В статье рассмотрены способы оценки достоверности параметров солепереноса, рассчитанных ранее по моделям микродисперсии, макродисперсии и растворения солей, с целью дальнейшего их использования в прогнозных оценках развития процессов солепереноса на оросительных системах. Оценка включала статистические методы с использованием критериев Фишера и Стьюдента с последующим определением систематической ошибки. Установлены наиболее адекватные модели для объектов восточного Предкавказья и Саратовского Заволжья. Для использования параметров солепереноса в прогнозных оценках на основе линейных и нелинейных статистических зависимостей их от литологического строения зоны аэрации и ее фильтрационных свойств получены соответствующие многомерные статистические уравнения.
Ключевые слова: солеперенос, модели солепереноса, достоверность параметров, статистические зависимости, линейно – нелинейные уравнения и зависимости.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10124

На стадии предыдущих исследований, результаты которых опубликованы ранее (Белоусова, 2019), рассмотрено определение параметров солепереноса по моделям микродисперсии, макродисперсии и растворения солей. Определение параметров проводилось в натурных условиях на целиках[2] и лабораторных условиях на больших и малых монолитах. Для дальнейшего использования этих параметров при прогнозных расчетах возникает закономерная проблема – оценка их достоверности.

Материалы и методы

Оценка достоверности параметров солепереноса включает в себя несколько этапов.

1. Для каждой модели солепереноса: микродисперсии, макродисперсии и растворения солей строятся расчетные выходные кривые концентрации ионов путем подставления в соответствующие уравнения параметров солепереноса, полученных при экспериментальных исследованиях и последующего определения концентраций ионов (можно относительных концентраций $\bar{C}$) по этим уравнениям (Рощаль, 1980; Шестаков, 1979; Шестаков и др., 1992; Бочевер и др., 1979; Белоусова, 2019). Кривые строятся для каждого целика, монолита при той скорости фильтрации, которая имела место в опыте, по всем ионам для процессов засоления, рассоления в поровых растворах и фильтратах.

2. Проводится сравнение экспериментальных выходных кривых и расчетных. Рассмотрим пример проверки достоверности параметров солепереноса, определенных в монолите по модели микродисперсии (рис. 1), ион Cl^- поровый раствор).

Сравнение проводилось по критерию Фишера и Стьюдента при оценке двух дисперсий, за истинную дисперсию принималась дисперсия экспериментальных данных. Критерий Фишера (F) для иона Cl^- составил 1.33, для других ионов: Ca^{2+} − F=1.41, Mg^{2+} − F=1.23, Na^+ − F=1.33, что не превышает критических значений критерия Фишера, который при P=0.95 равен 3.23, а при P=0.99 –

[1] Работа выполнена по Государственному заданию ИВП РАН, № программы АААА-А18 – 118022090104-8 «Оценка защищенности и уязвимости подземных вод России с учётом их загрязнения токсичными и радиоактивными веществами».

[2] Целики – цилиндрической формы столб грунта, который выкапывают на дне котлована и на который надевают металлический кожух.

5.47. Значения критерия Стьюдента для всех ионов меньше критического, что говорит о сходимости экспериментальной и расчетной кривой и достоверности гидрогеохимических параметров (Белоусова, 2001).

3. Определяется систематическая ошибка между экспериментальными и расчетными значениями концентраций (или относительных концентраций) по формуле:

$$\sigma_i = \frac{C_э - C_p}{C_э} 100\% \quad ; \quad \sigma_{cp} = \frac{\Sigma_{i=1}^{N} \sigma_i}{N} \qquad (1),$$

где σ_i – систематическая ошибка, определенная для точки; $C_э$ – концентрация иона в точке экспериментальной кривой; C_p – концентрация иона в точке расчетной кривой; N – количество экспериментальных (или расчетных) точек; σ_{cp} – среднее значение систематической ошибки. Кроме этого определялась и абсолютная величина систематической ошибки $|\sigma_i|$.

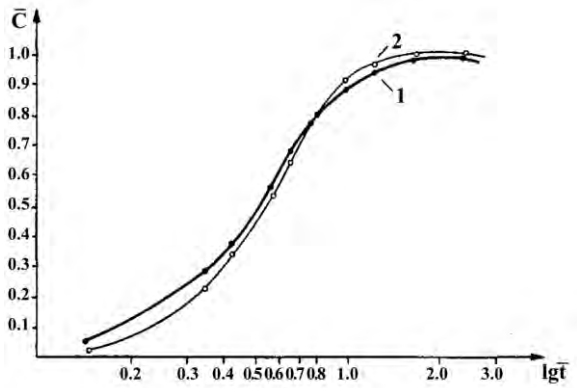


Рис. 1. Проверка достоверности параметров солепереноса по Cl^- для большого монолита по модели микродисперсии. *Условные обозначения:* 1 – экспериментальные точки, 2 – расчетные точки.

Результаты и их обсуждение

В монолите (рис. 1) средняя систематическая ошибка для иона Cl^- составила 5.64%, для Ca^{2+} – 21.45%, Mg^{2+} – 3.94%, Na^+ – 9.28%, при допустимой ошибке (при определении параметров солепереноса и решении прогнозных задач), равной 30% по рекомендации (Аверьянов, 1978).

В целом, сравнивая выходные кривые экспериментальные и расчетные $\bar{C}=f(lgt)$, можно отметить следующее. Практически на всех графиках наблюдается резкое расхождение значений опытных ($\bar{C}_э$) и расчетных ($\bar{C}_p$) относительных концентраций ионов в начальные моменты времени, приблизительно в пределах одних суток. Величина относительного расхождения $\bar{C}$ в этот период достигает 90% и более. Величина относительного расхождения $\bar{C}$ в этот период также велика – 70-90%.

В последующий период наблюдается сближение хода кривых, что обусловлено существенным уменьшением относительных отклонений $\bar{C}$ до первых процентов.

Сильные расхождения расчетных и экспериментальных кривых на первом этапе опыта, видимо, связаны с проявлением здесь нестационарного режима процесса рассоления. По прошествии времени, нестационарный режим сменяется квазистационарным, что соответствует сближению описываемых кривых.

При оценке достоверности параметров солепереноса на объектах Восточного Предкавказья, определенных по модели макродисперсии различными методами, была проведена и оценка точности методов определения параметров. Как видно на рисунке 2, более точным методом определения гидрогеохимических параметров по модели макродисперсии является графоаналитический. Кроме этого, по величине средней систематической ошибки в определении параметров по различным моделям солепереноса оценивалась достоверность описания процесса этими моделями.

Установлено, что на объектах восточного Предкавказья солеперенос в породах зоны аэрации наиболее точно описывается моделью макродисперсии (рис. 3), а в породах Саратовского Заволжья – микродисперсии, что вполне согласуется с особенностями строения фильтрационной среды в этих регионах (Восточное Предкавказье – лессовидные макропористые, трещиноватые суглинки, Саратовское Заволжье – глины).

Использование параметров солепереноса в прогнозных решениях. Параметры, полученные в экспериментальных условиях, отвечают скоростям фильтрации на несколько порядков больше, чем скорости фильтрации, которые будут иметь место при орошении. В связи с этим, для использования этих параметров при составлении гидрогеохимических прогнозов, необходимо располагать

зависимостями параметров солепереноса от скорости фильтрации.

Мы проверили вид зависимости параметров микродисперсии, коэффициент массообмена и эффективную пористость от скорости фильтрации. Модельные кривые были построены по линейной, экспоненциальной и степенной зависимостям. Экспоненциальная зависимость исследовалась потому, что в литературе такая зависимость известна для связи между коэффициентом фильтрации и пористостью глин. Проверка достоверности модельных зависимостей проводилась аналогично проверке достоверности параметров солепереноса.

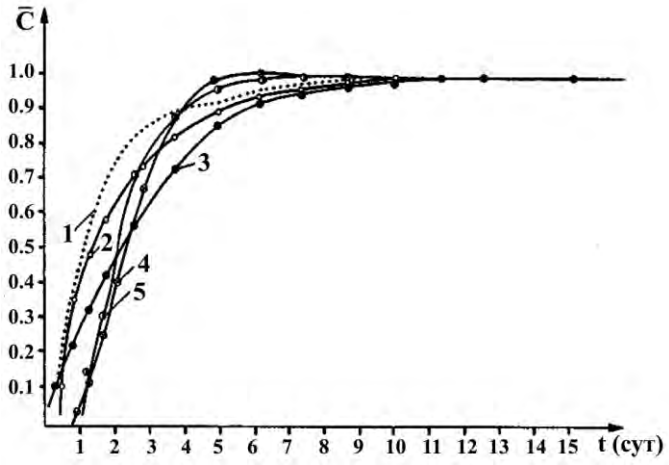


Рис. 2. Выходные кривые иона Cl^- в поровом растворе большого монолита. *Условные обозначения:* 1 – экспериментальные точки, 2 – кривая модели микродисперсии, рассчитанная графоаналитическим методом; кривые модели макродисперсии, рассчитанные методами: моментов – 3, эталонных кривых – 4, графоаналитически – 5.

Для монолита по фиксированной в процессе опыта скорости фильтрации по полученному уравнению регрессии определялись параметры солепереноса, по которым затем рассчитывались модельные значения концентраций. На рисунке 4 приведена проверка модельного решения по модели микродисперсии. Критерий Фишера по Ca^{2+} равен 1.31, по иону Mg^{2+} – 1.22, по Cl^- – 1.81, по Na^+ – 1.05, а систематические ошибки: σ_{Ca}=-2.14%, σ_{Mg}= -30%, σ_{Cl}=27.9%, σ_{Na}=5.44% по степенной зависимости. Статистическая обработка данных показала, что наиболее достоверной зависимостью параметров солепереноса от скорости фильтрации является степенная зависимость, что согласуется с литературными данными. Некоторые результаты статистической обработки для объектов исследований Восточного Предкавказья приведены на рисунке 4 по модели макродисперсии, как наиболее достоверно описывающей процесс солепереноса на этих объектах.

При составлении статистических выборок, при группировке параметров, определенных на образцах различных размеров (от малых монолитов до целиков), возникает проблема масштабных эффектов. Для этого необходимо было получить статистическую выборку значений параметров солепереноса, определенных при одной и той же скорости фильтрации, по образцам определенного размера (только малых монолитов, только больших или только целиков), отобранных из одного и того же интервала глубин минимум в 8-10-кратной повторности. Это потребовало бы значительных финансовых и трудовых затрат, которые не были предусмотрены в проекте исследований.

Экспериментальные исследования в Восточном Предкавказье проводились на малых, больших монолитах и целиках объемом 3 тыс. мл, 50 тыс. мл и 200 тыс. мл соответственно. Диапазон изменения коэффициента микродисперсии для иона Cl^- в процессе рассоления составил:

- по малым монолитам ($8.2 \cdot 10^{-3}$0.129) $м^2$/сут;
- по большим монолитам ($3.75 \cdot 10^{-3}$-0.3) $м^2$/сут;
- по целикам ($1.4 \cdot 10^{-2}$-$1.26 \cdot 10^{-2}$) $м^2$/сут.

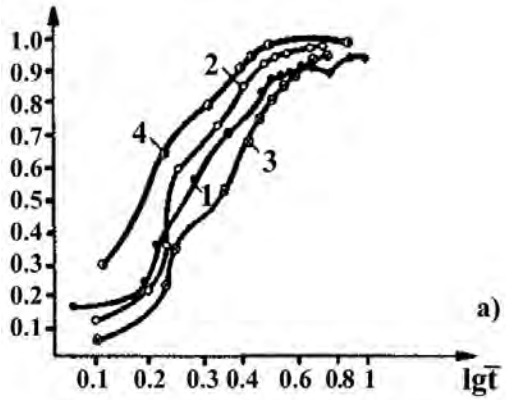
В процессе рассоления:

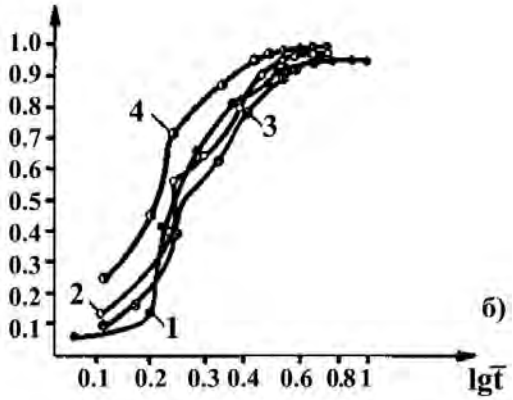
- по малым монолитам ($8.5 \cdot 10^{-4}$-0.11) $м^2$/сут;
- по большим монолитам ($1.008 \cdot 10^{-3}$-1.41) $м^2$/сут;
- по целикам ($2 \cdot 10^{-2}$-$7.8 \cdot 10^{-2}$) $м^2$/сут.

Диапазоны изменения коэффициента микродисперсии составлены по 8 малым и 10 большим монолитам и по 3 целикам.

Как видно из приведенных данных, диапазон изменения параметров солепереноса и для малых и для больших монолитов практически одинаков (для отдельного иона), для целиков характерно

смещение значений параметра к середине диапазона малых и больших монолитов, что объясняется, по-видимому, малым количеством опытов на целиках. Следовательно, масштабные эффекты в нашем случае не имеют решающего значения. В качестве оптимального размера образца можно рекомендовать образцы высотой 0.5 м, диаметром 0.35 м для лабораторных исследований процессов солепереноса. Их удобнее транспортировать, чем монолиты больших размеров, а также на них не возникает проблем с установкой керамических бактериальных фильтров для отбора проб поровых растворов, как это происходит при работе с малыми монолитами.





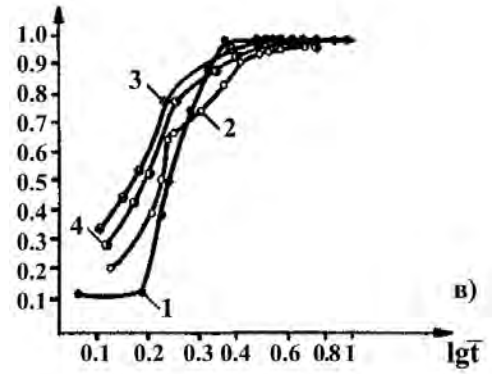


Рис. 3. Проверка модельных решений по большому монолиту из модели макродисперсии для Na^+ (а), для Ca^{2+} (б), для Mg^{2+} (в). *Условные обозначения:* 1 – экспериментальные точки, 2 – модельные точки для степенной зависимости, 3 – модельные точки для линейной зависимости, 4 – модельные точки для экспоненциальной зависимости. Искривление линий вызвано сильным искажением масштаба рисунка при его уменьшении.

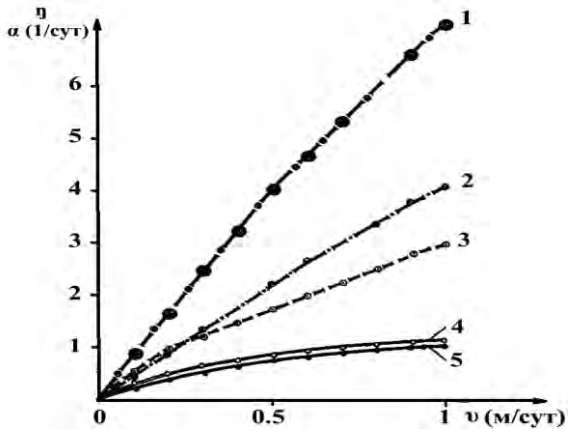


Рис. 4. Графики зависимости параметров солепереноса (в поровых растворах) от скорости фильтрации. *Условные обозначения:* 1 – зависимость $\alpha=7.26\upsilon^{0.88}$ для SO_4^{2-} при засолении, 2 – зависимость $n=4.1\upsilon^{0.92}$ для Na^+ при засолении, 3 – зависимость $\alpha=2.96\upsilon^{0.75}$ для Na^+ при рассолении, 4 – зависимость $n=1.166\upsilon^{0.64}$ для Cl- при рассолении, 5 – зависимость $n=1.171\upsilon^{0.55}$ для SO_4^{2-} при рассолении.

Параметры солепереноса зависят не только от скорости фильтрации, а и от свойств фильтрационной среды. Большее развитие этот вопрос получил в работах почвоведов (Аверьянов, 1978), где установлена связь дисперсии с плотностью, начальными концентрациями солей, механическим составом и свойствами почвенного поглощающего комплекса. В этих работах получены и многомерные регрессионные зависимости параметров от указанных свойств среды для почв.

Мы исследовали зависимости миграционных параметров от свойств фильтрационной среды по оросительным системам Северного Кавказа, Северо-Ершовской и Энгельсской системам в

Саратовском Заволжье. Были сделаны выборки, представляющие собой зависимости параметров солепереноса (коэффициента микродисперсии *D* и макродисперсии α) для различных ионов (Cl^-, Na^+, Ca^{+2}, Mg^{2+}, SO_4^{2-}) и процессов рассоления и засоления от свойств фильтрационной среды. Рассматриваемые свойства фильтрационной среды и диапазон их изменения представлены в таблице.

По результатам анализа одномерных зависимостей параметров солепереноса от каждого из свойств фильтрационной среды были получены данные о том, что зависимости параметров α, *D* от γ, C_H, υ – нелинейные и линейные от всех остальных свойств. Исходя из этих сведений, перед нами встала задача выбора метода обработки многомерных зависимостей (Белоусова, Захарова, 1992):

$$\alpha(D)=f(\Pi+\Gamma, \gamma, n, \theta_M, \theta_n, N, N_{Na}, C_H, \upsilon) \quad (2).$$

Существуют стандартные методы обработки многомерных зависимостей. Но все они позволяют оценить зависимости, которые представляются либо полностью линейными регрессионными, либо полностью нелинейными. В нашей задаче мы имеем дело с так называемой линейно-нелинейной регрессией, т.е. часть параметров должны входить в уравнение линейно, а часть нелинейно. Поэтому предлагается рассмотреть регрессионное уравнение вида (Айвозян и др., 1985; Демиденко, 1981):

$$\ln y = \alpha_0 + \sum_{i=1}^{n} \alpha_i x_i + \sum_{j=1}^{m} \beta_j x_j \quad (3),$$

где y – зависимая переменная (параметры солепереноса α, *D*); x_i, x_j – независимые переменные (свойства фильтрационной среды); α_0 – свободный член уравнения регрессии; α_i, β_j – искомые коэффициенты регрессии; *n* – количество линейных членов; *m* – количество нелинейных членов.

В данной модели линеаризованы путем взятия логарифма только нелинейные зависимости. Предлагается также рассмотреть многомерную зависимость вида:

$$y = \alpha_0 + \alpha_1 x_1 + \ldots + \alpha_n x_n \quad (4).$$

Результаты обработки таких линейных регрессионных зависимостей можно использовать при больших скоростях фильтрации (υ>0.1 м/сут), а при малых скоростях пользоваться линейно-нелинейными уравнениями.

Таблица. Свойства фильтрационной среды.

Параметры	**Диапазон изменения свойств**	
	Саратовское Заволжье	**Северный Кавказ**
Количество пылеватых частиц **П**, %	30-36	40-57
Количество глинистых частиц **Г**, %	35-64	14-23
Сумма пылеватых и глинистых частиц **П+Г**, %	65-100	54-80
Объемная масса скелета грунта **γ**, г/см^3	1.29-1.6	1.26-1.52
Пористость **n**, %	–	35-54
Молекулярная влагоемкость $\Theta_м$, %	–	11-19
Полная влагоемкость $\Theta_п$, %	–	13-34
Гигроскопичность $\Theta_г$, %	5.3-10.5	4.1-9.0
Емкость поглощения **N**, мг-экв./100 г почвы	–	15-28
Емкость поглощенного натрия N_{Na}, мг-экв./100 г почвы	0.2-4.8	0.1-5.3
Начальная концентрация $C_н$, г/л	0.05-2.15	0.01-7.0
Скорость фильтрации **V**, м/сут.	0.01-1.6	0.01-6.0

Полученные нами выборки заносились в отдельные файлы и обрабатывались с помощью программы множественной регрессии. Множественная регрессия дает возможность исследовать зависимость одной результирующей переменной от одной или нескольких объясняющих переменных. При этом в качестве зависимой переменной использовались параметры микродисперсии (*D*) и макродисперсии (α), а в качестве объясняющих переменных – свойства фильтрационной среды. Выбор наилучшей модели может осуществляться из соображений максимизации коэффициента детерминации, принимающего значения между нулем и единицей. Коэффициент детерминации,

равный единице, означает точную подгонку модели. При моделировании необходимо принимать во внимание, что для заключения об адекватности модели необходимо, чтобы число наблюдений было больше числа переменных. На практике обычно число наблюдений не очень существенно отличается от числа переменных. Отсев несущественных переменных производится с учетом вероятности (P) – значений F-статистики. Рекомендуется оставлять в модели объясняющие переменные с малыми вероятностными значениями (P), что и было сделано для наших выборок.

Полученные уравнения типа (5) можно использовать для определения параметров солепереноса на других объектах исследований для идентичных по составу и свойствам пород зоны аэрации и в диапазоне исследованных изменений свойств фильтрационной среды (табл.):

$$lnD=-11.67-0.0047(\Pi+\Gamma)+0.2219(\Theta_f)+17.63(ln\gamma)+1.623(ln\upsilon) \quad (5),$$

где D – коэффициент микродисперсии по Cl^- (Северный Кавказ); Π и Γ – количество пылеватых и глинистых частиц в образце; Θ_f – полная влагоемкость; γ – объемный вес скелета грунта; υ – скорость фильтрации.

Экспериментальные исследования являются важным элементом в изучении процессов трансформации качества подземных вод, как в природных, так и в техногенных условиях. Они представляют собой основу для составления прогнозов изменения гидрогеохимической ситуации в защитной зоне и подземных водах при среднемасштабных исследованиях, а также являются неотъемлемой частью при крупномасштабных исследованиях. При среднемасштабных исследованиях они выполняются на типовых водно – балансовых участках, а результаты их интерполируются на территории крупных объектов с использованием методов, входящих в структуру специального гидрогеохимического районирования и оценок защищенности подземных вод. При крупномасштабных работах экспериментальные исследования выполняются для изучения территорий ограниченных размеров (практически в локальных масштабах) и результаты их используются для этих же территорий (участков) на объект исследований.

Выводы

Проведенные исследования подтверждают целесообразность использования модели макродисперсии для пород зоны аэрации, а для пород Саратовского Заволжья микродисперсии. Данные согласуются с особенностями фильтрационной среды в Восточном Предкавказье (лессовидные макропористые, трещиноватые суглинки) и Саратовском Заволжье (глины).

Исследованы зависимости миграционных параметров от свойств фильтрационной среды по оросительным системам Северного Кавказа, Северо-Ершовской и Энгельсской системам в Саратовском Заволжье. По итогам анализа исследуемых зависимостей параметров солепереноса от каждого из свойств фильтрационной среды получено подтверждение того, что зависимости параметров α, D от γ, C_H, υ – нелинейные или линейные от всех остальных свойств.

Получены линейно-нелинейные уравнения для конкретных объектов, которые можно применять для определения параметров солепереноса на иных объектах, аналогичных по свойствам породам зоны аэрации и в диапазоне исследованных изменений свойств фильтрационной среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Аверьянов С.Ф. 1978. Борьба с засолением орошаемых земель. М.: Колос. 280 с.

Айвозян С.А., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д. 1985. Исследование зависимостей. М.: Финансы и статистика. 487 с.

Белоусова А.П. 2001. Качество подземных вод. Современные подходы к оценке. М.: Наука. 339 с.

Белоусова А.П. 2019. Экспериментальные исследования на оросительных системах // Аридные экосистемы. Т. 25. № 1 (78). С. 33-44. [*Belousova A.P.* 2019. Experimental Studies of Salt Transfer in Irrigation Systems // Arid Ecosystems. Vol. 9. No. 1. P. 26-35.]

Белоусова А.П., Захарова Т.В. 1992. Влияние строения фильтрационной среды на параметры солепереноса в породах зоны аэрации // Водные ресурсы. № 2. С. 75-80.

Бочевер Ф.М., Лапшин Н.Н., Орадовская А.Е. 1979. Защита подземных вод от загрязнения. М.: Недра. 254 с.

Демиденко Е.З. 1981. Линейная и нелинейная регрессии. М.: Наука. 336 с.

Рошаль А.А. 1980. Методы определения миграционных параметров. М.: ВИЭМС. 62 с.

Шестаков В.М. 1979. Динамика подземных вод. М.: МГУ. 368 с.

Шестаков В.М., Пашковский И.С., Сойфер А.М. 1992. Гидрогеологические исследования на орошаемых территориях. М.: Недра. 243 с.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 108-115

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 911.2:911.8:504.06

НАТУРНЫЕ И ДИСТАНЦИОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ГОРНОСТЕПНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ЛАНДШАФТНОЙ ОСНОВЕ

© 2020 г. А.К. Черкашин, А.Ю. Бибаева

Институт географии им. В.Б. Сочавы Сибирского отделения РАН
Россия, 664033, г. Иркутск, ул. Улан-Баторская, д. 1. E-mail: cherk@mail.icc.ru, pav_a86@mail.ru

Поступила в редакцию 01.02.2020. После доработки 17.03.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Обсуждаются результаты исследования, создания и информационного обеспечения моделей экосистем на основе пространственных данных с применением ландшафтных ГИС-технологий. Рассматриваются особенности построения моделей для описания процесса деградации горностепных экосистем в прибрежной зоне озера Хубсугул (Монголия) под влиянием естественных и антропогенных факторов с учетом высотной дифференциации экосистем разного типа. Теоретически обосновываются математические модели в виде обыкновенных дифференциальных уравнений по параметру и в частных производных по факторам влияния в терминах надежности функционирования экосистем.

Ключевые слова: горностепные экосистемы, математическое моделирование, ландшафтно-типологическое картографирование, ландшафты Прихубсугулья, деградация земель, пастбищная нагрузка.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10125

Переход земель за критические состояния, непригодные для жизни населения и хозяйственного использования − одна из глобальных проблем современности. Подобная деградация земель свойственна аридным, семиаридным и засушливым субгумидным областям Земли и обусловлена изменением хозяйственной деятельности человека и природно-климатических условий (Гунин, Панкова, 2004; Сафронова и др., 2018; Болданов, Мухин, 2019). Особое значение имеет понимание причин возникновения, движущих факторов и механизмов сложных явлений, системное представление о процессах, основанное на синтезе данных и знаний из различных источников, создание прогнозных и оптимизационных моделей и системы мониторинга.

Научной *целью* работы является разработка процедур экосистемного анализа процессов деградации горностепных ландшафтов для решения задач оптимального управления этими процессами. *Объектом* исследования выступают ландшафты Северо-Восточного Прихубсугулья на территории Монголии. Решается несколько сопряженных *задач*: 1) разработка ландшафтной геоинформационной системы (ГИС) оценки состояния модельного участка территории; 2) создание и идентификация математической модели преобразования горностепных ландшафтов под влиянием антропогенных факторов и изменения климата; 3) использование математических методов, алгоритмов и программ оптимального управления процессами деградации земель, поиск с применением модели деградации и восстановления земель наилучшей стратегии землепользования.

В этой работе продолжается важная тема исследования и моделирования аридных экосистем (Виноградов и др., 1990; Vinogradov et al., 1990) на новой методической и инструментальной основе для разных территорий. Основной проблемой является поиск адекватного математического аппарата для достоверного описания динамики экосистем в терминах ландшафтной экологии (Крауклис, 1979; Виноградов, 1998) для решения задач оценки устойчивости, прогнозирования и оптимального управления аридными экосистемами (Салугин, Кулик, 2001; Салугин и др., 2012; Demberel et al., 2004; Ismayilov, Mikailsoy, 2015).

Территория исследования располагается в северо-восточной части прибрежной зоны оз. Хубсугул, охватывает междуречье рек Ханх-Гол и Джаргалант-Гол и занимает площадь около 200 км^2 на севере Монголии. Высокогорное озеро Хубсугул расположено на высоте 1646 м над у.м. у южного склона Восточных Саян. Район относится к национальному парку «Хубсугульский»,

характеризуется большим разнообразием ландшафтных комплексов и соответствующих им таежных и степных экосистем данной территории.

В 2018 г. в Хубсугульском аймаке проживало 134 тыс. человек. Основу экономики района составляет пастбищное животноводство. Детальные физико-географические изыскания проводились в 70-х годах прошлого века. По состоянию на 2018 г. за прошедшее время поголовье скота в сомоне Ханх увеличилось в 3.7 раза. Район в последние десятилетия стал доступен и привлекателен для туристов. По данным администрации национального парка «Хубсугульсуий», количество посещений парка увеличилось с 2010 по 2014 годы в 6 раз (Mongolia …, 2019). Как следствие, увеличилась нагрузка на почвенный и растительный покровы, которые в зависимости от местоположения в разной степени нарушены. В Северном Прихубсугулье к условно ненарушенному относят высокогорный пояс, занятый нивальными лугами и пустошами, горными тундрами, полями каменистых россыпей, частично небольшими участками сопредельного горнолесного пояса. Слабо и средне нарушен сильно расчлененный малонаселенный среднегорный пояс. Сильно нарушены освоенные днища котловин, представленные степными и лесостепными экосистемами, площади которых расширяются в результате хозяйственной деятельности. Эти земли используются местным населением под пастбища, сенокосы и пашни (Белозерцева, 2010а).

Материалы и методы

Согласно разработкам сибирской ландшафтной школы, планирование любой хозяйственной деятельности на территории должно быть основано на результатах физико-географических изысканий с построением факторально-динамических рядов геосистем и с использованием ландшафтно-типологических карт.

Полевые исследования проведены в июне 2009 г. в северо-восточном Прихубсугулье (Северная Монголия, аймак Хýвсгел (ранее − Хубсугульский аймак), северо-восточная часть сомона Ханх). Произведено ландшафтно-типологическое картографирование территории (рис. 1) на уровне групп фаций в масштабе 1:50000 (Бибаева, 2013).

Определение сходных местоположений производилось на основе карт крутизны (7 градаций), экспозиции склонов (8 градаций), классов подстилающей поверхности (10 градаций). Для верификации границ ландшафтных выделов использовался метод, основанный на расчете определителя Якоби (Черкашин, Истомина, 2013). В результате локализованы 215 контуров средней площадью 1.1 км^2 (от 0.06 до 7.3 км^2), границы которых проходят через 100-3000 м. Такие размеры выделов и густота границ соответствуют уровню групп фаций, типологически объединенные в классы фаций и геомы (Крауклис, 1979).

В основу легенды ландшафтно-типологической карты положена классификация геомеров – типологических единиц, представленных на территории гомогенными природными ареалами (Сочава, 1978; Крауклис, 1979; Михеев, Ряшин, 1970; Коновалова и др., 2005). Элементарными гомогенными ареалами являются биогеоценозы, которые объединяются в фации, группы, классы фаций, геомы и т.д. Критериями пространственной однородности являются разные признаки, например, положение в рельефе, растительность и другие. Используются также показатели структурной, факторной, динамической и другой однородности.

Результаты и обсуждение

Моделирование и анализ пространственных данных. По ландшафтной карте вычисляется доля площади экосистемы $P_i(x)$, относящейся к i-му геому, расположенному в интервале Δx=100 м на высоте x (распределение площади геома по градиенту высоты, встречаемость). Такое распределение рассматривается в нижеследующей таблице как экосистемная ниша существования растительности геома по фактору высотного положения x с оптимумом $P_{mi}=P_i(x_{mi})$ (i=1, 2,…,6).

Уравнение ниши описывается разными соотношениями (Austin, 1976, 1976a; Солодянкина, Черкашин, 2011). Удобно для этой цели использовать понятия теории надежности (Gavrilov, Gavrilova, 2006). Параметры надежности регламентируют интенсивность и направленность распространения элементов систем и изменение их структуры в разных средах. В частности, применяется функция распределения Гомпертца $P_i^*(x)$ и соответствующая ей функция плотности распределения отказов $P_i(x)$ (Черкашин, Красноштанова, 2014):

$$P_i^*(x)=\exp[-\exp(-\beta_i(x-x_{mi}))] \quad (1),$$

$$P_i(x)=eP_{mi}\exp(-\beta_i(x-x_{mi}))\exp[(-\exp(-\beta_i(x-x_{mi}))] \quad (2),$$

где $\beta_i=eP_{mi}$ – постоянные коэффициенты; $P_{mi}=P(x_{mi})$ – максимальное значение распределения. Величина $P_i^*(x)$ в данном случае определяет вероятность отказа i-го вида экосистемы функционировать на высоте выше x в горах (показатель ненадежности). Величина $P_i(x)=dP_i^*(x)/dx$ характеризует возможность распространения i-го вида экосистем по градиенту высоты x (плотность вероятности, встречаемость). Функция интегрированной безопасности $E_i(x)=-\ln P_i^*(x)$ – это вероятность достигнуть системой состояния x, своеобразная мера потери жизненной энергии (возможности выжить) при распространении экосистемы вверх по высоте местоположения в горах:

$$E_i(x)=-\ln P_i^*(x)=\exp(-\beta_i(x-x_{mi})) \quad (3).$$

Таблица. Основные характеристики распределений площадей геомов по высотному градиенту.

i	Геом	ρ_i	x_{mi}	P_{mi}	β_i
1	Гольцовый тундровый	0.021	2080	0.49	0.0122
2	Подгольцовый	0.041	1953	0.57	0.0215
3	Нижнетаежный горных условий оптимального развития	0.337	1750	0.37	0.0101
4	Нижнетаежный горно-котловинный условий редуцированного развития	0.199	1630	0.39	0.0106
5	Североазиатский степной	0.280	1600	0.62	0.0171
6	Центральноазиатский степной	0.122	1600	0.70	0.0191

Интенсивность таких потерь (отказа функционировать) равна риску распространения экосистем i-го геома по градиенту высоты dx:

$$p_i(x)=-\frac{dE_i(x)}{dx}=\beta_i\exp(-\beta_i(x-x_{mi})) \quad (4).$$

Хорошо видно, что все показатели надежности в данной модели зависят от $E_i(x)$:

$$Pi^*(x)=\exp[-E_i(x)], \quad P_i(x)/P_{mi}=eE_i(x)\exp[-E_i(x)], \quad p_i(x)=\beta_iE_i(x) \quad (5).$$

Вне зависимости от величины и содержания переменной x все эти функции (5) выглядят одинаково, отсюда для разных оценочных функций $E_i(x)=D_j(z)$ будет:

$$\text{а) } \beta_i(x-x_{mi})=\alpha_j(z-z_{mj}), \quad \text{б) } \gamma_{ji}=\frac{z-z_{mi}}{x-x_{mj}}=\frac{\Delta z}{\Delta x}=\frac{\Delta z/dt}{\Delta x/dt}=\frac{v_z}{v_x}=\frac{\beta_i}{\alpha_j} \quad (6),$$

где γ_{ji} – коэффициент замещения переменных факторов $z\rightarrow x$; v_x, v_z – скорости изменения характеристик по параметру t. Например, в горах на каждые Δx=100 м увеличения высоты местоположения температура снижается примерно на Δz=-1°C:γ_{ij}=-0.01 град/м. Климатическое потепление увеличивает значение x_{mi}, благодаря чему вверх отодвигается верхняя и нижняя граница i-ой экосистемы.

Кривые встречаемости $P_i(x)$ по градиенту высоты исследуемых ландшафтов представлены на рисунке 2, а параметры распределений экосистем по геомам даны в таблице 1, где: ρ_i – доля площади экосистем геома на всей территории исследования; x_{mi} – координата высотного положения – модальное значение; $P_{mi}=P(x_{mi})$ – максимальное значение распределения (мода x_{mi}); β_i – коэффициенты функции плотности распределения $P_i(x)$. Видно, что экосистемы различной встречаемости могут занимать одинаковые по высоте местоположения, т.е. имеет место конкуренция между ними за условия географической среды. Большие значение моды x_{mi} позволяют занимать более высокое положение на склоне. Разность встречаемости $\Delta R_{ij}(x)=\rho_iP_i(x)-\rho_jP_j(x)$ характеризует относительную конкурентоспособность экосистем геомов. По этому показателю в исследуемом районе североазиатские степи на всех высотных уровнях доминируют над центральноазиатскими степями. Ниже высот 1800 м потенциал лиственничной горно-котловинной тайги меньше потенциала североазиатских степей.

Для проверки статистической достоверности уравнений (1-4) проводится сравнение зависимостей с учетом нормирования $P_{0i}(s)=P_i(s)/P_{mi}$ и центрирования $s=x-x_{mi}$ показателей, благодаря чему зависимости приводятся к эталонному виду $P_0(s)$. Для всех экосистем распределения $P_{0i}(s)$ имеют сходную форму $P_0(s)$, что видно на рисунке 3, и хорошо описываются общей формулой вида (2):

$$P_0(s)=2.718\bullet\exp(-0.0105s)\exp[-\exp(-0.0105s)],\quad R=0.94 \qquad (7).$$

В этом случае интенсивности отказов (4) – убывающая с высотой функция ($\beta_i=eP_{mi}>0$).

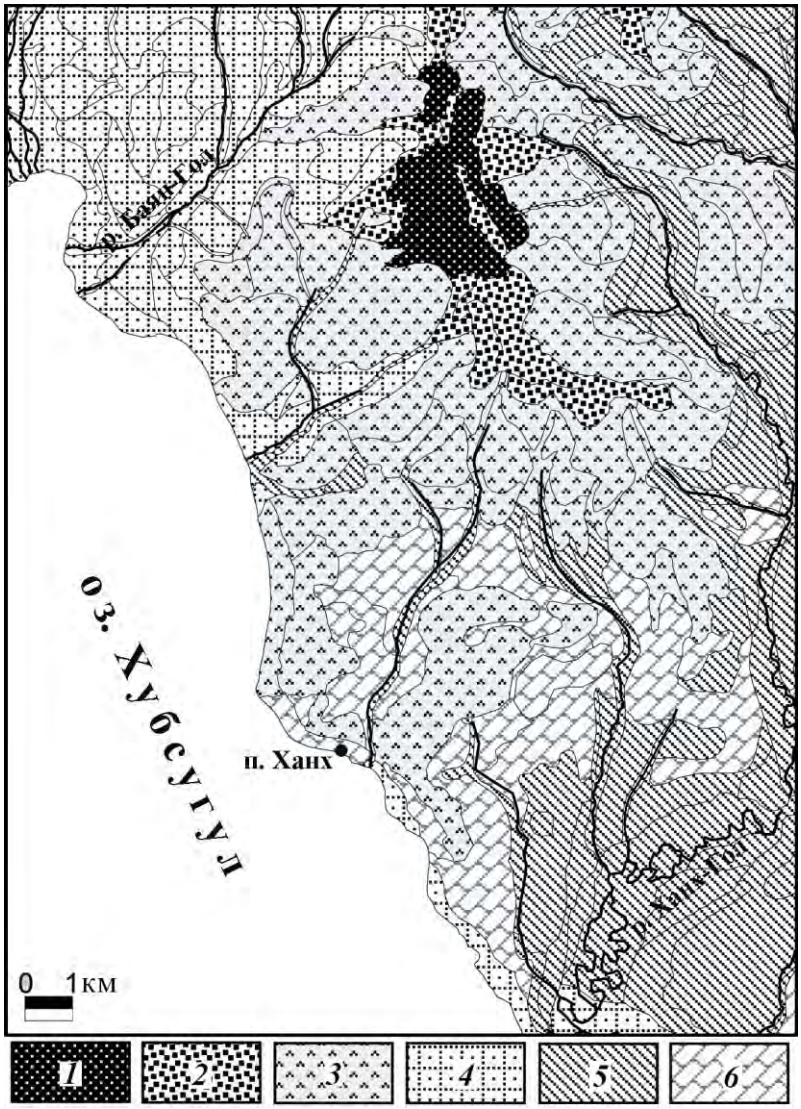


Рис. 1. Северо-восточное Прихубсугулье, ландшафтно-типологическая карта масштаба 1:50000. *Условные обозначения. Класс гольцовых и подгольцовых таежных высокогорий восточносибирского типа геомов:* 1 − гольцовый тундровый геом, 2 − подгольцовый геом. *Класс таежных южносибирских среднегорных геомов:* 3 − нижнетаежный горный геом условий оптимального развития. *Класс горно-котловинных таежных геомов:* 4 − нижнетаежный горно-котловинный геом условий редуцированного развития. *Класс азиатских степных геомов:* 5 − североазиатский степной геом, 6 − центральноазиатский степной геом.

Уравнение Гомпертца применяется не только для описания вероятностных кривых, но и любых зависимостей $X_i(x)$, имеющих максимальные значения X_{mi}, например, для моделирования кривых роста (Мина, Клевезаль, 1976). В этом случае принимается $P_i^*(x)=X_i(x)/X_{mi}$. В частности, обрабатывались данные влияния пастбищной нагрузки z (голов КРС на км^2) на плотность почвы $X_i(z)$ на территории Северного Прихубсугулья (Белозерцева, 2010). Статистическое уравнение связи плотности лугово-черноземной почвы с пастбищной нагрузкой $\ln\ln P_i^*(z)=0.002550z+1.261$, $R=0.96$ соответствует зависимости для интегрированной опасности $\ln E_i(z)=-0.00255(z+420)$, $R=0.95$. По формуле (6б) рассчитывали коэффициенты замещения $\gamma=\Delta z/\Delta x=0.0105/0.00255=4.12$ голов/м,

т.е. увеличение пастбищной нагрузки примерно на 400 голов КРС на км^2 соответствует 100 метрам высотного градиента или увеличению температуры среды на 1°С при сохранении величины эффекта воздействия. По наблюдениям высокие нагрузки до 300 голов/км^2 влекут качественные преобразования степных экосистем на черноземных почвах, а при $E_i(z)\approx 0$ появляются катастрофические изменения, что соответствует пастбищной нагрузке примерно 1000 голов/км^2.

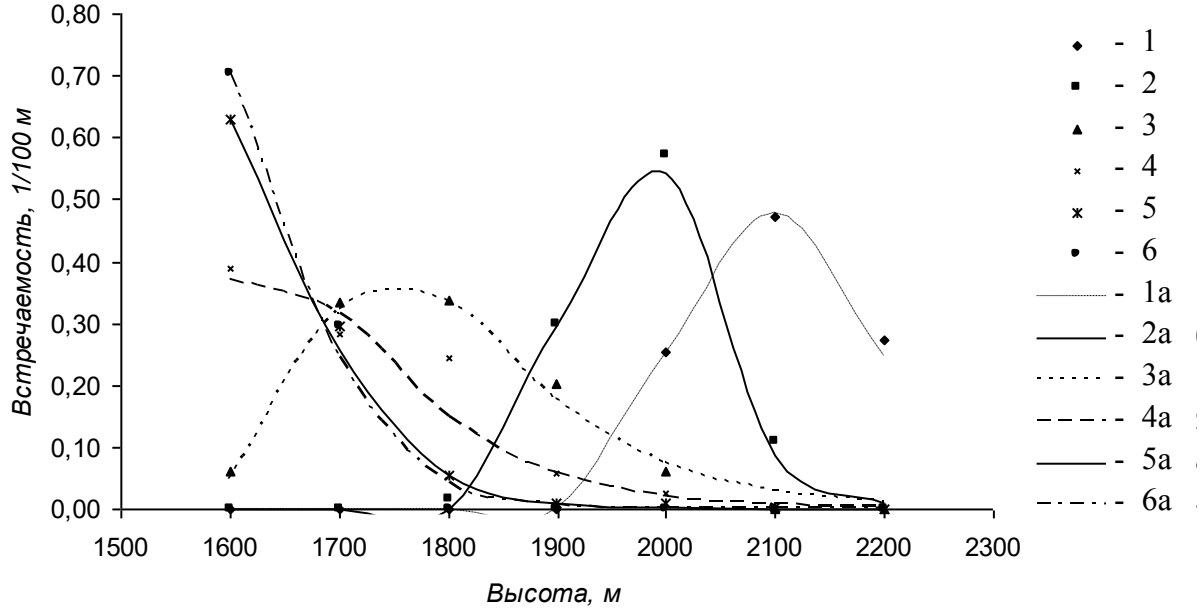


Рис. 2. Распределение площадей экосистем разных геомов $P_i(x)$ по высоте x. *Условные обозначения:* 1-6 – по данным наблюдений (см. табл.), 1а-6а – по результатам расчетов по формуле (2).

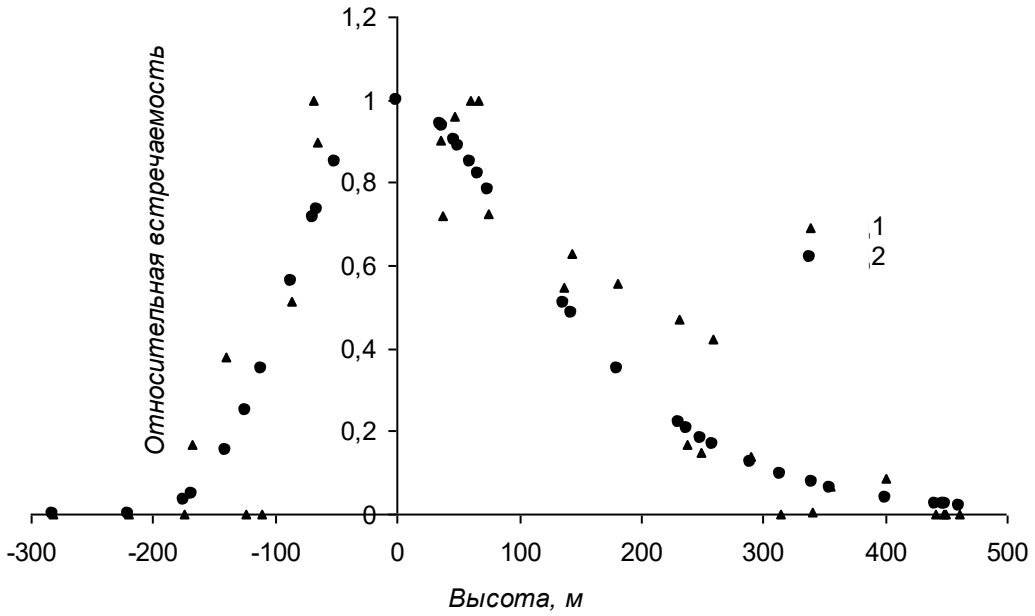


Рис. 3. Сравнение нормированных $P_{0i}(s)=P_i(s)/P_{mi}$ и центрированных $s_i=x-x_{mi}$ распределений площади экосистем геомов, построенных по исходным данным (1) и рассчитанным по формуле (2). Начало координат (центр) соответствует базовой высоте 1765 м н.у.м. БС.

Теоретический анализ зависимостей. В ландшафтной экологии для постановки задачи оптимального управления необходимо иметь дифференциальные уравнения, учитывающие

изменения как по ландшафтным характеристикам, так и по особенностям размещения экосистем. Поскольку, согласно (5), в основе расчета основных показателей надежности функционирования экосистем лежит величина интегрированной опасности E_i, есть смысл получить для этой оценки необходимые уравнения.

Пусть $E(t, x, y)$ – это гладкая функция времени t, высотного положения x и особенностей распространения экосистемы y, характеризующей модальное значение x_{mi} функции распределения $P(t, x, y)$, когда $x=y$. Надежность $F(t, x, y)=X(t, x, y)/X_0$ исчисляется по отношению текущего эффекта $X(t, x, y)$ к наилучшему X_0, в частности, реального числа оставшихся в системе элементов к их исходному количеству. Она определяет безопасность и эффективность функционирования системы, находящейся в состоянии x в среде с характеристикой y. Ненадежность (функция отказов) $P^*(t, x, y)=1-F(t, x, y)$. Величина $E(t, x, y)=-\ln P^*(t, x, y)$ соответствует возможности не достигнуть состояния (t, x, y) (интегрированная опасность).

Любую из этих функций можно рассматривать как поверхность многообразия, т.е. связи переменных, например $E(t, x, y)$, касательная к которой в точке (t, x, y) описывает явления определенного типа уравнением полного дифференциала функции $E[t, x(t), y(t)]$ по параметру направления изменения t (субстанциональная производная Лагранжа):

$$\frac{dE}{dt}=\frac{\partial E}{\partial t}+v_x\frac{\partial E}{\partial x}+v_y\frac{\partial E}{\partial y}, \qquad (8),$$

где $v_x=dx/dt$, $v_y=dy/dt$ – скорости динамики и эволюции состояния системы и ее среды. При $\frac{\partial v_x}{\partial x}+\frac{\partial v_y}{\partial y}=0$ получаем из (8) уравнение потоков элементов систем, в частности, при постоянных скоростях. В случае $dE/dt=0$ уравнение (8) описывает непрерывный поток элементов без потерь (безрисковый процесс) по аналогии с гидродинамическими или логистическими моделями. От вида функции этих потерь зависит решение уравнения (8), в частности, для модели роста Гомпертца обычно принимается (Дрейпер, Смит, 1987):

$$\frac{dE}{dt}=-kE(t,x,y)-u(t,x,y) \qquad (9).$$

Здесь добавлена распределенная функция $u(t, x, y)$ аддитивного управления безопасностью функционирования экосистем, и k − приемлемый риск (константа). При $u(t, x, y)=0$ из (9) получаем уравнение надежности вида (1) по параметру t: $E(t)=E_0\exp(-kt)$, $C=E(0)=E_0$. Если в качестве параметра использовать переменную x, то:

$$E(x)=\exp\left[-\frac{k}{v_{xi}}(x-x_{mi})\right], \beta_i=\frac{k}{v_{xi}}, C=\exp(\frac{k}{v_{xi}}x_{mi}) \quad ,$$

где C − неопределенная постоянная решения.

Сопоставление (8) и (9) дает дифференциальное уравнение зависимости безопасности от факторных переменных (t, x, y):

$$\frac{\partial E}{\partial t}+v_x\frac{\partial E}{\partial x}+v_y\frac{\partial E}{\partial y}=-kE(t,x,y)-u(t,x,y) \qquad (10).$$

При постоянных значениях $v_x=v_y$ и $u=0$ первые интегралы уравнения (10) равны:

$$c_1=x-v_xt, \quad c_2=\frac{x}{v_x}-\frac{y}{v_y}, \quad c_3=\ln E+(k/v_x)x \qquad (11).$$

Значения инвариантов c_j определяются начальными и граничными условиями $t=0$, $x=x_m$, $y=y_m$, $E=1$: $c_1=x_m$, $c_2=y_m$, $c_3=(k/v_x)x_m$, когда $x=x_m+v_xt$, $y=y_m+v_xt$, $\ln E=(k/v_x)(x-x_m)$. Линейные уравнения для x и y описывают эволюционные процессы: 1) медленное тектоническое поднятие $v_x>0$ или опускание $v_x<0$ поверхности рельефа, 2) постепенное потепление $v_y>0$ с продвижением степных экосистем в горы или похолодание $v_y<0$ с распространением таежных экосистем в долины.

Скорости v_x и v_y являются управляемыми величинами; например, v_y зависит от пастбищной нагрузки z. Если вместо y использовать z, то линейная зависимость $x=x_m+v_zz$ будет описывать процесс распространения степных экосистем вверх по склону, где v_z – коэффициент замещения,

чувствительность изменения экосистемных границ к пастбищной нагрузке.

Решение уравнения (10) является комбинацией $\Phi(c_1, c_2, c_3)=0$ первых интегралов (11), например (Камке, 1966):

$$\ln E + \frac{k}{v_x} x = K(\frac{x}{v_x} - \frac{y}{v_y}) + K_0(x - v_x t) + \ln C,$$

$$E = C\exp(-\frac{k}{v_x} x)\exp\left[K\left(\frac{x}{v_x} - \frac{y}{v_y}\right)\right]\exp\left[K_0\left(x - v_x t\right)\right],$$

где C, K, K_0 – неопределенные константы, значения которых зависят от исследуемой ситуации. В частности, на предельной высоте $x \to \infty$ существование экосистем невозможно $E=0$, что предполагает $K \leq 0$ и $K_0 \leq 0$ при $v_x>0$ и $v_y>0$. Последнее уравнение отражает широкий спектр пространственно-временной изменчивости ландшафтов. В частности, эмпирическая формула (3) в виде $E(t, x, y)=\exp[-\beta(x-y)]$ сводима к нему при $C=1$, $K_0=0$, $\beta=k/(v_x-v_y)$, $K=-\beta k$. В этом легко убедиться, подставив формулу $E(t, x, y)$ в уравнение (10).

Полученные соотношения могут быть применены в разных приложениях. С использованием уравнения (10), дополненного граничными и начальными условиями, решаются задачи прогнозирования. Особый интерес представляет изменение распределения площадей геомов по эволюционному параметру $y=x_m$. Такие проблемы решаются с применением простых приемов смещения кривых экосистемных ниш в пространстве относительной высоты местоположения. При решении задачи оптимизации в уравнении (10) учитывается аддитивное и мультипликативное управление структурой и функционированием горных ландшафтов с целевой функцией увеличения продуктивности угодий и доходов от хозяйственной деятельности.

Выводы

Последовательное натурное и дистанционное изучение, картографирование и моделирование ландшафтной структуры территории на основе ландшафтно-типологического подхода дают возможность оценить динамическое состояние экосистем, определить распределение их площади по высотному градиенту, выявить внутренние и внешние пространственные взаимосвязи с целью математического моделирования для оптимального управления процессами землепользования.

Реализуется эмпирический и теоретический подходы, позволяющие обосновать два взаимно дополнительных типа уравнений − обыкновенные дифференциальные уравнения по выбранному параметру (9) и более сложные уравнения (10) в частных производных по факторам влияния. Соответствие эмпирических и теоретических зависимостей возникают при постоянном значении $y=x_m$. Такие уравнения описывают динамику функций оценки безопасности функционирования в рамках моделей теории надежности. Выделяются инвариантные формы распространения экосистем по высоте местообитания и варианты сравнения и замещения их характеристик.

Взаимодействие горно-таежных и горностепных экосистем в модели проявляется в изменении границ их распространения по мере увеличения пастбищной нагрузки и потепления климата, что приводит к остепнению горных склонов, определяет переход от экосистем таежных геомов к степным экосистемам. Это позволит аналитически решать разные задачи сдерживания процесса деградации угодий в результате антропогенных воздействий – стравливания травяного покрова, рубки леса, загрязнения окружающей среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Белозерцева И.А. 2010. Структурно-динамические особенности почвенного покрова горно-котловинных ландшафтов Северного Прихубсугулья // Мониторинг и прогнозирование вещественно-динамического состояния геосистем сибирских регионов. Новосибирск: Наука. С. 121-141

Белозерцева И.А. 2010а. Деградация почвенного покрова при землепользовании на трансграничной территории Южной Сибири и Северной Монголии // Мониторинг и прогнозирование вещественно-динамического состояния геосистем сибирских регионов. Новосибирск: Наука. С. 167-180

Бибаева А.Ю. 2013. Ландшафтно-типологическое картографирование для оценки эстетических ресурсов территории // Геодезия и картография. № 5. С. 16-23

Болданов Т.А., Мухин Г.Д. 2019. Экологическая адаптация сельскохозяйственного землепользования в условиях изменения климата в Республике Бурятия // Аридные экосистемы. Т. 25. № 1 (78). С. 10-19. [*Boldanov T.A.,*

Mukhin G.D. 2019. Ecological Adaptation of Agricultural Land Use under Climate Change in the Republic of Buryatia // Arid Ecosystems. Vol. 9. No. 1. P. 7-14.]

Виноградов Б.В. 1998. Основы ландшафтной экологии. М.: ГЕОС. 418 с.

Виноградов Б.В., Черкашин А.К., Горнов А.Ю., Кулик К.Н. 1990. Динамический мониторинг деградации и восстановления пастбищ Черных Земель // Ашхабад: Проблемы освоения пустынь. № 1. С. 10-19

Гунин П.Д., Панкова Е.В. 2004. О роли российских ученых в становлении концепции опустынивания аридных и семиаридных экосистем // Почвы, биохимические циклы, биосфера. М.: КМК. С. 226-238

Дрейпер Н., Смит Г. 1987. Прикладной регрессионный анализ. М.: Финансы и статистика. Т. 2. 351 с.

Камке Э. 1966. Справочник по дифференциальным уравнениям в частных производных первого порядка. М.: Наука. 260 с.

Крауклис А.А. 1979. Проблемы экспериментального ландшафтоведения. Новосибирск: Наука. 233 с.

Коновалова Т.И., Бессолицына Е.П., Владимиров И.Н., Истомина Е.А. 2005. Ландшафтно-интерпретационное картографирование. Новосибирск.: Наука. 424 с.

Мина М.В., Клевезаль Г.А. 1976. Рост животных. Анализ на уровне организма. М.: Наука. 292с.

Михеев В.С., Ряшин В.А. 1970. Принципы и методика составления карты ландшафтов Забайкалья // Проблемы тематического картографирования. Иркутск: ИГС и ДВ СО АН СССР. С. 183-192

Салугин А.Н., Кулик К.Н. 2001. Моделирование, прогноз и оптимальное управление в экологии почвенно-растительного покрова Калмыкии // Аридные экосистемы. Т. 7. № 14-15. С. 11-21.

Салугин А.Н., Кулик К.Н., Сидорова Е.А. 2012. Динамическая устойчивость аридных экосистем // Аридные экосистемы. Т. 18. № 2 (51). С. 28-34. [*Kulik K.N., Salugin A.N., Sidorova E.A.* 2012. Dynamic Stability of Arid Ecosystems // Arid Ecosystems. Vol. 2. No. 2. P. 86-90.]

Сафронова И.Н., Каримова Т.Ю., Жаргалсайхан Л. 2018. Оценка современного состояния растительного покрова Хэнтэйского Аймака Монголии // Аридные экосистемы. Т. 24. № 1 (74). С. 68-78. [*Safronova I.N., Karimova T.Yu., Jargalsaikhan L.* 2018. Assessment of the Current State of Vegetation Cover in Khentii Aimag of Mongolia // Arid Ecosystems. Vol. 8. No. 1. P. 53-63.]

Сочава В.Б. 1978. Введение в учение о геосистемах. Новосибирск: Наука. 318 с.

Черкашин А.К., Истомина Е.А. 2013. Выделение границ функционально однородных ареалов на космических снимках на основе вычисления определителя Якоби // География и природные ресурсы. № 1. С. 157-165.

Черкашин А.К., Красноштанова Н.Е. 2014. Модели оценки рисков в природно-технических системах // География и природные ресурсы. № 2. С. 149-160.

Austin M.P. 1976. On Non-Linear Species Response Models in Ordination // Vegetatio. Vol. 33. No. 1. P. 33-41.

Austin M.P. 1976a. Performance of Four Ordination Techniques Assuming Three Different Non-Linear Species Response Models // Vegetatio. Vol. 33. No. 1. P. 43-49.

Demberel S., Olenev N.N., Pospelov I.G. 2004. An Interaction Model for Livestock Farming and Steppe Ecosystem // Mathematics and Computers in Simulation. Vol. 67. P. 335-342.

Gavrilov L.A., Gavrilova N.S. 2006. Reliability Theory of Aging and Longevity // Handbook of the Biology of Aging (6th edition). Academic Press, San Diego, CA, USA. P. 3-42.

Ismayilov A., Mikailsoy F. 2015. Mathematical Models of Fertility for the Soils of Azerbaijan // Eurasian Journal of Soil Science. No. 4 (2). P. 118-125.

Mongolia: Sustainable Tourism Development Project (50013-001). 2019 [Электронный ресурс https://www.adb.org/projects/50013-001/main#project-documents (дата обращения 15.05.2019)].

Vinogradov B.V., Cherkashin A.K., Gornov A.Yu., Kulik K.N. 1990. Dynamic Monitoring of Degradation and Restoration of Pastures in the Black Lands of Kalmykia // Problems of Desert Development. No. 1. P. 7-14.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 116-126

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 581.5:631.6

ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА В СОВРЕМЕННЫХ ОЧАГАХ ДЕФЛЯЦИИ НА ПАСТБИЩАХ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИКАСПИЯ

© 2020 г. А.С. Манаенков, Л.П. Рыбашлыкова

Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и защитного лесоразведения РАН
Россия, 400062, г. Волгоград, Университетский просп., д. 97. E-mail: ludda4ka@mail.ru

Поступила в редакцию 16.07.2019. После доработки 12.12.2019. Принята к публикации 01.06.2020

Смена режима использования кормовых угодий на Черных землях и Кизлярских пастбищах Прикаспия во второй половине XX века с зимнего на круглогодичный, перегрузка их скотом и распашка под кормовые культуры привели к деградации природных экосистем, вспышке дефляции легких почв и образованию крупных (площадью в сотни и тысячи гектаров) очагов мелкобарханных песков. Разработка новых технологий и выполнение крупномасштабных работ по их фитомелиорации в 70-90-е годы позволили восстановить растительный покров на площади свыше 400 тыс. га и остановить лавинообразное опустынивание земель. Однако продуктивность и кормовые достоинства вторичных фитоценозов получили большие различия.

В статье раскрыты морфо-экологическая специфика развития и водно-физические свойства почвогрунта современных очагов дефляции. Рассмотрены технологии их кустарниковой и комплексной фитомелиорации. По материалам многолетнего мониторинга сукцессий определены особенности формирования, биологическое разнообразие, продуктивность и устойчивость вторичного растительного покрова. Выявлено преимущество комплексной фитомелиорации, включающей использование древесных, полукустарниковых и травянистых растений. Установлено, что созданные регенеративно-кормовые экосистемы в первые 5-10 лет продуцируют 2.0-5.0 т/га сена и развиваются по кустарниково-разнотравному типу. В последующие десятилетия их флористический состав расширяется до 30-50 видов, а продуктивность снижается до 1.0-2.0 т/га, но зависит от суммы атмосферных осадков меньше, чем на целинных участках. В составе 20-30-летних фитоценозов преобладают кормовые (до 55%) и лекарственные (до 12%) виды растений. Высоким ценозообразующим потенциалом и устойчивостью обладает терескен серый. Пастбища с его участием отличаются стабильностью запаса подножного корма по составу и годам наблюдения. Вместе с тем коренные виды ценных пастбищных растений (прутняк распростертый, полынь белая, многолетние злаки) медленно проникают в покров «потухших» очагов дефляции. Имеется необходимость совершенствования приемов их первичной фитомелиорации и реконструкции малоценного растительного покрова на закрепленных песках.

Основу мероприятий по улучшению технологий первичной фитомелиорации современных очагов дефляции должно составлять расширение ассортимента и совместное использование ценных кормовых полукустарников и многолетних псаммофильных трав, эффективная защита от переноса песка локальных регенеративно-кормовых фитоценозов, создание теневого древесного яруса, а в последующие годы организация умеренного стравливания вторичного покрова и стимулирование распространения коренных видов пастбищных растений.

Ключевые слова: Черные земли, пастбища, крупные очаги дефляции, морфология и фитоэкологические условия, технологии фитомелиорации, сукцессии, эффективность.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10126

Природные кормовые угодья являются основной ресурсной базой развития экономики и существования сельского населения многих регионов аридного пояса земного шара. Профилактика их деградации, восстановления и повышения продуктивности неизменно остается одной из наиболее актуальных природоохранно-хозяйственных проблем этих регионов (Djanibekov et al., 2012; Nkonya et al., 2016.)

Так, уникальная по природно-географическим условиям пастбищная территория российского Прикаспия на протяжении ста лет (в последней четверти XIX и XX вв.) пережила две вспышки антропогенного опустынивания, существенно изменивших строение поверхностных отложений, структуру, производительность и устойчивость пастбищных экосистем.

Причина последней вспышки опустынивания. В XX столетии наиболее драматические события происходили на территории Черных земель. Это высоко обеспеченная теплом (сумма эффективных температур − 3400-3800°С) полупустыня с нормой осадков 220-250 мм/год, испаряемостью свыше 850-1100 мм/год и весьма малоснежной зимой (Агроклиматические ресурсы …, 1974). Смена режима использования пастбищ – с отгонного (зимнего) на круглогодичный выпас и бесконтрольный рост поголовья скота привела к быстрому повсеместному истощению растительного покрова и необходимости массовой распашки земель под полевые культуры для покрытия ими дефицита подножного корма. Критически снизились устойчивость и регенеративная способность пастбищных экосистем, усилилось негативное влияние засух и ветрового режима. В конце столетия на Черных землях и соседних регионах Прикаспия более 80% пастбищ были сбиты, 36% подвержены ветровой эрозии, 12% покрыты непоедаемыми травами. Обеспеченность скота подножным кормом снизилась до 20-45%. Резко сократилось его поголовье. Животноводство приобрело оазисный характер (Зволинский, Смирнов, 2000; Кулик и др., 2007; Вдовенко, 2016).

Особенностью последней вспышки явилось массовое формирование и стремительное (4-8% в год) расширение крупных (50-10000 га) очагов дефляции в местах распашки и вовлечение в эоловую трансформацию целинных земель с легкими зональными почвами; масштабное семенное опустынивание пастбищных массивов из-за уничтожения многолетней растительности; неспособность к естественному зарастанию крупных очагов дефляции вследствие комплекса неблагоприятных факторов. Вследствие развития преимущественно плоскостной дефляции, средние темпы опустынивания земель достигали 40-50 тыс. га/год. Площадь природных кормовых угодий сокращалась на 2-5%, а их продуктивность – 1-1.5% в год. В эпицентре опустынивания – на Черных землях Калмыкии – прирост сильно дефлированных земель в 1977-1987 гг. достигал 4-8%, а их суммарная площадь в 1984 г. составила 0.7 млн. га (Кулик, Петров, 1999; Кулик, 2004).

Как и следовало ожидать, фитомелиоративная инфраструктура, включая научное обеспечение, оказались не готовы к такому развитию событий. Было упущено время, когда сохранялась возможность для быстрого подавления развития ветровой эрозии. Она приобрела форму почвенного пожара, тушение которого много лет осуществлялось всеми доступными приемами, невзирая на их эффективность. Научно обоснованный характер эти работы стали носить только в конце 80-х – начале 90-х годов, что позволило опередить темпы опустынивания и в основном ликвидировать антропогенную пустыню. В течение 80-90-х годов в общей сложности было закреплено свыше 400 тыс. га подвижных песков. В результате этого сформировались и частично (около 250 тыс. га) были переданы в эксплуатацию восстановленные пастбища в первые годы функционирования с большой разницей в качестве растительного покрова (Кулик и др., 2007, 2018).

В последние десятилетия в связи с восстановлением поголовья и неурегулированным выпасом животных в ряде районов Черных земель быстро увеличивается площадь открытых песков и обозначились контуры новой вспышки опустынивания пастбищ, что делает актуальным изучение и развитие накопленного опыта противодействия разрушительным процессам средствами фитомелиорации.

Цель исследования – изучить фитоэкологический потенциал современных очагов дефляции, влияние способа и срока давности фитомелиоративных работ на видовой состав и урожайность растительного покрова восстановленных пастбищ, усовершенствовать технологии фитомелиоративных работ.

Материалы и методы

Исследования выполнялись в 80-е годы (Манаенков, 1993, 2018; Радочинская и др., 2019) минувшего и 10-е годы текущего столетия с использованием общепринятых и оригинальных методик почвенных, геоботанических и агролесомелиоративных исследований (Исследования структуры ..., 1973; Методика системных исследований ..., 1985). Изучение растительного покрова осуществляли при геоботанических обследованиях (Общесоюзная инструкция ..., 1984). Оценка состояния древесно-кустарникового яруса проводилась на основе таксационно-морфологической оценки в полевых условиях, где отмечались средняя высота, диаметр, характер сохранности пород, процент

цветущих и плодоносящих особей (Агролесомелиорация, 2006).

Описание травянистой растительности включало: определение видовой принадлежности, возрастные особенности (ювенильные, генеративные, сенильные особи), степень проективного покрытия, название фитоценоза, особенности почвенного покрова (Braun-Blanquet, 1964). Латинские названия растений приведены по работе С.К. Черепанова (Cherepanov, 2007).

Морфоэкология очагов дефляции. Установлено, что молодые (15-30 лет) крупные очаги представляют собой неглубокие (до 0.5 м) дефляционные котловины (ДК), окруженные песчаными шлейфами, отложенными на слабоэродированной или полнопрофильной почве. В восточной, наиболее глубокой части ДК формируется широкая (до 1 км) деструктивная эколого-морфологическая область (ДО) с такырообразной поверхностью, сложенной останцами иллювиально-карбонатного горизонта бурой пустынно-степной почвы. В западной – обширная деструктивно-аккумулятивная область (ДАО) в виде невысоких (0.3-1.0 м), редких (расположенных через 10-100 м) и очень подвижных барханных цепей. Далее она сменяется аккумулятивной областью (АО) – длинными шлейфами песка, выдутого из ДК.

С востока на запад (и отчасти от продольной оси к северу и югу) возраст и глубина ДК, объем подвижного песка барханов, мощность промоченного атмосферными осадками и освобожденного от водно-растворимых солей (ионов 0.1-0,4%) подстилающих слоистых, преимущественно супесчано-суглинистых отложений быстро уменьшаются (соответственно, с 30-15 − до 1 года, с 0.5 до 0.1 м − 3-4 до 1.0-0.5 тыс./га, с 1.5-3 − до 1.0-0.5 м). Почвенный иллювий (0.3-0.6 м) содержит карбонаты (7-14%) и гипс (0.03-0.07%). При высыхании он твердеет (до 15-40 кг/см^2) и сдерживает развитие эрозии вглубь. Песок барханов освобожден от солей, содержит до 7-9% глины. К началу-концу июня из-за интенсивного перевеивания он полностью иссушается. Положительное влияние эоловых отложений на водный режим в основном заключается в мульчировании подстилающей поверхности, улучшении условий инфильтрации атмосферной влаги и определяется массой подвижного песка. Грунтовые воды из-за их высокой (30-40 г/л) минерализации и наличия экранирующих слоев грунта (сухих, засоленных) недоступны.

Наиболее весомый вклад в фитоэкологическую неоднородность молодых очагов дефляции вносят различия в глубине промачивания материнских отложений и запасах почвенно-грунтовой влаги, определяющих продолжительность дополнительного питания и продуктивного долголетия вторичного растительного покрова. В меньшей мере она проявляется в ДО (на участках распашки почвы), где мало отличаются период пребывания поверхности в обнаженном состоянии и водный режим почвогрунта. Но и здесь из-за развитого микрорельефа глубина промоченного слоя отложений колеблется от 0.6-1.5 м на приподнятых и ровных участках до 5 м и более в потускулах с запасом доступной растениям влаги 100-150 мм/м. Однако в теплый период наиболее засушливых и ветреных лет верхняя метровая толща этого слоя может сильно иссушаться.

Влагосодержание в неперевеянных отложениях ДАО зависит не только от возраста и микрорельефа ДК, но и от степени покрытия ее песком, подвижности барханных цепей. Оно также небольшое (100-300 мм в промоченном слое), существенно изменяется по территории, но меньше, чем в ДО по сезонам года.

При слиянии соседних очагов в ДК возникает еще более сложная мозаика фитоэкологических условий, и, в целом, они наиболее благоприятны для произрастания многолетних трав и полукустарников, в меньшей мере – ксеро-мезофитных кустарников. Локально – в относительно крупных замкнутых понижениях с большой мощностью промоченного слоя – 2-3 десятилетия и дольше могут расти небольшие группы и отдельные деревья засухоустойчивых пород.

Освоению растительностью ДО препятствует ненасыщенный ветропесчаный поток. Он перемещается с большой скоростью, вызывает разрушение на глубину 2-3 см в год и вынос почвы, семян, выдувание, засекание и засыпание всходов и саженцев. В ДАО поселению растительности, кроме этого, препятствует активное перемещение барханов, большая динамичность их поверхности и площади обнажений подстилающей породы.

Технологии фитомелиоративных работ. В 70-е годы и первой половине 80-х лет XX столетия основным способом закрепления мелкобарханных песков на Черных землях была лесная мелиорация – сплошная или кулисная глубокая (на 50-70 см) рядовая посадка крупных (1.5-2.0 м) сеянцев (1.5-2.0 тыс./га) джузгуна (*Calligonum aphyllum*), саксаула (*Haloxylon aphyllum*) и тамарикса (*Tamarix ramosissima*) специальными машинами в агрегате с гусеничными тракторами без дифференциации

очагов дефляции на эколого-морфологические области. А также с выделением и освоением ДО – путем посадки стандартных сеянцев тамарикса, посадки и посева терескена (*Krascheninnikovia ceratoides*) по узким лентам безотвальной плантажной вспашки (Петров и др., 1979; Петров, 2003).

Результативность этих работ широко варьировала по территории и годам их выполнения. Жизнеспособные насаждения из крупномерных саженцев кустарников успешно формируются и существуют десятки лет на относительно мощных песках (средняя высота барханов − более 1 м), подстилаемых преимущественно легкими супесчано-песчаными материнскими отложениями, в большей мере характерными для юго-восточной части Черных земель.

На мелких песках ДАО и в ДО, особенно в засушливые и ветреные годы, саженцы и сеянцы сильно страдают от засекания песком. Во второй половине I-II вегетации культуры сильно изреживаются, прижившиеся растения не образуют кустообразных крон и не выполняют пескоукрепительную функцию (Манаенков, 1984). Повышение шероховатости поверхности обнажений подстилающей породы обработкой почвы стимулирует появление всходов пионеров-однолетников: *Agriophyllum arenarium*, *Salsolla ruthenica*, *Corispermum hyssopifolium*. Однако они, отмирая, нередко уходят, истощив запас почвенной влаги и песок вновь начинает двигаться.

Оказалась более эффективной и в разных вариациях применялась в последующие годы (примерно до середины 90-х годов) дифференцированная технология фитомелиорации крупных очагов дефляции, основанная на создании регенеративных культурценозов с использованием кормовых растений, защите их от засекания и засыпания песком. Ее особенность заключается в следующем.

Работы в ДО начинают с повышения шероховатости ее поверхности как средства предупреждения выноса семян и засекания растений песком. В ранневесенний период по всей ширине ДО с севера на юг через 6-8 м плантажным плугом (ППУ-50А, ППН-50) нарезают систему параллельных борозд-валов. Между ними в необработанную почву высаживают по одному ряду сеянцев терескена и производят полосные (шириной 2-3 м) посевы семян кормовых растений (*Kochia*, *Artemisia*, *Agropyrum* и др.). Посевные полосы размешают через 30-50 м равномерно от восточной до западной границы области. При необходимости, посадку сеянцев терескена заменяют ленточными (шириной 1-2 м) посевами семян полукустарника. Участок оставляют под зарастание на 3-4 года.

В ДАО с небольшим запасом подвижного песка осенью того же или следующего года (в период компактного размещения цепей барханов) закладывают противоэрозионные кулисы из овса песчаного (*Avena strigosa*) и кияка (*Leymus rasemosus*). Кулисами занимают 15-30% ее площади. Для этого на обнажениях эродируемой почвы между цепями барханов параллельно их основному направлению нарезают ленты из 3-5 (через 2.5-3.0 м) неглубоких (15-20 см) плужных борозд. Ленты размещают по возможности равномерно по территории ДАО через 20-100 м и до заполнения их песком засевают семенами кияка (нормой около 3 кг/га). Через 1-2 года в осенне-зимний или ранневесенний период между задержавшими песок кулисами псаммофита (невысокими песчаными валами с «гривой» из кияка) равномерно по площади посадкой сеянцев и (или) посевом семян без дополнительной защиты создают очаги обсеменения из ценных кормовых растений. С целью повышения производительности работ высев семян между бороздами-валами в ДО и между кулисами кияка в ДАО можно производить в разброс с одновременной заделкой их в почву легкими орудиями, например, игольчатой бороной или кольчато-шпоровым катком. Устойчивый к выпасу растительный покров в ДАО формируется в течение 4-5 лет.

При закладке противоэрозионных кулис песчаного овса в 1988-1989 гг. был испытан и на площади около 8 тыс. га успешно применен аэросев семян псаммофита по лентам свежих плужных борозд. Режим аэросева (самолет АН-2, высевающее устройство РТШ-1):

- высота полета 8-10 м;
- скорость полета 150-160 км/ч;
- ширина засеваемой полосы 20-30 м;
- масса семян при одной заправке 130 кг;
- секундный расход 308-924 г;
- фактическая производительность с учетом издержек времени на эксперименты – около 100 плотных га/ч (в производственных условиях она может быть увеличена в 2-4 раза и более).

При его использовании величина материальных и финансовых затрат сокращается в 4.5-8.0 раз.

АО оставляют под самозарастание, в расчете на ее обсеменение от культурценозов, созданных в ДК и прилегающей целины.

Видовой состав и продуктивность культурценозов. Молодой растительный покров в очагах дефляции, созданный с использованием дифференцированной технологии, имеет высокую производительность вегетативных и регенеративных органов, активно обсеменяет занятую и прилегающую территорию. Это обусловлено как наличием многолетнего запаса почвенной влаги, так и увеличением приходной части водного баланса за счет прекращения выноса снега и перевеивания песка.

Так, в ДО уже со второго года урожай надземной массы терескеново-прутняково-злакового фитоценоза в пересчете на сено достигает 2-5 т/га и более (табл. 1). По урожайности семян преимущество имеет посадка сеянцев, – кормовой массы и ее качеству – посевы терескена (табл. 2). На площадях, где работы ограничивались только посадкой терескена под защитой борозд-валов, в междурядьях формируются насаждения из самосева полукустарника. На 2-3 год средняя высота самосева достигает 60-70 см с сухой массой веточного корма – 1.0-1.5 т/ га.

Таблица 1. Развитие мелиоративно-кормовых насаждений в деструктивной области, созданных по новой технологии весной 1985 г. в урочище «Молодежный».

Породный состав	Количество растений, тыс./га	Высота, см	Диаметр кроны, см	Сухая надземная масса, т/га
1985 г.*				
Терескен (посадка МЛУ-1) +	1.3	49.4±1.4	47.3±1.2	0.21
Прутняк	1.3	10-15	2-3	Не определено
Житняк ситниковый (посев под борону)	33	5-7	5-10	Не определено
1987 г.*				
Терескен +	1.3	107.2±1.7	105±1.9	1.8
2-летний самосев терескена +	30-40	71.3±2.3	54.1±1.8	1.2
Прутняк +	2.0	21.1±1.2	28.2±1.3	0.7
Житняк	15	84.5±1.1	38.3±1.4	–
Всего	–	–	–	3.7
1988 г.**				
Терескен +	1.3	112.4±2.2	126.0±3.7	2.4
3-летний самосев терескена +	60-70	Не определено	Не определено	1.3
Прутняк +	2.0	65.4±1.3	71.2±1.8	1.7
Житняк	15	110.6±1.8	51.4±1.7	–
Всего	–	–	–	5.4

Примечания к таблице 1: * − показатели определены для прутняка и житняка − в середине июня, для терескена − в конце августа, ** − показатели определены в начале июля.

В ДАО киячно-терескеновые фитоценозы также быстро развиваются и отличаются исключительно высокой производительностью (табл. 3). Уже в 2-летнем возрасте они могут быть использованы как богатые кормовые угодья, очаги естественного обсеменения и семенные плантации.

Для упрощения и ускорения работ по ликвидации очагов дефляции двухэтапная схема фитомелиорации ДАО нередко заменялась только посевом кияка после нарезки борозд на ее территории через 10-15 м. В этом случае формируются чистые киячники с большой массой грубого травостоя. Они быстро закрепляют песок, истощают запас почвенной влаги, резко снижают производительность и образуют малоценные кормовые угодья.

По мере снижения активности ветровой эрозии в ДК ускоряется процесс зарастания песчаных шлейфов (АО). Он протекает в основном за счет трав и зависит от видового состава растительности

прилегающей степи.

В целом, чрезмерно уплотненные фитоценозы в ДК, интенсивно десугируя, быстро ухудшают водный режим почвогрунта и постепенно деградируют. Уже весной 3-4 года на глубине 50-70 см под ними обнаруживается сухой слой – не промоченный осадками холодного периода. Создаются условия для смены терескеновых ассоциаций на злаково-разнотравные ценозы с большим участием малопоедаемых видов, а их фитомасса приходит в строгое соответствие с количеством и ритмикой выпадения атмосферных осадков текущего периода.

Таблица 2. Показатели роста терескена серого в деструктивной эколого-морфологической области под защитой борозд-валов в урочище «Молодежный».

Способ создания	Сентябрь, 1985 г.		Сентябрь, 1987 г.		
	Высота, см	Диаметр кроны, см	Высота, см	Диаметр кроны, см	Воздушно-сухая масса, т/га
Посадка сеянцев МЛУ-1	49.4±1.4	47.3±1.2	107.2±1.7	105.0±1.9	1.8
Посев под зубовую борону (ширина посевной кулисы 2.5 м)	8.2±0.4	10.8±0.6	92.0±1.6	94.8±2.7	4.75

Таблица 3. Приживаемость и развитие фитоценозов очагов облесения в барханной области очага опустынивания в урочище «Приканальное».

Видовой состав	Период и способ закладки	Время определения	Приживаемость (сохранность), %	Биометрические показатели				
				Средняя высота растений, см	Средний диаметр кроны растений, см	Воздушно-сухая надземная масса, т/га		
						побеги	семена	общая
1987 г.								
Кияк + Терескен	X. 1986 г., посевом семян (3 кг/га) по лентам борозд	Июнь	50-60	50-70	–	н/о*	–	н/о
		Сентябрь	80	70-100	–	5.6	–	0.56
	III. 1987 г., посадкой сеянцев (3x1 м)	Июнь	90	–	–	–	–	–
		Сентябрь	85	47.4±1	34.3±2.1	1.8	н/о	0.18
1988 г.								
Кияк	Те же	Июнь	77	111.1±1.9	–	57.5	9.1	6.66
Терескен	Те же	Июнь	81	87.7±1.2	99.9±1.6	29.4	–	2.94
		Сентябрь	81	111.2±1.9	124.1±1.8	30.3	23.4	5.37
Терескен	III. 1988 г., посадкой под защитой кияка	Июнь	95	45.2±1.4	39.7±1	4.1	–	0.41
		Сентябрь	95	86.2±1.5	102.5±2.7	22.7	13.4	3.61

Примечания к таблице 3: н/о* – не определено.

Большую зооэкологическую роль на пастбищах аридной зоны играют древесные «зонты», обеспечивающие укрытие животных от солнцепека. Имеющийся опыт свидетельствует (Манаенков 2018) о возможности создания в крупных (100 м^2 и более) замкнутых понижениях ДК разреженного древесного яруса из засухоустойчивых пород деревьев и крупных кустарников путем посадки саженцев высотой 1.5-2.0 м в шурфы глубиной 0.5-0.7 м. Посадку проводят вскоре после прекращения интенсивного переноса песка в ранневесенний период, обеспечивая беспрепятственный доступ к посадочным местам поверхностного стока влаги.

Особенности сукцессии в мелиорированных очагах дефляции. Эволюция растительного покрова в

закрепленных культурценозами («потухших») очагах дефляции в последующие годы определяется в основном режимом их пастбищного использования.

Так, на охраняемой территории государственного природного биосферного заповедника «Черные земели» через 25-30 лет в ДО терескеновый с участием эбелека (*Ceratocarpus arenarius*) покров оказался полностью замещен ковыльно-мятликовой ассоциацией с небольшой примесью бодяка (*Cirsium arvense*), тысячелистника и других малоценных трав. В конце мая 2017 г. проективное покрытие (ПП) травостоя составляло 80-100%, высота ковыля – 0.8-1.0 м, мятлика – 0.25-0.30 м, урожай в пересчете на сено − более 1.5 т/га. На прилегающей к очагу дефляции территории сплошной эбелековый покров также полностью заместился более разнообразным, но менее производительным злаково-разнотравным травостоем. Однако, несмотря на длительный срок реабилитации, коренная растительность: полынь белая, прутняк, ценные злаки (житняк, пырей, полевичка), − практически отсутствовала.

В ДАО песчаные валы, образованные противодефляционными кулисами кияка, стали ниже (до 1.5 м) и шире. Кияк с валов ушел. Фоновая растительность слаборазвитая – мятлик, костер, бурачек (отмершие), гулявник, редко полынь песчаная, на склонах – бодяк. ПП − 50-70%, высота − 10-50 см. Между валами до сих пор формируются явно более комфортные условия. Почвогрунт промочен до 1 м и более. Травостой выше (0.2-1.0 м), гуще (ПП − 80-90%) и разнообразнее: ковыль (преобладает), кияк, бодяк, тысячелистник, качим, полынок, мятлик, вьюнок и другие с редкими куртинками самосевного терескена высотой 0.9-1.0 м и диаметром кроны 0.6-1.0 м. Урожайность − 1.2-1.5 т/га сухой массы. Ценные кормовые растения отсутствуют. С места посадки терескен также ушел. Джузгун сохранился в виде редких отдельных слаборазвитых кустов.

Таким образом, при отсутствии выпаса скота и очень низком поголовье сайгаков сукцессия растительного покрова на опустыненных землях, как охваченных, так и неохваченных мелиорацией кустарником и кияком, консервируется на длительный период на злаково-сорноразнотравной стадии.

На сопредельной территории, где в напочвенном покрове господствовал эбелек или мятлик с небольшими куртинами ковыля и полыни в понижениях, при умеренном выпасе произошло восстановление белополынных, белополынно-ковыльных, а местами и белополынно-разнотравно-злаковых пастбищных экосистем с участием полевички, свинороя, пырея и других ценных кормовых злаков. Появились разрозненные куртины прутняка.

Спустя десятилетия в «потухших» очагах дефляции, мелиорированных с использованием разных приемов, растительный покров приобрел в большой степени сходные черты. При использовании в период закрепления песков кустарника, полукустарника и кияка сформировались многоярусные экосистемы. По данным Калмыцкой научно-исследовательской лесомелиоративной опытной станции Всесоюзного научно-исследовательского института агролесомелиорации (с 2013 г. − Агролесомелиоративная опытная станция Федерального научного центра агроэкологии РАН), их видовой состав развивается по ковыльно-разнотравному типу, в основном стабилизируется к 10-15 годам и насчитывает около 30 видов. К 20-30 годам он пополняется еще 10-20 видами, и представляет 12-18 семейств. Это в 1.5-2.0 раза больше чем на прилегающих целинных пастбищах (Федорова, 2011; Радочинская, 2017).

Из злаковых растений в фитоценозах чаще всего присутствуют ковыль (тырса и Лессинга), полевичка малая, овес песчаный, мятлик луковичный, пырей (средний и ползучий); из астровых – полыни Лерха, сантонинная и Черняева, василек раскидистый, тысячелистник мелкоцветковый, жабник полевой; из капустных – гулявники Лозеля и высокий, качим метельчатый. Эти растения оказывают сильную конкуренцию за влагу коренным видам растений. В основном этим и кормовым предпочтением животных (избирательным стравливанием), можно объяснить медленное заселение «потухших» очагов полынью, прутняком и многолетними злаками. Так, на хорошо закрепленных джузгуном песках с неплотным эфемерово-разнотравным покровом устойчивые белополынные ассоциации формируются спустя 20-30 лет и более, а прутняково-житняковые встречаются крайне редко. Исключение составляет аккумулятивная (шлейфовая) область, где белополынники и житняки формируются раньше.

По сезонам, годам и, отчасти, территории региона видовой состав покрова ДК, закрепленных 20-30 лет назад, испытывает значительные колебания. Но в целом преобладают кормовые виды – 53-63%, доля лекарственных – 6-10%, рудеральных и ядовитых 8-15% и 3-9%, других видов − от 9 до 22%. Такое соотношение экологических групп свидетельствует об уязвимости молодых экосистем,

сильном воздействии на них пастбищной нагрузки, степных пожаров, нестабильности гидротермических условий.

Наиболее устойчивый растительный покров в «потухших» очагах дефляции на легких зональных почвах формируется при широком использовании терескена в период их фитомелиорации. Благодаря непрерывному расселению и миграции полукустарника на сбитые участки восстановленных пастбищ в процессе их эксплуатации в ДО и между песчаными валами – остановившимися барханами в ДАО – происходит трансформация покрова в полукустарниково-злаково-разнотравный с количеством кустов терескена 5-10 тыс./га (фото 1). Он образует хорошо видимый ярус высотой 30-50 см – в конце весны, 60-70 см и более – в конце лета и осенью, погруженный в травянистую растительность. Учет урожайности показал, что терескеново-злаково-разнотравные пастбища легче восстанавливаются и продуцируют более стабильные по сезонам и годам запасы поедаемой фитомассы, чем прилегающие к очагам угодья. В 2013-2016 гг. продуктивность терескенового яруса составляла 0.8-1.0 т/га, травостоя – 0.6-0.7 т/га. Продуктивность окружающих целинных пастбищах изменялась от 0.4 т/га в 2014 г. до 1.3 т/га в 2016 г. Среди терескена 79% воздушно-сухой фитомассы трав приходится на злаки (ковыль, полевица, мортук, костер, овсяница и др.), остальная часть на разнотравье (сурепка, жабник, липучка, бурачок и др.). В окружающей степи доля злаков в урожае сена в два раза меньше (37%), разнотравья – в три раза больше.

Фото 1. Терескеново-мятликово-разнотравный покров в июне 2016 г. в 30-летнем «потухшем» очаге дефляции, урочище «Молодежный», Черные земли.

На отдельных участках ДО и ДАО, где ослаблена или отсутствует конкуренция самосева терескена, буйное развитие получают разнотравно-злаковые и разнотравно-полынковые ассоциации (фото 2). Во влажные годы высота травостоя достигает 30-60 см, а его продуктивность − 1.5-2.0 т/га.

В «потухших» 10-30-летних очагах, где кустарниковый (полукустарниковый) ярус отсутствовал или утерян, сформировались ковыльно-эфемеровые пастбища с большой амплитудой запаса подножного корма как в течение года, так и по годам. В результате перевыпаса на них легко возникают новые участки подвижных песков.

Наиболее устойчивый и тенистый древесный ярус в понижениях ДО и ДАО образует вяз приземистый. В лучших условиях в 25-30-летнем возрасте высота деревьев достигает 9 м, диаметр стволов на высоте груди – 30-40 см. Они имеют густую крону, обеспечивают комфортные условия для отдыха животных, охотно заселяются орнитофауной. Большой вред древостою наносят травяные пожары. Однако вяз нередко возобновляется порослевым путем.

Выводы

Современные крупные очаги дефляции легких почв на пастбищах Северо-Западного Прикаспия являются специфическими молодыми образованиями. Для них характерны быстрое расширение

площади и повышенная пестрота фитоэкологических условий. Освоению растительностью их территории препятствует интенсивный перенос песка и небольшой многолетний запас доступной почвенной влаги в подстилающих отложениях. В условиях масштабного семенного опустынивания кормовых угодий и низкой шероховатости эродируемой поверхности динамические процессы в очагах практически исключают возможность их самозарастания в обозримой перспективе.

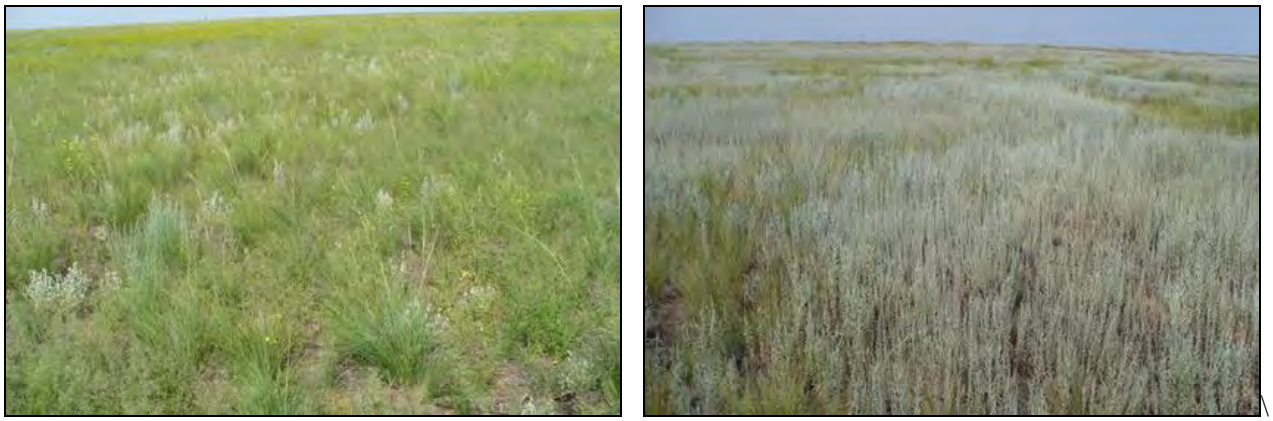


Фото 2. Разнотравно-злаковая с участием терескена (слева) и разнотравно-полынковая ассоциации в деструктивной области очага дефляции через 28 лет после фитомелиорации, урочище «Аэросев», июнь 2016 г.

Фитоэкологические ресурсы дефляционных котловин крупных очагов в наибольшей степени соответствуют требованиям мезо-ксерофитной травянистой и полукустарниковой растительности. При мелиоративном освоении водно-солевой режим почвогрунта позволяет создавать насаждения ксеро-галофитных кустарников (тамарикса, саксаула). Насаждения мезо-псаммофита джузгуна безлистного успешно формируются только при большом массе подвижного песка или глубоком увлажнении легких подстилающих отложений. Песчаные шлейфы аккумулятивной области после зарастания дефляционной котловины становятся благоприятными для поселения степных растений

Обязательным условием успеха фитомелиоративных мероприятий является защита культурценозов в период их формирования от засекания и засыпания песком. Эффективным средством защиты молодых культур в деструктивной эколого-морфологической области является нарезка в междурядьях плужных борозд-валов в весенний период. В деструктивно-аккумулятивной (барханной) – расчленение ее территории на дефляционноиндифферентные фрагменты путем предварительного создания ветроломных кулис из высокостебельного злака (кияка). Исключение составляет посадка крупномерных сеянцев джузгуна на мощных песках, где кустарниковые ветроломы (ряды, кулисы) могут формироваться без дополнительной защиты.

В первые годы жизни культурценозы в дефляционных котловинах (на комплексах мелкобарханных песков) отличаются бурным развитием, продуцируют 2-5 т/га и более сухой надземной фитомассы. Активно обсеменяют прилегающую территорию, но быстро уплотняются, расходуют запасы почвенной влаги и вступают в фазу деградации. Лучшие результаты дает комплексная фитомелиорация – с использованием терескена, кияка и ценных пастбищных растений. При этом формируются сложные регенеративно-кормовые фитоценозы, обеспечивающие повышенное биоразнообразие и качество восстановленного растительного покрова.

При умеренном выпасе в последующие 10-20 лет культурценозы замещаются самосевными экосистемами: терескеново-мятликовыми, терескеново-злаково-разнотравными, а при его отсутствие – ковыльно-мятликовыми, ковыльно-злаково-разнотравными, разнотравно-полынковыми и другими ассоциациями. В 20-30-летних «потухших» очагах дефляции растительный покров более разнообразен, чем на прилегающих пастбищах, а его продуктивность при наличии полукустарников в меньшей мере подвержена влиянию флуктуациям погодных условий. Однако при сильном уплотнении разнотравья терескеновые ассоциации уходят с занимаемой территории.

Недостатком поздних вторичных сукцессий в крупных очагах дефляции является медленное или отсроченное на неопределенное время поселение коренной пастбищной растительности: белой

полыни, многолетнего прутняка и ценных кормовых злаков (житняка, пырея, овсяницы и других). При наличии этих растений в прилегающей степи их экспансия отмечается только на песчаных шлейфах аккумулятивной области.

Наиболее замедлена вторичная сукцессия растительного покрова на остановившихся барханах, песчаных валах и отложениях между рядами джузгуна. После прекращения переноса песка на них формируется и десятилетиями сохраняется разреженный и слаборазвитый эфемерово-сорно-разнотравный покров.

Большой ущерб прогрессивным сукцессиям в «потухших» очагах дефляции наносят степные пожары. В процессе интенсивного горения подсохшего травостоя в сложных фитоценозах сильно изреживается или полностью погибает древесный, кустарниковый и полукустарниковый ярус. На восстановление биологического разнообразия травостоя уходит несколько лет.

Таким образом, изучение фитоэкологических условий и многолетний мониторинг вторичных сукцессий свидетельствует о наличии возможности совершенствования технологии первичной фитомелиорации современных очагов дефляции на пастбищах Северо-Западного Прикаспия, а также необходимости разработки приемов реконструкции малоценного растительного покрова на закрепленных 10-30 лет назад комплексах мелкобарханных песков.

Так, с целью сокращения объема и повышения оперативности работ по первичной фитомелиорации их следует проводить только на 30-50% площади дефляционных котловин.

Противоэрозионные и репродуктивно-кормовые фитоценозы должны создаваться поэтапно в декструктивной эколого-морфологической области и на относительно крупных по площади обнажениях эродируемой почвы барханной – из набора многолетних пастбищных растений мезоксерофитов, способных к быстрому росту и размножению при засыпании песком, а также в условиях ограниченного запаса слабоминерализованного почвенно-грунтового раствора.

Важнейший принцип этих работ – рациональное использование буферных запасов почвенной влаги как основного ресурса, лимитирующего продуктивность и долговечность создаваемого растительного покрова. Использование этой влаги растительностью должно одновременно обеспечивать подавление дефляции, продуцирование семян и пастбищного корма хорошего качества.

С целью повышения долговечности регенеративно-кормовой функции рядовые посадки и ленточные посевы терескена следует создавать по возможности с широкими междурядьями, обеспечивающими вынос основной массы семян за пределы закультивированного участка, и своевременно организуют умеренный выпас скота. В барханной эколого-морфологической области между кулисами кияка ряды полукустарника следует закладывать короткими (длиной до 20-30 м) прерывистыми участками (очагами обсеменения) на расстоянии 100-150 м друг от друга по ходу движения тракторного агрегата.

Для повышения качества вторичного растительного покрова очаги обсеменения из терескена в барханной области и ряды его посадки в деструктивной области следует чередовать с посадками сеянцев прутняка распростертого, а также локальными посевами белой полыни и кормовых злаков. После прекращения выноса мелкозема из котловины выдувания посевы ценных кормовых растений, особенно злаков, следует практиковать и на песчаных шлейфах аккумулятивной области.

Кустарники ксеро-галофиты следует использовать для создания ветротеневых насаждений (рубежей) только при формировании зимних пастбищ после частичного закрепления подвижного песка кияком и значительного снижения интенсивности его переноса.

Работы по закреплению песка и восстановлению пастбищ в крупных очагах дефляции следует сочетать с созданием древесных (зеленых) зонтов в наиболее обширных замкнутых понижениях дефляционных котловин (0.5-1.0 га насаждений на 1000 га пастбищ). Наиболее пригодными для них являются ксеро-галофитные высокие плотнокронные кустарники, а также вяз приземистый.

Реконструкцию вторичного покрова в очагах дефляции следует осуществлять при отсутствии кустарниково-полукустарникового яруса и при малом участии ценных кормовых растений путем посадки сеянцев и посева семян по лентам (узким полосам) обработки почвы безотвальным плугом или фрезой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Агроклиматические ресурсы Калмыцкой АССР. 1974. Л.: Гидрометеоиздат. 172 с.

Агролесомелиорация. 2006. Волгоград: ВНИАЛМИ. 746 с

Вдовенко А.В. 2016. Восстановление нарушенных экосистем Черноземельских и Кизлярских пастбищ // Научно-

агрономический журнал. № 1. С. 25-29.

Зволинский В.П., Смирнов И.И. 2000. Адаптивное земледелие как основа борьбы с опустыниванием и рационального использования сельскохозяйственных угодий Прикаспийского региона // Материалы научно-практической конференции по общему земледелию. Барнаул. С. 46-49.

Исследования структуры и строения растительного покрова. 1973 / Ред. Н.И. Рорышина. Ленинград: Ленинградский университет. 286 с.

Кулик К.Н., Петров В.И. 1999. Древние очаги дефляции на Черных землях и возможности их фитомелиорации // Аридные экосистемы. Т. 5. № 10. С. 57-64.

Кулик К.Н. 2004. Агролесомелиоративное картографирование и фитоэкологическая оценка аридных ландшафтов. Волгоград: ВНИАЛМИ. 247 с.

Кулик К.Н., Габунщина Э.Б., Кружилин И.П., Куст Г.С., Манаенков А.С., Павловский Е.С., Савостьянов В.К., Тулухонов А.К., Петров В.И. 2007. Опустынивание и комплексная мелиорация агроландшафтов засушливой зоны. Волгоград: ВНИАЛМИ. 86 с.

Кулик К.Н., Петров В.И., Рулев А.С., Кошелева О.Ю., Шинкаренко С.С. 2018. К 30-летию «Генеральной схемы по борьбе с опустыниванием Черных земель и Кизлярских пастбищ» // Аридные экосистемы. Т. 24. № 1 (74). С. 5-12. [*Kulik K.N., Petrov V.I., Rulev A.S., Kosheleva O.Yu., Shinkarenko S.S.* 2018. On the 30th Anniversary of the “General Plan to Combat Desertification of Black Lands and Kizlyar Pastures // Arid Ecosystems. Vol. 8. No. 1. P. 1-6.]

Манаенков А.С. 1984. Особенности фитомелиорации крупных очагов опустынивания песчаных земель в Северо-Западном Прикаспии // Проблемы комплексного освоения песков и мелиорации пастбищ. Волгоград. Вып. 2 (82). С. 79-89.

Манаенков А.С. 1993. Реставрация опустыненных пастбищ на Черных землях // Лесное хозяйство. № 6. С. 33-36.

Манаенков А.С. 2018. Лесомелиорация арен засушливой зоны. 2-е изд. перераб. и доп. Волгоград: ВНИАЛМИ. 428 с.

Методика системных исследований лесоаграрных ландшафтов. 1985 / Ред. Е.С Павловский, М.О. Долгилевич. М.: ВАСХНИЛ. 112 с.

Общесоюзная инструкция по проведению геоботанического исследования природных кормовых угодий и составлению крупномасштабных геоботанических карт. 1984. М.: Колос. 77 с.

Петров В.И. 2003. Лесоаграрное освоение Черных земель и прилегающих территорий // Материалы научно-практической конференции «Биоресурсы. Биотехнологии. Инновации Юга России». Ставрополь-Пятигорск. С. 41-46.

Петров В.И., Кузин А.Н., Филимонов И.А. 1979. Эколого-морфологические особенности и лесомелиоративное освоение современных очагов дефляции в Северо-Западном Прикаспии // Бюллетень ВНИАЛМИ. Вып. 2 (30). С 4-8.

Радочинская Л.П. 2017. Сохранение видового и популяционного биоразнообразия на лесопастбищах Черных земель как фактор экологической стабильности в регионе // Пути повышения эффективности орошаемого земледелия. № 3 (67). С. 161-167.

Радочинская Л.П., Кладиев А.К., Рыбашлыкова Л.П. 2019. Продукционный потенциал восстановленных пастбищ Северо-Западного Прикаспия // Аридные экосистемы. Т. 25. № 1 (78). С. 61-68. [*Radochinskaya L.P., Kladiev A.K., Rybashlykova L.P.* 2019. Production Potential of Restored Pastures of the Northwestern Caspian // Arid Ecosystems. Vol. 9. No. 1. P. 51-58.]

Федорова Н.Л. 2011. Ботаническое разнообразие Прикаспийских пустынь в пределах региона Черных земель // Вестник института комплексных исследований аридных территорий. № 1. С. 108-116.

Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensociologie. Wien-New York: Springer-Verlag. 865 p.

Cherepanov S.K. 2007. Vascular Plants of Russia and Adjacent States (the Former USSR). Cambridge University Press, Cambridge. 517 p.

Djanibekov U., Khamzina A., Djanibekov N., Lamers J.P.A. 2012. How Attractive are Short-Term CDM Forestations in Arid Regions? The Case of Irrigated Croplands in Uzbekistan // Forest Policy and Economics. No. 21. P. 108-117.

Nkonya E., Mirzabaev A., Von Braun J. 2016. Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development // Springer International Publishing AG Switzerland. 686 p.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 127-135

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 581.555:622.502

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ВОССТАНОВЛЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ БЫЛЫМСКОЙ АРИДНОЙ КОТЛОВИНЫ (ЦЕНТРАЛЬНЫЙ КАВКАЗ)

© 2020 г. В.А. Чадаева, Н.Л. Цепкова, А.Ж. Жашуев

Институт экологии горных территорий им. А.К. Темботова РАН
Россия, 360051, г. Нальчик, ул. И. Арманд, д. 37а. E-mail: v_chadayeva@mail.ru

Поступила в редакцию 20.02.2020. После доработки 20.03.2020. Принята к публикации 01.06.2020

За 50-летний период выявлены основные тенденции динамики восстановления растительности на разновозрастных террасах дамбы хвостохранилища Тырныаузского комбината в условиях Былымской аридной котловины. В течение 20 лет остепненный луг восстанавливается на молодых верхних террасах. Медленнее всего идет процесс самозарастания старовозрастных террас у подножия дамбы (50 лет). Процессы почвообразования, напротив, интенсивнее протекают на нижних террасах. В настоящее время фитоценогенез на дамбе хвостохранилища не завершен. На фоне низкого антропогенного давления на полотне дамбы прогнозируется формирование субальпийских остепненных лугов на темногумусовых почвах.

Ключевые слова: флора, техногенный ландшафт, сукцессия, дамба хвостохранилища, луговые экосистемы, Центральный Кавказ.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10127

Развитие горнорудного производства связано с разрушением почвенного и растительного покрова, изменением микроклимата (Андроханов, 2005), формированием техногенных ландшафтов, оказывающих значительное влияние на прилегающие природные комплексы. Примером служит деятельность Тырныаузского вольфрамо-молибденового комбината (ТВМК) – в прошлом одного из основных центров горно-рудного производства на Северном Кавказе. В начале 2000-х гг. работа предприятия была прекращена, а одним из результатов его функционирования стало создание в 1968-2000 гг. хвостохранилища в лугово-степных ландшафтах Былымской аридной котловины (1600 м н.у.м. БС). Дамба хранилища перегородила долину р. Гижгит в районе ее впадения в р. Баксан, формируя искусственный террасированный склон юго-западной экспозиции крутизной 30-45°.

Основные работы по влиянию хвостохранилища ТВМК на прилегающие природные комплексы связны с выявлением концентрации тяжелых металлов в растениях, воде и почве (Ермаков и др., 2013; Reutova, Dzambetova, 2006; Gedgafova, Uligova, 2017; Reutova 2017). Слабо исследовано восстановление растительности хвостохранилища (Разумов, Цепкова, 1984; Шхагапсоев, 2000; Цепкова, Фисун, 2004), от которого во многом зависит интенсивность пыления, развитие эрозионных процессов, физическая целостность дамбы, сдерживающей около 900 тыс. м^3 воды. Возможное влияние хранилища на прилегающие горно-луговые экосистемы заключается в поставке семян чужеродных видов растений, часто сопровождающее формирование техногенных ландшафтов. Накопленный за последние 50 лет объем данных позволяет провести анализ многолетней динамики фитоценогенеза и почвообразования на хвостохранилище. Исследование актуально также в свете появления в официальных СМИ информации о скором (2019-2020 гг.) начале строительства нового комбината по добыче и переработке вольфрамо-молибденовых руд Тырныаузского месторождения.

Цель исследования – изучить закономерности формирования растительного покрова на разновозрастных террасах третьего хвостохранилища ТВМК в условиях Былымской аридной котловины, оценить современное состояние растительного покрова дамбы и прилегающих горно-луговых экосистем.

Материалы и методы

Объект исследований – разновозрастные террасы дамбы хвостохранилища ТВМК и прилегающие лугово-степные фитоценозы Былымской аридной котловины. Дамба высотой около 160 м и площадью 94 га насыпана из имеющегося на месте валунно-галечникового аллювия (одна

терраса в год) и состоит из 30-35 террас. Единственное мероприятие по фиторекультивации – посадка *Hippophae rhamnoides* L. в начале 1970-х гг. (Фисун, Ахматова, 1999). Сама котловина относится к системе Северо-Юрской депрессии. Это чашеобразная долина между Скалистым и Боковым хребтами Большого Кавказа на территории Кабардино-Балкарской Республики. Климат котловины, находящейся в «дождевой тени», отличается сухостью. Среднегодовая сумма осадков составляет 300-400 мм, среднегодовая температура воздуха – 5.5°С (Авессаломова и др., 2002).

При изучении закономерностей фитоценогенеза на дамбе хвостохранилища использован метод экстраполяции пространственных рядов во временные. Для этого террасы были условно разбиты на три возрастные группы: старовозрастные (СТТ, нижняя часть дамбы), средневозрастные (СРТ, средняя часть дамбы), молодые (МТ, верхние террасы). Для анализа использовали данные контрольных исследований 1982, 1992, 2003, 2018 гг. Соответственно, СТТ изучены в возрасте 11-50 лет от момента формирования, СРТ – в возрасте 11-40 лет, МТ – спустя 7-23 года от закладки (табл. 1).

Таблица 1. Возраст террас дамбы хвостохранилища и состояние почвенного покрова в разные годы исследований (Классификация ..., 2004).

Террасы	Год	Возраст террас, лет	Почвы	Мощность почвенного слоя, см	Мощность дернины, см
СТТ	1982	11-14	Примитивные бесструктурные	4.5-5	0.5-1
	1992	21-24	Псаммоземы	5-10	1-2
	2003	32-35	Темногумусовые	15-20	3-5
	2018	47-50	Темногумусовые	30-50	7
СРТ	1992	11-14	Примитивные бесструктурные	2-3	0
	2003	22-25	Псаммоземы	5-10	0.5-1
	2018	37-40	Псаммоземы	15-25	3
МТ	2003	7-8	Примитивные бесструктурные	1-3	0
	2018	22-23	Примитивные бесструктурные	3-5	0-1

В указанные годы по ходу вертикального профиля на полотне каждой группы террас на площадках размером 50 м^2 выполнены по 5-10 геоботанических описаний, включая определение количественного участия видов в фитоценозе (Braun-Blanquet, 1964): r – вид редок (1-4 особи), + – встречается разреженно и покрывает менее 1% территории, 1 балл – проективное покрытие 1-5%, 2 балла – покрытие 6-15%, 3 балла – 16-25%, 4 балла – 26-50%, 5 баллов – более 51%. Оценена степень сформированности почв, мощность почвенного слоя и дернины. Проанализирована динамика соотношения на террасах видов естественных ненарушенных лугово-степных фитоценозов, видов природных сообществ естественно эродированных субстратов и рудеральных синантропных видов. Проведен сравнительный анализ видовых составов террас и граничащих с хвостохранилищем естественных лугово-степных фитоценозов на основе коэффициента сходства Чекановского-Съеренсена. Для этого были заложены пять модельных площадок (МП) размером 900 м^2 в пределах наиболее типичных растительных сообществ на склонах разной экспозиции. На МП проведено геоботаническое описание травостоя, оценены запасы зеленой надземной фитомассы и значения индекса синантропизации растительности (Цепкова и др., 2008). Номенклатура видов дана по работе С.К. Черепанова (1995).

Результаты и обсуждение

Показатели видового богатства и общего проективного покрытия травостоя (ОПП, %) в ходе восстановительной сукцессии на разновозрастных террасах ТВМК возрастают на протяжении всего периода наблюдений, что свидетельствует об эцезионном характере фитоценогенеза. При этом к окончанию первого десятилетия число видов и значения ОПП на СРТ и МТ более чем в два раза превышали данные показатели на СТТ (рис. 1).

Среди наиболее распространенных видов, вносящих основной вклад в формирование

проективного покрытия и фитомассы, инициируя восстановительную динамику растительности, на всех трех группах террас были отмечены представители как рудеральной синантропной флоры, так и типичной флоры естественно эродированных склонов Былымской аридной котловины. На примитивных бесструктурных почвах СТТ и СРТ за первые десять лет сформировались сообщества из агрегатных группировок ксерофитных видов полыней и тысячелистника обыкновенного *Achillea millefolium* L. (табл. 2).

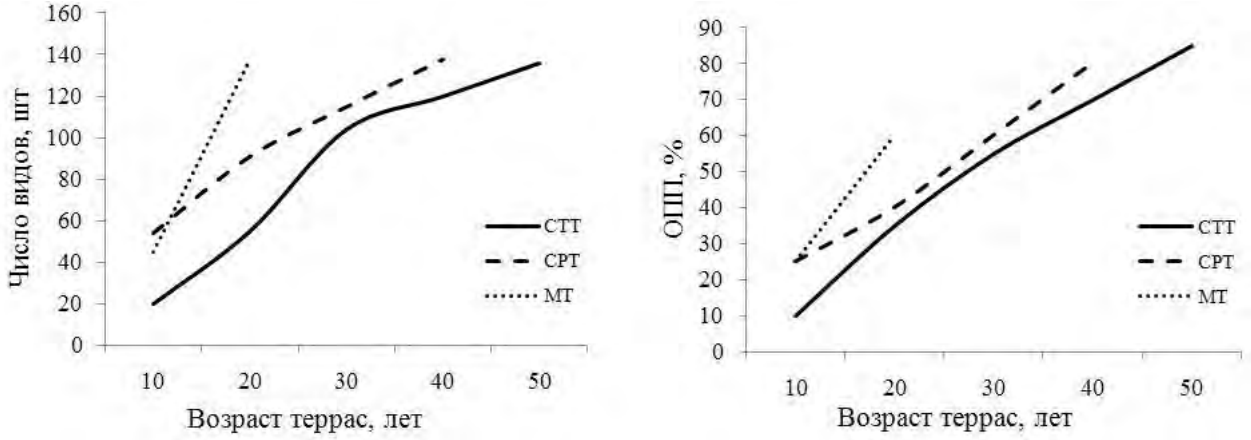


Рис. 1. Динамика показателей числа видов и общего проективного покрытия травостоя (ОПП, %) на разновозрастных террасах хвостохранилища ТВМК. *Условные обозначения:* СТТ − старовозрастные террасы, СРТ − средневозрастные террасы, МТ – молодые террасы.

Таблица 2. Динамика состава основных видов на террасах дамбы хвостохранилища.

Терраса	Год	Наиболее распространенные виды и доминанты
СТТ	1982	*Achillea millefolium* (1), *Artemisia austriaca* (1), *Artemisia marschalliana* (1), *Hippophae rhamnoides* (1), *Hyoscyamus niger* (1), *Senecio vulgaris* (1)
	1992	*Artemisia marschalliana* (3), *Hippophae rhamnoides* (3), *Achillea millefolium* (2), *Artemisia austriaca* (2), *Cirsium vulgare* (2), *Senecio vulgaris* (2)
	2003	*Hippophae rhamnoides* (5), *Artemisia austriaca* (3), *Achillea millefolium* (2), *Ambrosia artemisiifolia* (2), *Artemisia marschalliana* (2), *Artemisia scoparia* (2)
	2018	*Bothriochloa ischaemum* (3), *Hippophae rhamnoides* (3), *Artemisia marschalliana* (2), *Galium humifusum* (1), *Festuca valesiaca* (2)
СРТ	1992	*Hippophae rhamnoides* (2), *Achillea millefolium* (1), *Artemisia scoparia* (1)
	2003	*Hippophae rhamnoides* (4), *Artemisia austriaca* (2), *Artemisia scoparia* (2)
	2018	*Hippophae rhamnoides* (4), *Artemisia austriaca* (3), *Artemisia scoparia* (3)
МТ	2003	*Alyssum turkestanicum* (1), *Cirsium vulgare* (1), *Echium vulgare* (1), *Hippophae rhamnoides* (1), *Hyoscyamus niger* (1), *Lepidium ruderale* (1), *Tussilago farfara* (1)
	2018	*Hippophae rhamnoides* (4), *Anisantha tectorum* (2), *Artemisia marschalliana* (2), *Artemisia scoparia* (2), *Koeleria cristata* (2), *Festuca valesiaca* (2), *Salix caprea* (2)

Примечание к таблице 2: в скобках после названия вида указано его количественное участие в фитоценозе по комбинированной шкале J. Braun-Blanquet (1964).

Наиболее часто встречались рудеральные виды – белена черная *Hyoscyamus niger* L., крестовник обыкновенный *Senecio vulgaris* L., мать-и-мачеха обыкновенная *Tussilago farfara* L. (СТТ) и бодяк обыкновенный *Cirsium vulgare* (Savi) Ten. (СРТ). На МТ к окончанию первого десятилетия наибольшее обилие (1 балл) имели *H. niger*, *C. vulgare*, *T. farfara* и клоповник мусорный *Lepidium ruderale* L. Через все три группы террас с обилием 1-2 балла поднялась облепиха крушиновидная *H. rhamnoides.* Несмотря на

сходство состава доминирующих видов, общее сходство видовых списков пионерных сообществ на террасах составило всего 37-50% (табл. 3): значительный вклад в биологическое разнообразие террас принадлежал единично и разреженно встречающимся видам растений (обилие r, +).

Таблица 3. Показатель сходства (коэффициент Чекановского-Съеренсена) видовых составов ценофлор на террасах дамбы и прилегающих естественных ландшафтов.

Террасы, МП	СТТ-10	СТТ-20	СТТ-30	СТТ-50	СРТ-10	СРТ-20	СРТ-40	МТ-10	МТ-20	МП1	МП2	МП3	МП4	МП5
СТТ-10	1.00	0.49	0.30	0.22	0.37	0.26	0.21	0.45	0.19	0.12	0.10	0.08	0.05	0.12
СТТ-20	–	1.00	0.69	0.56	0.53	0.63	0.52	0.56	0.48	0.29	0.10	0.28	0.23	0.25
СТТ-30	–	–	1.00	0.83	0.48	0.73	0.72	0.51	0.67	0.37	0.21	0.37	0.42	0.39
СТТ-50	–	–	–	1.00	0.43	0.65	0.78	0.43	0.70	0.45	0.24	0.44	0.49	0.38
СРТ-10	–	–	–	–	1.00	0.70	0.51	0.50	0.46	0.25	0.17	0.16	0.22	0.28
СРТ-20	–	–	–	–	–	1.00	0.77	0.52	0.59	0.35	0.20	0.28	0.33	0.34
СРТ-40	–	–	–	–	–	–	1.00	0.42	0.73	0.48	0.17	0.45	0.47	0.33
МТ-10	–	–	–	–	–	–	–	1.00	0.47	0.22	0.17	0.21	0.25	0.32
МТ-20	–	–	–	–	–	–	–	–	1.00	0.52	0.29	0.47	0.53	0.42
МП1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1.00	0.37	0.46	0.49	0.45
МП2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1.00	0.15	0.17	0.49
МП3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1.00	0.50	0.29
МП4	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1.00	0.36
МП5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1.00

Примечание к таблице 3: после аббревиатуры названия группы разновозрастных террас (СТТ, СРТ, МТ) через дефис указан их возраст (10-50 лет).

Среди последних велика доля представителей естественной флоры Былымской аридной котловины. Суммарная доля видов лугово-степных фитоценозов соседних с дамбой склонов на СТТ и СРТ в первое десятилетие составила около 70%, на МТ – 64.5% (рис. 2).

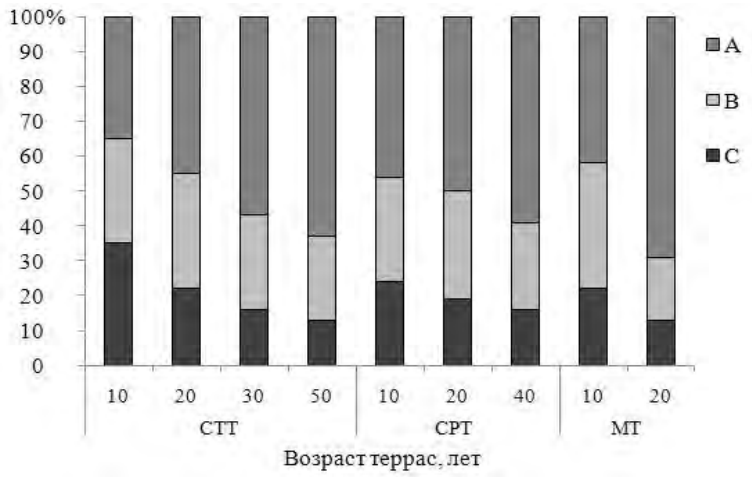


Рис. 2. Соотношение элементов флоры разновозрастных террас хвостохранилища ТВМК. *Условные обозначения:* А – виды ненарушенных сообществ зональной флоры, В – рудеральные синантропные виды, С – рудеральные виды зональной флоры.

Большая часть этих видов со временем увеличила свою роль в фитоценозе. Среди них на СТТ помимо полыней отмечены поповник девичьелистный *Pyrethrum parthenifolium* Willd., бородач обыкновенный *Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng и другие. Виды естественной флоры, закрепляющиеся в пионерных сообществах СРТ: ксерофиты полынь австрийская *Artemisia austriaca*

Jacq., полынь Маршалла *A. marschalliana* Spreng., василек кубанский *Centaurea kubanica* Klokov, шалфей седеющий *Salvia canescens* C.A. Mey и другие. Для МТ характерно вселение *A. marschalliana*, чия раскидистого *Achnatherum caragana* (Trin.) Nevski, овсяницы валлисской *Festuca valesiaca* Gaudin, тонконога крупноцветкового *Koeleria cristata* (L.) Pers, в дальнейшем значительно повышающих свое обилие до 1-3 баллов.

Повторные исследования дамбы ТВМК позволили установить ряд общих тенденций фитоценогенеза для трех групп террас по достижении 20-летнего возраста. Среди них обогащение видового состава сообществ и возрастание общего проективного покрытия травостоя; увеличение доли видов естественных ненарушенных фитоценозов на фоне снижения представленности рудеральных видов зональной флоры; возрастание показателей сходства видовых составов сообществ на террасах (СТТ-СРТ, СТТ-МТ, СРТ-МТ), а также сходства видовых списков террас и естественных фитоценозов.

При этом наиболее существенные изменения коснулись верхних террас. Так, видовое богатство на МТ возросло в три раза, превысив зональные показатели. Суммарная доля видов естественных растительных сообществ составила 82%, из них около 70% – виды, характерные для ненарушенных склонов. Соответственно изменился видовой состав содоминантов, в числе которых злаки *K. cristata*, *F. valesiaca*, многолетний полукустарничек *A. marschalliana* и кустарник ива козья *Salix caprea* L. С обилием в 1 балл встречались также злаки *A. caragana*, *B. ischaemum*, тимофеевка степная *Phleum phleoides* (L.) H. Karst. Среди разнотравья на МТ отмечены 15 видов семейства бобовых (астрагал австрийский *Astragalus austriacus* Jacq., астрагал козлятниковый *A. galegiformis* L., эспарцет Боброва *Onobrychis bobrovii* Grossh. и другие), способствующих обогащению почвы азотом. Выявлены также девять видов кустарников и деревьев (ирга овальная *Amelanchier ovalis* Medikus, абрикос обыкновенный *Armeniaca vulgaris* Lam., хвойник рослый *Ephedra procera* Fisch. & C.A. Mey., жостер Палласа *Rhamnus pallasii* Fisch. & C.A. Mey. и др.), играющих большую роль в закреплении почвы. Кроме того, на верхних террасах дамбы рассеяно произрастали редкие для флоры Кабардино-Балкарии виды кладохета чистейшая *Cladochaeta candidissima* (M. Bieb.) DC., котовник чегемский *Nepeta czegemensis* Pojark. и вьюнок узколистный *Convolvulus lineatus* L. Среди синантропных видов максимальное обилие имел абсолютный доминант сообщества – *H. rhamnoides*, массово распространившийся на всех трех группах террас. В то же время для МТ, как и СРТ, в 2018 г. отмечена интенсивная, до 40-50% деревьев, гибель зарослей облипихи крушиновидной, что требует отдельных исследований.

Для МТ 20-летнего возраста отмечен также максимальный среди трех групп террас показатель сходства видовых списков со списками видов естественных фитоценозов. Наиболее близки (более 50% общих видов) видовые составы МТ и расположенных рядом МП1, МП4, представляющих многовидовые (87-105 видов) субальпийские остепненные луга на мощных задернованных темногумусовых почвах с умеренной (МП1) и слабой (МП4) пастбищной нагрузкой. В ходе дальнейшей сукцессии для СТТ и СРТ отмечено постепенное возрастание доли растений естественных ненарушенных лугово-степных фитоценозов и некоторое снижение участия рудеральных синантропных видов, которое все же оставалось высоким (24-25%) до конца наблюдений. При этом в 30-летнем возрасте на СТТ и 40-летнем возрасте на СРТ наблюдалось содоминирование рудеральных синантропных видов (полынь веничная *Artemisia scoparia* Waldst. & Kit., амброзия полынолистная *Ambrosia artemisiifolia* L., неравноцветник кровельный *Anisantha tectorum* (L.) Nevski) и видов зональных сообществ (*A. austriaca*, *A. millefolium*, *A. marschalliana*, *B. ischaemum*). К 50 годам основную фитоценотическую роль на СТТ выполняли уже виды естественных ценозов (*A. marschalliana*, *F. valesiaca*, *B. ischaemum*, подмаренник распростертый *Galium humifusum* M. Bieb.). Значительно снизилось обилие *H. rhamnoides*. Показатели сходства видовых составов растительности СТТ и СРТ, а также между террасами и естественными фитоценозами, по данным 2018 г., достигли максимальных значений за весь период наблюдений. При этом, как и для МТ, наибольшее видовое сходство СТТ и СРТ отмечено с ненарушенными лугово-степными фитоценозами МП1, МП3 и МП4, не превышая, однако 44-49%.

Известно, что техногенные ландшафты нередко становятся источниками проникновения в близлежащие естественные экосистемы чужеродных, в том числе инвазионных, видов. Анализ инвазионной фракции синантропной растительности дамбы ТВМК показал наличие на террасах в разное время *A. artemisiifolia*, мелколепестника однолетнего *Erigeron annuus* (L.) Pers., ромашки

безъязычковой *Matricaria discoidea* DC., дурнишника эльбского *Xanthium albinum* (Widder) Scholz & Sukopp, дурнишника колючего *X. spinosum* L., сердечницы крупковидной *Cardaria draba* (L.) Desv., лебеды татарской *Atriplex tatarica* L., конопли сорной *Cannabis ruderalis* Janisch. Некоторые из этих видов элиминировались в процессе фитоценогенеза (*A. tatarica*, *C. ruderalis*), другие прочно вошли в сообщества террас (*A. artemisiifolia*, *M. discoidea*, *X. albinum*) и даже внедрились в состав растительного покрова соседних склонов, произрастая по тропам, обочинам грунтовых дорог (*A. artemisiifolia*, *M. discoidea*, *X. albinum*, *X. spinosum*, *C. draba*).

Исследование современного состояния луговых экосистем аридной котловины показало, что на склонах западной, северной и восточной экспозиций на задернованных темногумусовых почвах формируются субальпийские остепненные разнотравно-злаковые луга с содоминированием *F. valesiaca*, *K. cristata*, *P. phleoides*, *B. ischaemum* (МП1), *F. valesiaca*, *K. cristata*, *P. phleoides*, *B. variegata* (МП3), пырейника собачьего *Elymus caninus* (L.) L., *K. cristata*, герани кроваво-красной *Geranium sanguineum* L. (МП4). Для фитоценозов характерны высокие показатели ОПП и видового богатства (табл. 4).

Таблица 4. Характеристика луговых фитоценозов и почв на модельных площадках Былымской аридной котловины.

Параметры	Модельные площадки				
	МП1	**МП2**	**МП3**	**МП4**	**МП5**
Экспозиция, крутизна склона, °	З, 10-15	Ю, 15	С, 15	В, 45	ЮЗ, 30
Высота над уровнем моря, м	1302	1311	1308	1256	1285
Число видов, шт.	87	43	84	105	67
ОПП, %	90	50	97	95	75
Средняя высота травостоя, см	15	5	30	30	20
Индекс синантропизации, %	1.15	2.32	3.57	2.85	1.49
Запас сырой надземной фитомассы, ц/га	48.67	41.33	81.33	60.83	46.67
Запас сухой надземной фитомассы, ц/га	20.03	26	48.67	27.33	30
Почвы	Темно-гумусовые	Абраземы	Темно-гумусовые	Темно-гумусовые	Абраземы
Мощность почвенного слоя, см	35-50	15-25	45-50	45-50	25-40
Мощность дернины, см	7	3-5	10	10	3-5

В составе растительности на МП отмечены редкие виды, занесенные в новое издание Красной книги КБР: *C. candidissima* (МП1), наголоватка предкавказская *Jurinea ciscaucasica* (Sosn.) Iljin (МП1, МП3, МП4), ковыль волосатик *Stipa capillata* L., карагана крупноцветковая *Caragana grandiflora* (M. Bieb.) DC. (МП1), кокушник комарниковый *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. (МП3, МП4), неотинея обожженная *Neotinea ustulata* (L.) R.M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase, ятрышник трехзубчатый *N. tridentata* (Scop.) R.M. Bateman, Pridgeon & M.W. Chase (МП4), любка зеленоцветковая *Platanthera chlorantha* (Custer) Rchb. (МП3), ирис карликовый *Iris pumila* L. (МП1, МП4). Доля синантропных видов растений при этом не превышает 3-4%. Выпас скота на МП1 (периодический прогон мелкорогатого скота по левому борту хвостохранилища) определяет некоторое снижение, по сравнению с МП3 и МП4, показателей средней высоты травостоя и запасов надземной фитомассы (в 1.23-1.67 раз (в сыром состоянии) и 1.36-2.43 раз (в сухом состоянии)).

Почвы склонов южной и юго-западной экспозиции в основном представлены сильно защебненными с поверхности, маломощными абраземами. Преобладающая нагорно-ксерофитная растительность (осоково-седоватошалфейные (МП2), овсяницево-полынковые (МП5) остепненные луга) характеризуется содоминированием *S. canescens*, *F. valesiaca*, *C. humilis*, *A. chamaemelifolia*, *A. marschalliana* и др. Данные растительные сообщества отличаются относительно низкими показателями проективного покрытия, видового богатства, запасов надземной фитомассы. Подобные характеристики при отсутствии выраженной антропогенной нагрузки определяются экспозицией склонов с повышенной инсоляцией. Здесь также отмечен низкий индекс синантропизации растительности, а также произрастание редких для КБР видов растений: *S. capillata*, *N. czegemensis*,

C. grandiflora (МП2, МП5), *N. ustulata*, *N. tridentata* (МП5).

Таким образом, по окончании первого десятилетия восстановления растительного покрова на СРТ и МТ отмечена стадия формирования рудеральных сообществ на примитивных бесструктурных почвах мощностью 1-5 см. Стадия характеризуется низким проективным покрытием травостоя, доминированием рудеральных видов естественной флоры и рудеральных синантропных видов, широким спектром единично и рассеянно встречающихся видов зональной флоры. Для нижних террас характерна затянутость начальных этапов фитоценогенеза. Спустя первые 10 лет от формирования террас все еще наблюдается инициальная стадия восстановления растительности, характеризующаяся заселением практически обнаженного экотопа (ОПП – 10%) рудеральными видами растений и бедностью видового состава. Подобная тенденция может быть обусловлена транзитным положением нижних террас и интенсивным транспортным потоком через них груженой автомобильной техники вплоть до угасания деятельности ТВМК в 1990-е гг.

По достижении 20-летнего возраста на нижних и средних террасах дамбы на псаммоземах мощностью до 10 см формируются рудерально-естественные сообщества с относительно низким (35-40%) проективным покрытием травостоя и выраженным участием растений природных фитоценозов (67-69%), среди которых около трети рудеральных видов. Видовое богатство СТТ все еще в 1.65 раз ниже, чем на СРТ, однако показатель сходства видовых списков двух групп террас увеличился до 63%.

Темпы фитоценогенеза на верхних террасах по ряду показателей значительно выше. По окончании второго десятилетия восстановления растительного покрова здесь отмечены многие признаки стадии формирования естественных сообществ. С субальпийскими остепненными лугами соседних склонов растительность МТ сближают высокие показатели видового богатства, подавляющее преобладание в составе ценофлоры видов, характерных для ненарушенных лугово-степных фитоценозов. Интенсивное заселение видов естественной зональной флоры на верхние террасы, вероятно, объясняется как относительно низкой техногенной нагрузкой в период после их формирования, так и близким расположением основных источников заноса семян и вегетативных диаспор – юго-западного и восточного склонов Былымской котловины, подножия которых непосредственно выходят на верхнюю часть дамбы. В то же время слабое развитие почвы, низкое проективное покрытие травостоя, невысокий в целом показатель сходства флоры с естественными сообществами, эцезионный характер фитоценогенеза свидетельствуют о незавершенности процесса восстановления растительного покрова на верхних террасах на современном этапе.

На СТТ стадия формирования естественных сообществ отмечена только спустя 50 лет от закладки террас. Основными характеристиками при этом являются относительная завершенность процесса почвообразования, наличие довольно плотного травостоя с доминированием видов зональной флоры ненарушенных лугово-степных фитоценозов. Так, уже к 30-летнему возрасту на СТТ формируются темногумусовые почвы, мощность которых к 50 годам составляет 30-50 см, в то время как для СРТ в возрасте около 40 лет все еще характерны не дифференцированные на горизонты псаммоземы. Вероятно, в данном случае значение имеет расположение и рельеф более выположенных нижних террас, способствующие проявлению денудационных и аккумулятивных процессов. В то же время значительное участие в ценофлоре рудеральных синантропных растений, наряду с невысокими показателями сходства с видовыми списками естественных фитоценозов (менее 50%) свидетельствуют о незавершенности процесса фитоценогенеза и на нижних террасах дамбы. Фактором, в определенной степени снижающим темпы фитоценогенеза на СТТ, вероятно, является пастбищная нагрузка у подножия дамбы, о наличии которой свидетельствуют произрастание здесь типичных пастбищных видов *F. valesiaca*, *G. humifusum*, осоки низкой *Carex humilis* Leyss., тропинчатость полотна террас и следы жизнедеятельности животных. Средневозрастные террасы спустя 40 лет от формирования по большинству изученных параметров близки к нижним террасам 50-летнего возраста, растительность на которых, по-видимому, соответствует следующему этапу их зарастания.

Таким образом, в настоящее время растительность дамбы третьего хвостохранилища ТВМК характеризуется достаточно высокой сомкнутостью (нижние и средние террасы), значительным биологическим разнообразием (всего 202 вида растений) с преобладанием в ценофлоре видов естественных фитоценозов (в среднем 78%). Со временем устойчиво возрастают показатели сходства видовых составов ценофлор как между террасами дамбы, так и с фитоценозами прилегающих естественных ландшафтов. На полотне дамбы распространение получила древесно-кустарниковая

растительность, включающая, помимо разросшихся посадок *H. rhamnoides*, еще 15 видов, большинство из которых характерны для природных сообществ. Наличие на террасах редких для флоры КБР видов растений (*C. candidissima*, *N. czegemensis*, *C. lineatus*, *J. ciscaucasica*, *S. capillata*) так же косвенно свидетельствует об удовлетворительном современном состоянии растительного покрова дамбы хвостохранилища.

Сравнивая скорость почвообразования и фитоценогенеза на техногенных ландшафтах Центрального Кавказа в районе Былымской аридной котловины и, например, Кузнецкого угольного бассейна, можно отметить, что в первом случае она ниже. Так, уже к 20-летнему возрасту на отвалах Кедровского углеразреза под бобово-злаковым лугом формируются почвы (почвообразные породы) глубиной 30 см (до почвообразующей породы) с темно-бурой дерниной в 3 см. На отвалах Байдаевского углеразреза в возрасте более 30 лет под разнотравно-злаковым лугом также отмечено формирование почвенного профиля в 30 см с хорошо выраженной дерниной на глубине 3-6 см под трехсантиметровой подстилкой (Андроханов, 2005). Это может быть связано с отрицательным влиянием повышенного содержания отдельных микроэлементов в грунте на интенсивность зарастания дамбы хвостохранилища ТВМК.

Наличие на террасах дамбы в разное время восьми агрессивных инвазионных видов растений, пять из которых могут внедряться в естественные фитоценозы при снижении уровня межвидовой конкуренции на нарушенных участках, представляет потенциальную угрозу биологическому разнообразию сообществ Былымской котловины. Однако отмеченные низкие индексы синантропизации естественных фитоценозов данного района свидетельствуют об их устойчивости к внедрению инвазионных видов. Большое значение здесь, вероятно имеет высокая сомкнутость травостоя на прилегающих к дамбе склонах. В целом по большинству геоботанических параметров современное состояние луговых экосистем в районе Былымской аридной котловины является удовлетворительным, о чем также свидетельствует произрастание на ее склонах десяти редких видов флоры Кабардино-Балкарии, занесенных в новое издание Красной книги республики. Определяющее значение при этом, вероятно, играет выраженное снижение в последнее десятилетие не только техногенной нагрузки (проезд транспорта, изменение ландшафта и т.п.), но и поголовья мелкорогатого скота у местных жителей (общая тенденция, характерная для фермерских хозяйств Кабардино-Балкарской Республики).

Заключение

Многолетняя динамика восстановления растительности при самозарастании дамбы третьего хвостохранилища ТВМК характеризуется постепенным прохождением четырех стадий флороценогенеза – инициальной и стадий формирования рудеральных, рудерально-естественных и естественных сообществ. Прохождению этих стадий соответствует увеличение показателей видового богатства и общего проективного покрытия травостоя, доли видов зональной флоры ненарушенных лугово-степных фитоценозов среди доминантов растительного покрова и в составе ценофлоры в целом, возрастание показателей сходства видовых списков с фитоценозами прилегающих естественных ландшафтов. Параллельно идет процесс почвообразования от примитивных бесструктурных почв и псаммоземов до темногумусовых почв с развитым дерновым слоем. Исходя из анализа этих тенденций и оценки геоботанических и почвенных параметров близлежащих естественных фитоценозов, конечным итогом вторичной сукцессии на дамбе хвостохранилища станет формирование субальпийских остепненных лугов на развитых темногумусовых почвах. В настоящее время растительный покров дамбы все еще находится на стадии становления.

Максимальная скорость прохождения стадий фитоценогенеза отмечена для наиболее молодых верхних террас (признаки формирования естественных сообществ уже в 20-летнем возрасте), непосредственно примыкающих к склонам Былымской котловины (основным источникам диаспор) и менее подверженных техногенной нагрузке в прошлом. Наиболее низкие темпы восстановления растительности, особенно на начальных этапах (инициальная стадия в 20-летнем возрасте), характерны для нижних террас, в большей степени подверженных техногенной нагрузке в период активной деятельности ТВМК и пастбищной нагрузке в последние десятилетия. В то же время проявление денудационных и аккумулятивных процессов способствует здесь более быстрому развитию почвенного покрова. В целом скорость почвообразования и фитоценогенеза на хвостохранилище ТВМК невысокая по сравнению, например, с самозарастающими техногенными

ландшафтами юга Западной Сибири.

Современное состояние растительности хвостохранилища, а также прилегающих естественных лугово-степных фитоценозов Былымской аридной котловины на фоне низкого антропогенного воздействия является удовлетворительным. Признаков выраженного отрицательного влияния техногенного ландшафта на природные экосистемы не выявлено.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Авессаломова И.А., Петрушина М.Н., Хорошев А.В. 2002. Горные ландшафты: структура и динамика. М.: Изд-во МГУ. 157 с.

Андроханов В.А. 2005. Специфика и генезис почвенного покрова техногенных ландшафтов // Сибирский экологический журнал. Т. 12. № 5. С. 795-800.

Ермаков В.В., Хушвахтова С.Д., Тютиков С.Ф., Буряк А.К., Данилова В.Н., Пыцкий И.С., Хабаров В.Б. 2013. Особенности аккумулирования молибдена, вольфрама, меди и рения в биогеохимической пищевой цепи // Вестник Российского фонда фундаментальных исследований. № 1 (77). С. 34-38.

Классификация и диагностика почв России. 2004. М.: Ойкумена. 342 с.

Разумов В.В., Цепкова Н.Л. 1984. Предварительная оценка техногенного воздействия на среднегорные экосистемы // Труды Высокогорного геофизического института. № 54. С. 121-134.

Фисун М.Н., Ахматова А.И. 1999. Биологическая рекультивация отвалов промышленной переработки горнорудных пород на Тырныаузском вольфрамо-молибденовом комбинате // Вестник Международной академии наук экологии и безопасности. № 8 (13). С. 140-141.

Цепкова Н.Л., Кучмезова И.Т., Абрамова Л.М. 2008. Некоторые ассоциации рудеральной растительности г. Нальчика (Кабардино-Балкария) // Растительность России. № 12. С. 97-103

Цепкова Н.Л., Фисун М.Н. 2004. Оценка современного состояния растительности хвостохранилища Тырныаузского горно-обогатительного комбината // Материалы Всероссийской научно-практической конференции «Безопасность и экология технологических процессов и производств». Персиановский: ДонГАУ. С. 121-123.

Черепанов С.К. 1995. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб.: Мир и семья-95. 992 с.

Шхагапсоев С.Х. 2000. Особенности формирования растительности на техногенных ландшафтах Тырныаузского вольфрамо-молибденового комбината // Вестник Кабардино-Балкарского государственного университета. № 4. С. 4-5.

Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensociologie. Wien-New York. 865 p.

Gedgafova F.V., Uligova T.S. 2007. Heavy Metals in Natural and Technogenic Ecosystems of the Central Caucasus // Russian Journal of Ecology. Vol. 4. P. 295.

Reutova N.V. 2017. Mutagenic potential of some heavy metals // Russian Journal of Genetics: Applied Research. Vol. 7. No. 2. P. 175-179.

Reutova N.V., Dzambetova P.M. 2006. Optimal test-systems for the first stage of the genetic monitoring of the environmental pollution // European Jornal of Natural History. No. 3. P. 120.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 136-143

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 631.4

ЧЕРНОЗЕМЫ ЗАПАДНОГО ЗАБАЙКАЛЬЯ: РАСПРОСТРАНЕНИЕ, ЭЛЕМЕНТЫ ПЛОДОРОДИЯ, ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО, ГУМУС, УРОЖАИ

© 2020 г. Г.Д. Чимитдоржиева

Институт общей и экспериментальной биологии Сибирского отделения РАН
Россия, 670047, г. Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, д. 6. E-mail: galdorj@gmail.com

Поступила в редакцию 12.12.2019. После доработки 01.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Черноземы Забайкалья, наряду с каштановыми почвами, интенсивно используются в земледелии региона, они малогумусные (4.2%), легкого гранулометрического состава, распространены островками, чаще на различных склонах и подвержены дефляции. Биологическая активность низка вследствие их глубокого промерзания (4 м) и медленного оттаивания. Микроорганизмы распространены в поверхностных слоях почв. Объем ежегодного поступления свежего органического вещества низок с медленной его деструкцией. Гумус в них фульватно гуматного характера с высоким содержанием негидролизуемого остатка (48%), в котором наряду с гуминовыми кислотами высока доля фульвокислот. Только при щадящем агротехническом использовании с применением приемов адаптивного землепользования можно получить урожаи яровой пшеницы до 21 ц/га при урожае в хозяйствах региона 12-13.

Ключевые слова: черноземы, органическое вещество, гумус, плодородие, Западное Забайкалье.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10128

Черноземы Забайкалья не имеют сплошного распространения, встречаются островками, однако в регионе они являются самыми плодородными почвами. Их генезис и география изучены почвоведами-классиками, такими как О.В. Макеев (1958), К.А. Уфимцева (1960), Н.А. Ногина (1964), И.А. Важенин и Е.А. Важенина (1969), установившими самобытность этих почв, отличие от аналогичных почв Западной Сибири и Европейской части России. В последующем И.А. Ишигенов (1972) провел исследования режимных процессов влажности и питательных элементов. Последний из названных авторов, а также эпизодические исследования выявили, что черноземы региона малогумусны – 2.5-4.2%, бедны питательными элементами: легкогидролизуемый азот составляет 3-7-14, подвижная P_2O_5 – 15-30, обменный K_2O – 5-20 мг/100 г.

Черноземно-степные ландшафты в Западном Забайкалье в системе внутрикотловинной концентрической зональности располагаются по внешнему кольцу, окружающему сухостепное ядро. Ареал черноземов (ЧП) часто имеет вид изолятов среди каштановых и серых лесных почв. Основные площади их располагаются на пологих склонах Тугнуйского и Заганского хребтов, обращенных в Бичурскую котловину. В виде узких полос они встречаются на склонах Кударинского хребта и в предгорьях Малого Хамар-Дабана и хребтов Унэгэтэйский, Улан-Бургасы и Боргойский. В южных котловинах наиболее благоприятные условия для черноземов создаются на склонах северной экспозиции. По мере продвижения на север они все больше тяготеют к теплообеспеченным склонам, а на Витимском плоскогорье, в Муйской и Верхнеангарской котловинах небольшие степные участки – убуры – уже жестко приурочены к южным крутым склонам. Таким образом, очень ограниченные в сплошном распространении черноземы в Забайкалье относятся к криоаридным почвам с незначительным количеством осадков в год – 264 мм, со средней годовой температурой – 2.4°, средней января − -24.8°, июля − +18.3°, с суммой активных температур выше 10°С − 1637, с безморозным периодом длиной 100 дней и с коэффициентом Иванова, равным 0.48 (средний показатель за апрель-сентябрь), по данным ст. Мухор-Шибирь.

Материалы и методы

Материалом исследований послужили черноземы Селенгинского среднегорья, описания всех почвенных разрезов были проведены автором. Физико-химические показатели почв получены согласно общепринятым в почвоведении и агрохимии методикам (Аринушкина, 1970;

Агрохимические методы ..., 1975). Поскольку в трех разрезах мощность гумусового горизонта разная (0-10, 0-22, 0-33 см), а также различна глубина залегания карбонатного горизонта (38-150, 50-170, 36-150 см), подвергать их статобработке некорректно, поэтому приведены показатели типичных для черноземов региона почвенных разрезов, что практикуется в почвоведении. Учет надземной и корневой масс растений проведен по Н.А. Панковой (1961). Качественный состав гумусообразователей определен по А.И. Ермакову с соавторами (1952). Выделение препаратов гуминовых кислот (ГК) и фульвокислот (ФК) проведено исчерпывающим экстрагированием по методике Д.С. Орлова и Л.А. Гришиной (1981). Углерод, азот почв и растений, а также фракций ГК и ФК определены на автоматизированном элементном анализаторе CNHS/O Perkin Elmer 11 Stries в лаборатории биохимии почв ИОЭБ СО РАН. Целью работы было выявить потенциальное плодородие черноземов и возможности их лучшего использования в земледелии региона.

Растительность. В черноземных степях наиболее распространены житняково-ковыльные и мятликово-ковыльные растительные ассоциации. Травостой степей часто многоярусный, за исключением мелкозлаковых степей, представленных типчаковыми и тонконоговыми ассоциациями. В настоящее время мозаичность и низкая продуктивность степей Забайкалья усугубляются явлениями антропогенных дигрессий и дефляционных процессов, поскольку черноземы почти полностью используются в земледелии, целинных вариантов осталось мало. По нашим данным, продуктивность фитомассы на криоаридных черноземах региона составляет порядка 1.2 т/га ±0.11 при поступлении в 0-20 см слой корней 9.48 ±0.14 т/га (Чимитдоржиева, 2016).

Чернозем. Установлено, что в организации морфогенетического профиля участвует следующая система горизонтов: А1 – (АВ) – В1 – (В2) – Вк – Ск.

Почвообразующие породы составляют песчаные отложения. По содержанию гумуса выделяемые в Забайкалье средне- и малогумусные черноземы весьма близки, что делает проблематичным их диагностирование. Ввиду укороченности гумусового профиля и малых запасов органики, а также пониженного содержания продуктивной влаги и высокой аэрации черноземы Забайкалья недостаточно благоприятны в агророизводственном и мелиоративном отношениях. Развитие растений также лимитируется излишне высокой температурой корнеобитаемого слоя. Между тем, эти почвы остаются одними из лучших в степных ландшафтах Забайкалья. Черноземы по характеру мерзлотности относятся к глубоко (2.5-4.0 м) и длительно (6-7 месяцев) промерзающим, существенно отличаясь от аналогов Европейской части России (ЕЧР), низким содержанием гумуса 3-5%, укороченностью гумусового профиля (0-25-30 см). Они большей частью легкосуглинистого гранулометрического состава, бесструктурные, отсутствуют водопрочные агрегаты. Карбонатный горизонт хорошо выражен, залегает неглубоко и мощность его незначительна (38-150 см). Наличие сильной щебнистости и хряща в этом горизонте резко сказывается на водно-физических свойствах. Неблагоприятные водно-физические свойства затрудняют накопление влаги в почве.

Морфологические признаки исследуемых ЧП можно охарактеризовать описанием следующих разрезов: 2с, 1бч, 3б.

Разрез 2с. Селенгинский район, 3 км от с. Арбузово. Целина, выгон. Изреженный растительный покров с преобладанием ковыля волосатика (*Stipa capillata*), мелкой осочки (*Carex minuta*), полыни холодной (*Artemisia frigida*), капусты заячьей (*Hylotelephium telephium* H. Ohba).

А1 − 0-22 см. Темно-серый средний суглинок, сильнощебнистый, непрочно комковатой структуры, плотный, пронизан корнями. Переход к следующему горизонту постепенный, языковатый.

В − 22-38 см. Грязно-желтый легкий суглинок, сильнощебнистый, сухой, бесструктурный, плотный. Переход к нижележащему горизонту резкий, языковатый до 50 см.

Вк − 38-112 см. Неравномерно окрашенный легкий суглинок, с белесыми серыми, желтыми пятнами, слабо увлажнен, щебнистый, плотный. Переход к следующему горизонту заметный, бурно вскипает от HCl.

Ск − 112-150 см. Неравномерно окрашенная супесь, с белыми пятнами, сильнощебнистая, бесструктурная, слабо уплотненная. Переход к следующему горизонту ясный, слабо вскипает от HCl.

С − 150-170 см. Желто-бурый песок, слабо увлажнен, бесструктурный, слабо уплотнен, щебнистый. Не вскипает от HCl.

Разрез 1 бч. Мухоршибирский район, центральная часть Тугнуйской котловины, северный склон,

целина. Координаты 51° 08.660’ с.ш., 108° 05.391’ в.д.; h=817.3 м.

Растительность: ковыль волосатик (*Stipa capillata*), осока твердоватая (*Carex duriuscula*), тонконог стройный (*Koeleria gracilis*), змеевка растопыренная (*Cleistogenes squarrosa*), мятлик кистевидный (*Poa botryoides*), пижма обыкновенная (*Tanacetum vulgare*), прострел (*Pulsatilla Turczaninovii*), остролодочник (*Oxytropis oxyphylla*), тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium*), лук полевой (*Allium odorum*), полынь холодная (*Artemisia frigida*). Степень проективного покрытия 50-60%.

А − 0-33 см. Темно-серый легкий суглинок, комковатый, уплотнен, обильно пронизан корнями растений, не вскипает от HC1, переход в следующий горизонт четкий, резкий по цвету.

В − 33-50 см. Бурый легкий суглинок, непрочно комковатый, уплотнен, имеются включения корней, не вскипает от HC1, переход в следующий горизонт по линии вскипания

$Вк_1$ − 50-75 см. Белесовато–буроватая супесь, бесструктурная, уплотнена, имеются включения корней, бурно вскипает от HCl, переход в следующий горизонт по цвету.

$Вк_2$ − 75-137 см. Белесоватая супесь, бесструктурная, уплотнена, имеются единичные включения корней, вскипает на карбонатных выцветах, переход в следующий горизонт по цвету и плотности.

Ск − 137-170 см. Буровато-белесоватая супесь, бесструктурная. Менее плотная, чем предыдущий горизонт, встречаются единичные включения корней, вскипает от HC1. ПП: пролювиально-делювиальные отложения (Юрская система, Тугнуйская свита).

Разрез 3б. Селенгинский район, п. Гусиноозерск, юго-восточный склон крутизной 10°. Координаты: 51° 20’ 10 с.ш., 106° 36’ 15 в.д.; h=567.1 м. Растительность: ковыль волосатик (*Stipa capillata*), ковыль Крылова (*Stipa Krylovii),* житняк гребенчатый (*Agropyron cristatum*), лапчатка бесстебельная (*Potentilla acaulis*), гетеропаппус татарский (*Heteropappus tataricus*), тонконог гребенчатый (*Koeleria cristama*), змеевка растопыренная (*Cleistogenes squarrosa*), осока твердоватая (*Carex duriuscula*), вероника седая (*Veronica incana*). Проективное покрытие 45-55%.

А − 0-22 см. Серовато-коричневый легкий суглинок, комковатый, плотный, сильнощебнистый, сухой, имеются обильные включения корней, встречаются мелкие камни, переход в следующий горизонт по цвету и плотности

АВ − 22-36 см. Светло-серый с буроватым оттенком легкий суглинок, непрочно комковатый, более светлый и плотный, чем предыдущий горизонт, сильнощебнистый, сухой. Имеются включения корней, переход в следующий горизонт по цвету.

$Вк_1$ − 36-65 см. Светло-серая с буроватым оттенком супесь, непрочно комковатая, плотная, сухая, единичные включения корней, переход по линии вскипания, цвету.

$Вк_2$ − 65-105 см. Пепельно-серая супесь непрочно комковатой структуры. Более плотный, чем верхний горизонт, щебнистый, плотный, слабо увлажнен. Имеются единичные включения корней, бурно вскипает от HCl, переход по интенсивности вскипания, плотности.

Ск − 105-150 см. Серовато-бурая супесь, бесструктурная, слабо уплотненная, сухая, щебнисто-каменистая, слабо вскипает от HCl. ПП: делювиальные суглинки (Гусиноозерская серия, Хисехинская свита).

Гумус черноземов средний − 3.0-5.0%, реакция почв близка к нейтральной (pH=6.6-6.8), с появлением карбонатов становится среда щелочной (pH=8.2-8.9), легкосуглинистого состава с невысокой суммой поглощенных оснований (20.3-29.7 мкмоль/экв; табл. 1). Запасы гумуса в 0-20 см слое черноземов региона составляют всего 124.2 т/га. Подобные запасы гумуса встречаем на черноземах южных карбонатных 120.36 т/га (Захарова и др., 2016) и даже на черноземах обыкновенных Алтая – 124.3 (Иванюшин, Плотников, 2010).

В ЧП Западной Сибири содержание гумуса составляет 6.6% (Гамзиков, 2009), в оподзоленных – 12.2, обыкновенных – 7.6, выщелоченных – 6.0, южных – 3-5% (Кленов, 2000), в черноземах выщелоченных Ульяновской области – 9.88 (Куликова, 2007), в черноземах Воронежской области – 8.8% (Щеглов, 2017). Отсюда видно, что количество гумуса значительно варьирует по регионам в зависимости от природных зон, конкретно от осадков и тепла.

И.Г. и Е.А. Важенины (1969) отмечали, что для Бурятии характерно относительное преобладание ЧП сухих степей, поэтому здесь меньше содержание гумуса − 4.8%, а для Забайкальского края, более увлажняемого, выше его количество − 6.6%. Аналогичное отмечала и Н.А. Ногина (1964), объясняя тем, что гранулометрический состав ЧП Бурятии несколько легче, поэтому менее гумусированы,

а Забайкальского края оказываются более гумусированными, у них более мощный гумусовый горизонт. По запасам гумуса ЧП Забайкалья близки к черноземам южным (Ногина, 1964).

Гумус почв находится в зависимости от объема ежегодно поступающих в них растительных остатков. Если в почвах ЕЧР под травянистой одно-многолетней растительностью масса ежегодно отмирающих корней составляет 3-5 т/га, примерно столько же фитомассы поступает в виде опада, то эти цифры в холодных аридных черноземных степях составляют соответственно: 9.48±0.14 и 1.2±0.11 т/га. По данным Ф.Н. Лисецкого (2012), в природном ландшафте типчаково-ковыльной степи максимальный запас растительного вещества, отмечаемый во внутригодовой динамике, достигает 26 т/га с суммой осадков 510 мм, который свидетельствует, что при превышении последних вдвое, возрастает соответственно и биопродуктивность этих черноземов. В последних почвах травянистый покров степной растительности способствует формированию гумусового слоя мощностью до 100-150 см, тогда как степной фитоценоз Забайкалья формирует в основном его мощностью 30-40 см. Отличительной чертой фитоценоза последнего региона является то, что объем корней превышает надземную массу, вследствие погони последних за влагой и элементами питания.

Таблица 1. Физико-химическая характеристика черноземов.

Угодья, № разреза	**Горизонт, глубина**	**Гумус**	**Азот общий**	**pH воды**	**Сумма обменных оснований, ммоль(экв) на 100 г**	**Содержание частиц <0.01 мм**
	см	**%**				**%**
Селенгинский район, с. Арбузово						
Целина, р. 2с	A_1 – 0-10	4.24	0.21	6.6	21.9	35.0
	A_2 – 10-20	2.22	0.11	6.9	20.4	29.0
	B – 25-35	1.22	0.08	7.1	19.0	25.0
	$B_к$ – 40-50	0.68	0.06	7.4	16.4	25.0
Мухоршибирский район, с. Тугнуй						
Целина, р. 1 бч	A_1 – 0-33	5.3	0.52	6.7	29.7	29.7
	B – 33-50	1.4	0.21	7.0	24.6	21.3
	$Вк_1$ – 50-75	0.4	0.39	7.9	20.0*	18.5
	$Вк_2$ – 75-137	0.2	–	8.2	22.0*	17.8
	Ск – 137-170	–	–	8.3	18.0*	16.7
Селенгинский район, п. Гусиноозерск (Бодеева, 2012)						
Целина, р. 3б	A_1 – 0-22	3.50	0.22	6.8	20.3	29.9
	AB – 22-36	2.2	0.14	7.2	17.4	29.3
	$B_{к1}$ – 36-65	0.7	0.05	7.4	10.8	27.7
	$B_{к2}$ 65-105	0.2	–	8.3	16.0*	27.7
	$C_к$ 105-150	–	–	8.9	15.0*	25.6

Примечания к таблице 1: * – емкость поглощения.

Однако накопление гумуса всецело зависит от условий почвенной среды и химического состава гумусообразующих растительных остатков. Следует отметить общую обедненность ежегодно поступающей в почву биомассы простыми углеводами – 6.9, азотом – 1.49%, но богатой: P_2O_5 – 0.55%, K_2O – 1.01, Ca – 1.32, чем корневая масса: 0.34, 0.54 и 0.66% соответственно (Чимитдоржиева, 2016). В растительных ассоциациях, произрастающих в жестких гидротермических условиях происходит накапливание устойчивых углеродистых веществ, как клетчатка до 48% в корнях и лигнина, которого найдено по новейшим данным на газожидкостной хроматографии-масс-спектроскопии 172.6 мг/1 г С. Типчаковые, тонконоговые, мятликовые степи криоаридных черноземов к половине июля теряют свои ценные качества, желтеют, грубеют. Отношение C:N=19-20

в гумусообразователях близко к известной оптимальной величине для разложения, однако период теплого активного периода очень короток, длится всего 2.5 месяца.

Также причиной малой мощности гумусового горизонта изучаемых почв является низкая интенсивность микробиологической активности. Микроорганизмы большей частью находятся в приповерхностных слоях (0-10, 10-20 см) почвы, в которых преобладают бактерии, в последних значительно количество спорообразующих – 30%, а также много актиномицетов – 27%. Количество микроорганизмов, приходящее на один грамм гумуса, составляет 293.5 млн. (табл. 2). Ранее И.Г. Важенин (1969) отмечал, что по величине общего количества микроорганизмов на 1 г забайкальские почвы значительно уступали аналогичным типам ЕЧР и, наоборот, превышали содержания их в пересчете на 1 г гумуса. Этот отличительный признак сохраняется и в настоящее время. Такой состав и соотношение микрофлоры не способствуют накоплению гумуса.

О низком плодородии холодных черноземов свидетельствует и незначительное продуцирование ими углекислоты, например, на чистом пару малогумусных черноземов эмиссия CO_2, по нашим данным, составляла в среднем 2 кг/га в сутки, а на вариантах с внесенными органическими удобрениями в виде опилок, корьевых отходов, соломы по фону птичьего помета и минерального азота эта цифра возрастала до 25 кг/га, то есть кратно. Однако и эта цифра является невысокой, вследствие малого содержания органического вещества, низкой микробиологической активности из-за недостатка тепла и влаги, тогда как показатели продуцирования углекислоты черноземами ЕЧР достигают 46-116 кг/га в сутки (Тембо и др., 2014).

Таблица 2. Микробиологическая характеристика целинных черноземов Забайкалья (Нимаева, 1992).

Глубина, см	Общее число микро-организмов, тыс. на 1 г сухой почвы	Бактерии	Актино-мицеты	Грибы	Спорообразующие бактерии от общего количества бактерий	КАА: ММПА	Содержание микро-организмов в гумусе, млн./г
		%					
0-10	5991.8	72.5	27.2	0.2	30.0	0.60	293.5
10-20	2457.9	66.4	33.2	0.4	24.0	0.75	108.1
20-30	932.4	67.6	31.5	0.9	20.0	1.16	28.0

В гумусе ЧП значительна доля негидролизуемого остатка (НО) − 46%, на собственно гумусовые вещества (ГВ) приходится около 54%. Гуминовые кислоты, хотя и преобладают над фульвокислотами в составе гумусовых кислот, однако последних содержится больше, чем это свойственно черноземам ЕЧР. А сумма всех фракций ГК от $C_{общ.}$ максимум составляет 28%, что примерно одинакова с таковыми черноземов Иркутской области – 29% (Козлова, Баниева, 2017). Однако по сравнению с таковыми черноземов ЕЧР значительно меньше, где эта цифра составляет 36.9% на черноземах Южного Зауралья (Саблина, 2016) и 39.7-40.4% на черноземах Воронежской области (Громовик, 2017). Степень гумификации органического вещества в южных карбонатных черноземах, с чем находит аналогию Н.А. Ногина (1964), также значительно выше таковой изучаемых черноземов и равна 35.6%. В составе гуминовых кислот преобладают ценные вторые фракции, связанные с основаниями: около 15 в разрезе 3бч, 18 – в 1бч, 28% – в 1бч от $C_{гк}$ (рис.). Прочносвязанная фракция ГК3 составляет в исследуемых аридных черноземах около 10% от общего углерода почвы. ФК большей частью представлены подвижными фракциями (рис.). По-видимому, в условиях короткого и биологически малоактивного периода создаются предпосылки для преимущественного образования более мобильных и упрощенных по структуре ФК. Результаты гумусного состояния и состава гумуса по фракциям углерода изученных черноземов, как показывают данные на рисунке, неудовлетворительного характера: большая часть углерода представлена гумином, т.е. инертным гумусом, а фракции углерода находятся в значительной доле в соединениях ФК с глинистыми минералами.

Таким образом, длительное нахождение почв в мерзлом состоянии и медленное оттаивание, низкая температура и относительно невысокая влажность на протяжении всего периода вегетации растений приводят к слабой степени гумификации органических остатков и, следовательно, к

небольшой мощности гумуса с укороченным профилем. Принимая во внимание суровость климата Забайкалья, следует отметить, что совпадение периода высоких температур с периодом наибольшей увлажненности обусловливает очень высокую активность всех биологических процессов в очень короткое время. Именно этот отрезок времени в значительной мере определяет направление и скорость биологического круговорота веществ, а, следовательно, и основные черты гумусообразования местных почв. Все это дополнительно усугубляется тем, что черноземы расположены на склоновых территориях и подвергаются дефляционным процессам. При таких неудовлетворительных условиях урожаи на них низки, и только при соблюдении научно обоснованной системы земледелия возможно получить экономически оправданный урожай.

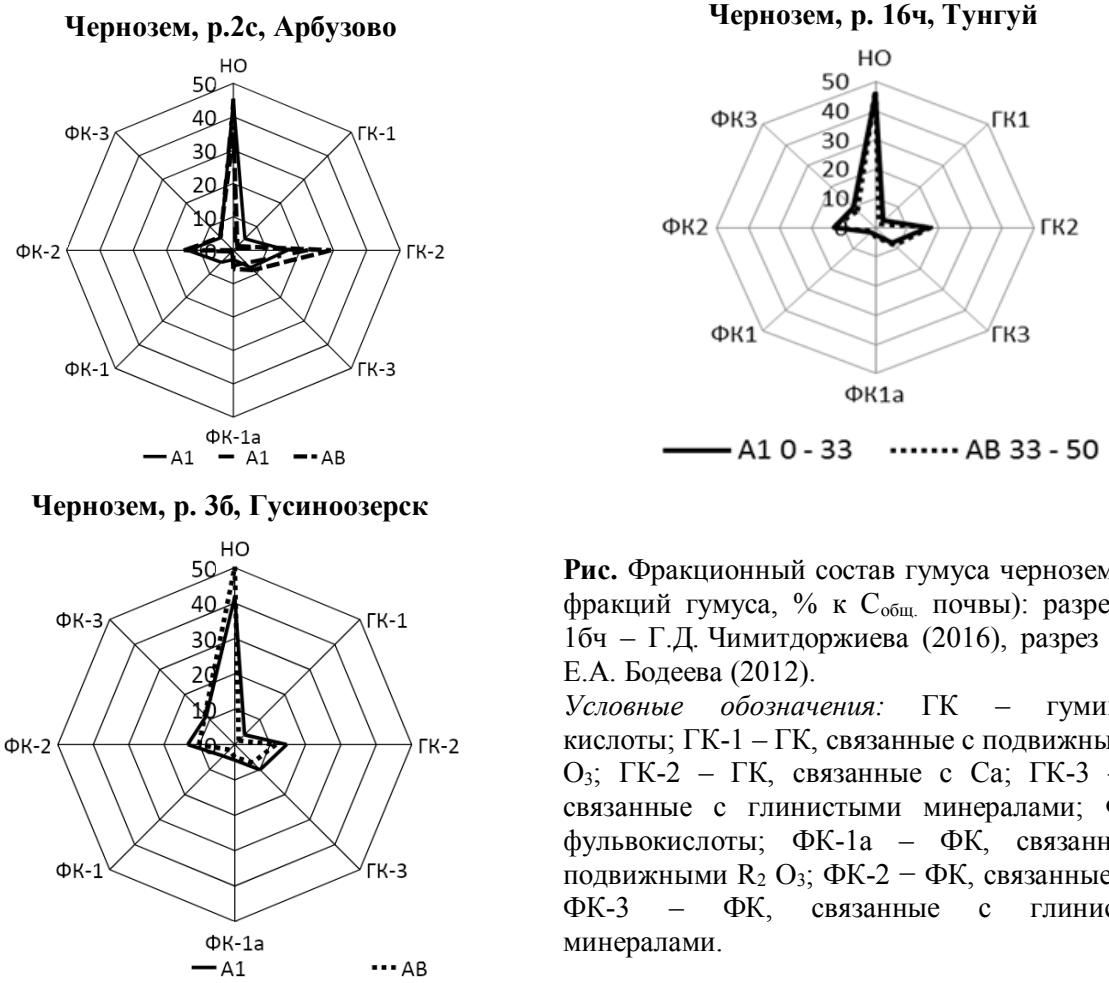


Рис. Фракционный состав гумуса черноземов (С фракций гумуса, % к $C_{общ.}$ почвы): разрезы 2с, 1бч – Г.Д. Чимитдоржиева (2016), разрез 3бч – Е.А. Бодеева (2012).
Условные обозначения: ГК – гуминовые кислоты; ГК-1 – ГК, связанные с подвижными R_2O_3; ГК-2 – ГК, связанные с Са; ГК-3 – ГК, связанные с глинистыми минералами; ФК – фульвокислоты; ФК-1а – ФК, связанные с подвижными R_2O_3; ФК-2 − ФК, связанные с Са; ФК-3 – ФК, связанные с глинистыми минералами.

Таким образом, степная часть Бурятии находится в зоне рискованного земледелия, где особое внимание следует обратить на щадящий режим использования таких легкоранимых криоаридных почв. Отсюда необходимо прибегать к их максимальной «биологизации», т.е. практиковать занятые поля с живым растительным покровом, закрепленные корнями и дерниной для увеличения синтеза растительной биомассы. В этом плане в регионе сотрудники с кафедры земледелия Бурятской сельскохозяйственной академии активно занимаются аспектами адаптивного земледелия: внедряют разные схемы обработки почв, вводят эффективные поля севооборотов и способы почвозащитных мероприятий. В полевых севооборотах они выявили высокую эффективность занятых донником желтым паров, которые обеспечивают урожайность яровой пшеницы на уровне чистого пара (Мальцев, Батудаев, 2008; Батудаев и др., 2010). В севообороте: пар чистый–овес–овес на зеленую массу за 2 ротации севооборота они получили 19.9 ц/га зерна пшеницы. А после использования полей: занятый донником желтым пар–пшеница–овес–донник желтый 1 года посева урожай составил

20.3 ц при урожае 15.9 ц/га на контрольном поле: пшеница–пшеница–овес–чистый пар (Мальцев, Батудаев, 2008; Батудаев и др., 2010 а, б). Немаловажно и то, что, по их же данным, занятые донником желтым пары позволяют существенно ослабить развитие дефляции. Севообороты с донниковыми парами положительно влияют на структурное состояние черноземов. Так, коэффициент структурности в севооборотах с занятыми донником желтым парами составлял 2.65-3.31, тогда как в севооборотах с чистым паром – 2.34-2.36. При этом содержание агрономически ценной фракции почвы (1-3 мм) в первых севооборотах было выше на 6.9-10%, структурных отдельностей более 1 мм – на 5.7-9.5%. Рентабельность в севообороте с наиболее высокой себестоимостью продукции (пар чистый–пшеница–пшеница–овес) – наименьшая, а в севооборотах: занятый донником желтым пар–пшеница–овес–овес+донник желтый на зеленую массу и занятый донником желтым пар–пшеница–овес–донник желтый выше в 2.6 и 2.5 раза (Батудаев и др., 2010 а, б).

Однако следует обратить внимание на последние исследования, где доказано, что использование культуры овса (и тем более два года подряд в одном поле севооборота) едва ли будет оправдано, когда он обладает мощным свойством, выносящим элементы почвенного плодородия, и без того из легкоранимых черноземов, с низким содержанием азота. Вегетационными экспериментами Л.В. Будожапова (2019) установлено, что на малогумусных черноземах региона при формировании урожая овса, ярового ячменя участие «экстра» азота наибольшее, чем по яровой пшенице. Учитывая все эти факторы, на наш взгляд, наряду с введением культур севооборота, следовало бы в критически сухие май-июньские периоды применять орошение и использовать небольшие дозы как минеральных, так и органических удобрений.

Заключение

Черноземы Забайкалья относятся к криоаридным малогумусным почвам с низким поступлением свежего органического вещества, с фульватно-гуматным характером гумуса, с высоким процентом углерода негидролизуемого остатка. В составе гумусовых веществ преобладают гуминовые кислоты, наряду с которыми много и фульвокислот. Низка биологическая активность, с незначительной степенью продуцирования углекислоты, а преобладание микроорганизмов в расчете на 1 г гумуса этих почв, следует рассматривать как нежелательное явление с точки зрения растрачивания гумуса. При таких неудовлетворительных свойствах черноземов рекомендуется ведение земледелия с широким применением приемов окультуривания: замена чистого пара занятыми; в севообороты включать бобовые; после уборки урожая желательно пожнивные, поукосные растительные остатки своевременно заделывать в почву под поливы; запахивать грубую, некормовую солому с небольшими дозами азота; внесение органических удобрений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Агрохимические методы исследования почв. 1975. М.: Наука. 656 с.

Аринушкина Е.В. 1970. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ. 488 с.

Батудаев А.П., Коршунов В.М., Цыбиков Б.Б., Мальцев Н.Н. 2010а. Эффективность донниковых паров в севооборотах степной зоны Забайкалья // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. № 6. С. 39-41.

Батудаев А.П., Мальцев Н.Н., Цыбиков Б.Б., Коршунов В.М. 2010б. Эффективность систем обработки чистого пара в степной зоне Бурятии // Сибирский вестник сельскохозяйственных наук. № 5 (209). С. 18-24.

Бодеева Е.А. 2012. Микроэлементы (Cu, Zn, Ni, Pb) в гумусовых веществах черноземов и каштановых почв Западного Забайкалья. Автореф. дисс. на соиск. уч. ст. к.б.н. Улан-Удэ. 21 с.

Важенин И.Г., Важенина Е.А. 1969. Забайкалье (Бурятия и Читинская область) // Агрохимическая характеристика почв СССР (Восточная Сибирь). М.: Наука. С. 5-209.

Громовик А.И. 2017. Гумусовое состояние целинных и пахотных черноземов лесостепи центральной России // Черноземы центральных областей России: современное состояние и направление эволюции. Материалы научной конференции, посвященной 80-летию кафедры почвоведения и управления земельными ресурсами в 100-летней истории Воронежского государственного университета, 15-19 мая 2017 г. Воронеж С. 98-107.

Ермаков А.И., Арасимович В.В., Смирнова-Иконникова М.И., Мурри И.К. 1952. Методы биохимического исследования растений. М.-Л.: Госиздат с-х лит. 515 с.

Захарова И.А., Юмашев Х.С., Грехова И.В. 2016. Изменение гумусного состояния черноземных почв в результате сельскохозяйственного использования // АПК России. Т. 23. № 4. С. 785-791.

Иванюшин Е.А, Плотников А.М. 2010. Запасы гумуса в 0-20 см черноземов обыкновенных // Вестник

Алтайского государственного аграрного университета. № 9 (71). С. 37-40.
Ишигенов И.А. 1972. Агрономическая характеристика почв Бурятии. Улан-Удэ: Бурятское книжное издательство. 210 с.
Кленов Б.М. 2000. Устойчивость гумуса автоморфных почв Западной Сибири. Новосибирск: Гео. 174 с.
Козлова А.А., Баниева И.В. 2017. Показатели гумусного состояния черноземов Южного Предбайкалья, находящихся в целинном, агрогенном и постагрогенном состояниях // Известия Иркутского госуниверситета. Серия: биология, экология. Т. 20. С. 61-72.
Куликова А.Х., Карпов А.В., Тигин В.П. 2007. Агроэкологическая оценка плодородия почв Среднего Поволжья и концепция его воспроизводства. Ульяновск. 171 с.
Лисецкий Ф.Н. 2012. Особенности трансформации растительного вещества степных экосистем // Фундаментальные исследования. № 32. С. 245-249.
Мальцев Н.Н., Батудаев А.П. 2008. Эффективность производства зерна яровой пшеницы по чистым парам в степной зоне Бурятии // Вестник Бурятской сельскохозяйственной академии им. В.Р. Филиппова. № 1 (10). С. 35-38.
Макеев О.В. 2008. Почвы долины рек Иркута и Джиды БМАССР и вопросы их мелиорации // Материалы по изучению производительных сил БМ АССР. Улан-Удэ: Бурят-Монгольская АССР. Вып. 1. С. 347-362.
Нимаева С.Ш. 1992. Микробиология криоаридных почв (на примере Забайкалья). Новосибирск: Наука. 176 с.
Ногина Н.А. 1964. Почвы Забайкалья. М.: Наука. 314 с.
Орлов Д.С., Гришина Л.А. 1981. Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во МГУ. 272 с.
Панкова Н.А. 1961. Природа органического вещества некоторых почв Забайкалья // Микроорганизмы и органическое вещество почв / Ред. Кононова М.М. М.: Изд-во Академии наук СССР. С. 183-187.
Саблина О.А. 2016. Гумусное состояние сельскохозяйственных угодий Южного Зауралья // Международный научно-исследовательский журнал. № 11-2 (53). С. 138-140.
Уфимцева К.А. 1960. Степные и лесостепные почвы Бурятской АССР. М.: Изд-во АН СССР. 150 с.
Тембо А., Самарджич М., Васенев В.И., Рыжков О.В., Морев Д.В., Васенев И.И. 2014. Анализ основных факторов, влияющих на почвенную эмиссию углекислого газа черноземами Стрелецкой степи // Современные проблемы науки и образования. № 2. 6 с.
Чимитдоржиева Г.Д. 2016. Органическое вещество холодных почв. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН. 387 с.
Щеглов Д.И. 2017. Черноземы центральных областей России: современное состояние и направление эволюции // Черноземы центральных областей России: современное состояние и направление эволюции. Материалы научной конференции, посвященной 80-летию кафедры почвоведения и управления земельными ресурсами в 100-летней истории Воронежского государственного университета, 15-19 мая 2017 г. Воронеж. С. 5-18.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 144-149

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 631.42

ИССЛЕДОВАНИЯ ВЛИЯНИЯ ПИРОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ФЕРМЕНТАТИВНУЮ АКТИВНОСТЬ КАШТАНОВЫХ И ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВ

© 2020 г. С.Я. Семененко, Н.В. Морозова, С.С. Марченко

Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и защитного лесоразведения РАН,
Россия, 400062, г. Волгоград, пр. Университетский, д. 97
E-mail: pniiemt@yandex.ru, morozova.n.v@vfanc.ru, moroznatali@bk.ru

Поступила в редакцию 14.01.2020. После доработки 06.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Возгорание и пожары оказывают негативное воздействие на окружающую природную среду и ее природные компоненты. Длительные и сложные процессы восстановления происходят в почвенном покрове, так как выгорает поверхностный плодородный слой, который формировался на протяжении долгого времени. По количеству содержания ферментов в пробах почвы, отобранных на исследуемых участках, мы судили об интенсивности жизнедеятельности почвенных микроорганизмов, а, следовательно, и об интенсивности и характере процесса восстановления почвы. Полученные результаты ферментативной активности почвы разных природных зон после их возгорания сопоставлялись между собой.

Ключевые слова: ферментативная активность почвы, почвенный покров, пожары, возгорание, негативное воздействие.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10129

Важнейший негативный экологический эффект от возникновения пожаров в природной среде – потеря органического вещества экосистемой в целом, в том числе потеря органического вещества почвы (Горбунова и др., 2014). Природные, антропогенные лесные и степные пожары, а также возгорания оказывают негативное влияние на почвенный покров (Khanina et al., 2018; Diaz-Guerra et al., 2018; Ficken, Wright, 2017; Bartkowiak, Lemanowicz, 2017; Godwin et al., 2017; Sulwinski et al., 2017). Возгорание сухого травяного покрова и пала (горение сухой прошлогодней травы) является высоко термическим процессом, при котором пламенное горение с выделением дыма, углекислого газа, водяных паров и несгоревших газов происходит при температуре +650...1095°С (Тушение лесных пожаров ..., 2002). При такой температуре помимо растительности, подстилки (надпочвенный покров мертвого растительного вещества), ветоши (оставшиеся на корню сухие стебли и листья травянистых растений) сгорает (прокаливается) и часть органического вещества собственного верхнего слоя почвы (накопленный плодородный слой; Бондарев, Морозова, 2017). Процесс восстановления почвы достаточно долгий, т.к. скорость формирования гумусового слоя составляет до 1 мм в год максимум (Геннадиев и др., 1987). Наиболее известны и изучены природные процессы пирогенного действия для торфяно-болотных почв и мероприятия по их рекультивации (Зайдельман, 2003). Это обстоятельство создает предпосылки для изучения состояния различных типов почв после возгорания и процессов ее самовосстановления для скорейшего возврата почв в хозяйственный оборот.

Объекты и методы исследований

Определение активности в почве ферментов инвертазы и уреазы проводили по методу В.Ф. Купревича и Т.Т. Щербаковой (1966), каталазы – газометрическим методом.

Степень достоверности работы подтверждается данными натурных исследований, использованием общепринятых и стандартных методик. Расчет и обработка результатов исследования выполнялись на ЭВМ методами математической статистики с использованием программ Microsoft Excel.

В 2015 году на территории Волго-Ахтубинской поймы Волгоградской области были отобраны пробы почвы на участках, которые в различные годы подверглись пожару (табл. 1). Выбор опытных участков для исследований был основан на мониторинге информации о возникновении пожаров на

территории поймы. В данном районе распространены преимущественно пойменные каштановые почвы. Опытные участки не имеют общей границы, что также согласуется с методикой ведения полевого опыта Б.А. Доспехова (1985).

Пробы почвы отбирались методом конверта из 5-7 равноудаленных конвертов на каждой исследуемой территории, тип отбираемой пробы почвы – объединенная, глубина отбора − 0-10 и 10-20 см. Отбор проб проводился в соответствии с требованиями к отбору при общих и локальных загрязнениях, согласно ГОСТ 17.4.3.01-83 «Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб»; ГОСТ 17.4.4.02-84 «Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа». Использовались также «Методические указания по агрохимическому обследованию почв сельскохозяйственных угодий»

При исследовании биологической активности почвы на территории Волго-Ахтубинской поймы важно учитывать, наблюдалось ли половодье на исследуемых территориях. История наблюдения таких явлений (событий), как половодье и возгорание, по годам на исследуемых территориях представлена в таблице 1.

Все учаски территории (за исключением контролього – близ ерика Бирючка) за период 2013-2015 гг. претерпели 2-разовое подтопление в половодье и однократное возгорание в летний период, за исключением территории близ ерика Бирючка, где отмечалось 2-разовое подтопление в половодье и отсутстволо возгорание на территории.

Таблица 1. История наблюдения явлений (событий) половодья и возгорания по годам на исследуемых территориях.

Год	**2013**		**2014**		**2015**		**Количество лет после возгорания**
Наименование территории исследования	**Подтопление в половодье**	**Возгорание**	**Подтопление в половодье**	**Возгорание**	**Подтопление в половодье**	**Возгорание**	
Близ ерика Бирючка	+*	−**	–	–	–	–	Контроль, без возгораний
Близ ерика Лещужный	+	–	+	–	–	+ S = 1 га	С места возгорания
Близ ерика Лещужный	+	–	+	–	–	+ S = 1 га	1 год после возгорания
Близ оз. Муружное	+	–	+	+ S = 45 га	–	–	2 года после возгорания
Близ оз. Дудак	+	+ S = 8 га	+	–	–	–	3 года после возгорания

Примечание к таблице 1: +* – событие (явление) имело место; −** – события (явления) не было.

Результаты и обсуждение

По результатам исследования было установлено, что пожары влияют на ферментативную активность почвы. Активность инвертазы сразу после пожара была ниже по отношению к контрольному варианту. Через один год после воздействия пожаров активность инвертазы снизилась на 16.4% в слое почвы 0-10 см, на 1.9% в слое 10-20 см по отношению к контрольному варианту. На второй год после пожара значения ее активности приближаются к контрольному варианту, за исключением слоя 10-20 см, где она снизилась на 92.2%, что может быть сопряженно с низким показателем влажности почвы – 15-22% (рис. 1).

Анализ активности фермента каталаза в почве исследуемых участков территории поймы показал, что ее пик приходится на момент сразу после пожара, т.к. после возгорания система, согласно принципу Ле Шателье (Радкевич В.А., 1997), стремится восстановиться и пополнить свои запасы

выгоревшего кислорода. Через год после возгорания отмечается снижение уровня активности фермента каталазы на 81.8% в слое почвы 0-10 см. На втором году после возгорания значения активности каталазы в слоях 0-10 и 10-20 приближаются к контрольному варианту. Поэтому можно предполагать, что на второй год после пожара в условиях ограничения антропогенной деятельности (Волго-Ахтубинская пойма является охраняемой природной территорией) начинаются естественные процессы самовосстановления почвенного покрова (рис. 2).

Рис. 1. Динамика активности фермента инвертаза на участках территории, подвергшихся пожару и возгоранию (по состоянию на 2015 г.). *Условные обозначения к рис. 1-3:* черный − слой почвы 0-10 см, серый − слой почвы 10-20 см.

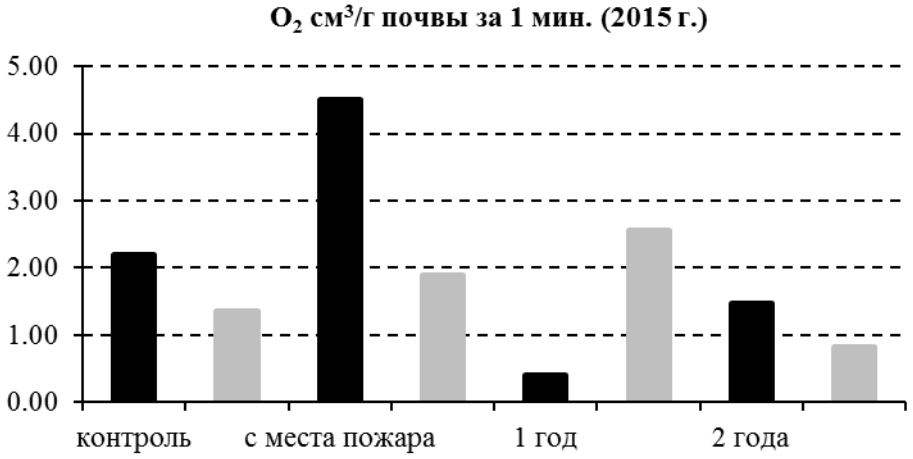


Рис. 2. Динамика активности фермента каталаза на участках территории, подвергшихся пожару и возгоранию (по состоянию на 2015 г.).

Анализ активности фермента уреаза в почве исследуемых участков территории поймы показал, что ее пик приходится на слой 10-20 см сразу после пожара. Через год после возгорания отмечается снижение ее активности на 4.8% в слое почвы 0-10 см, на 6.1% в слое 10-20 см по отношению к контрольному варианту.

На второй год значения активности уреазы приближаются к контрольному варианту, что связано с началом естественного процесса восстановления почвы (рис. 3).

Полученные результаты о ферментативной активности почвы после их возгорания и пожаров на территории Волго-Ахтубинской поймы сопоставлялись с результатами, полученными на территории Задонского района Липецкой области вблизи населенного пункта Кашары, где распространен

чернозем выщелоченный среднегумусный среднемощный суглинистый на покровном карбонатном суглинке. Сопоставление результатов исследований показали, что снижение активности ферментов четко прослеживается на следующий год после пожара в слое 0-10 см и составляет в среднем 34% в Волго-Ахтубинской пойме Волгоградской области и 14% в Задонском районе Липецкой области. Это связано со сгоранием гумуса (Горбунова и др., 2012) и, как следствие, отсутствием субстрата для жизнедеятельности микроорганизмов и возможной денатурацией самих белковых молекул ферментов. Спустя два года после пирогенного воздействия мы наблюдаем увеличение ферментативной активности в среднем на 94.35% в Волго-Ахтубинской пойме и на 7.53 % – в Задонском районе по сравнению с предыдущим годом на данных территориях (табл. 2-3; Бондарев, Морозова 2017; Горбунова и др., 2012).

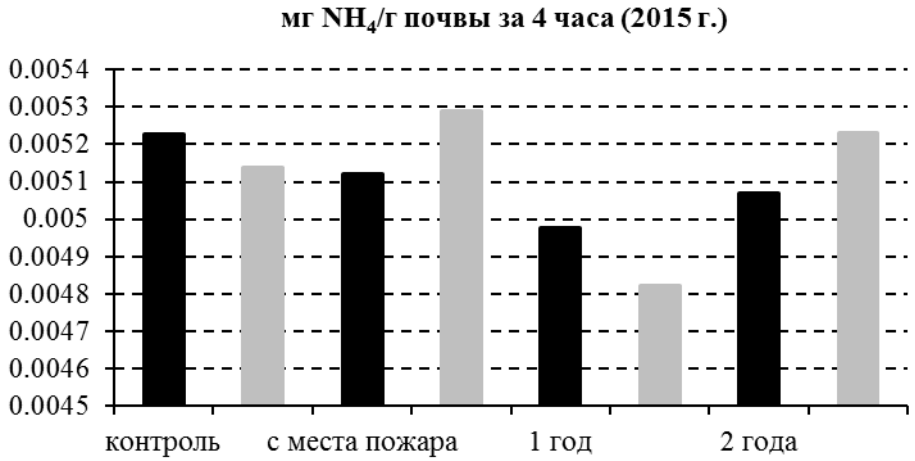


Рис. 3. Динамика активности фермента уреаза на участках территории, подвергшихся пожару и возгоранию (по состоянию на 2015 г.).

Таблица 2. Активность почвенных ферментов каштановых почв на территории Волго-Ахтубинской поймы (ВАП) Волгоградской области (2013-2015 гг.; Бондарев, Морозова, 2017).

Слой почвы, см	ВАП близ ерика Бирючка (фон)	ВАП близ ерика Лещужный (сразу после пожара)	Близ оз. Муружное (через 1 год после пожара)	ВАП, Близ озера Дудак (через 2 года после пожара)	Техногенный ландшафт (полигон ТБО со сроком захоронения отходов 1 год) в слое 0-20 см (Семененко, Морозова, 2017)
Инвертаза, мг глюкозы/г почвы за 24 часа					
0-10	365	345	305	355	18.16
10-20	372	333	365	29	
Каталаза, O_2 см^3/г почвы за 1 мин					
0-10	2.20	4.50	0.40	1.47	2.60
10-20	1.37	1.90	2.57	0.83	
Уреаза, мг NH_4/г почвы за 4 часа					
0-10	0.0052256	0.0051201	0.0049762	0.0050697	0.00220
10-20	0.0051388	0.0052897	0.0048235	0.0052318	

В техногенном ландшафте (полигон ТБО со сроком захоронения отходов 1 год) уровень ферментативной активности на порядок меньше по сравнению с почвами в Волго-Ахтубинской пойме, где после пирогенного воздействия прошел 1 год: инвертазы − на 94.04…95.02%, каталазы − до 12.46%, уреазы − на 54.38...55.78%. Можно отметить, что техногенное воздействие, как уплотнение почвы и принос в нее загрязняющих веществ, связанных с захоронением и

депонированием отходов, оказывает больше негативного воздействия, чем пожары, даже спустя год для светло-каштановых почв.

Таблица 3. Активность почвенных ферментов чернозема выщелочнного под пирогенным широколиственным лесом Липецкой области (Задонский район, близ населённого пункта Кашары), 2011-2012 гг. (Горбунова и др., 2012).

Слой почвы, см	Фон	Через 1 год после пожара	Через 2 года после пожара
Инвертаза, мг глюкозы/г почвы за 24 часа			
0-10	23.5	20.3	21.9
10-20	22.8	22.4	22.7
Каталаза, O_2 см^3/г почвы за 1 мин.			
0-10	4.42	3.72	3.96
10-20	4.37	4.19	4.21
Уреаза, мг NH_4/г почвы за 4 часа			
0-10	1.24	1.05	1.15
10-20	1.13	1.13	1.14

Показатели активности почвенных ферментов на второй год после пожаров и возгораний приближаются к уровню ферментативной активности контрольных участков, где пожары и возгорания отсутствовали. Данные наблюдения подтверждаются исследованиями, проведенными иностранными учёными в разных географических зонах мира (Lucrecia et al., 2018; Fonseca et al., 2017; Erkovan et al., 2018).

Заключение

1. Снижение ферментативной активности свидетельствует об уменьшении интенсивности метаболитических процессов у почвенных микроорганизмов, а значит, и замедляет процесс восстановления почвы.

2. По результатам исследования было установлено, что пожары влияют на ферментативную активность почвы на участках, подвергшихся возгоранию: снижение активности ферментов четко прослеживается на следующий год после пожара в слое 0-10 см и составляет в среднем 34% в Волго-Ахтубинской пойме Волгоградской области и 14% в Задонском районе Липецкой области, что связано со сгоранием гумуса и, как следствие, отсутствием субстрата для жизнедеятельности микроорганизмов, а также с возможной денатурацией самих белковых молекул ферментов. Спустя два года после пирогенного воздействия мы наблюдаем увеличение ферментативной активности в среднем на 94.35% в Волго-Ахтубинской пойме и на 7.53% в Задонском районе по сравнению с предыдущим годом на данных территориях (Бондарев, Морозова, 2017; Горбунова и др., 2012).

По степени обогащенности ферментами, согласно классификации Д.Г. Звягинцева (2005), почва на участках территории Волго-Ахтубинской поймы, подвергшихся возгоранию и пожару, оценивается для фермента инвертаза как богатая (50-150 мг глюкозы на 1 г за 24 ч) и очень богатая (св. 150 мг глюкозы на 1 г за 24 ч), для фермента каталаза − как бедная (1-3 O_2 см^3/г за 1 мин) и средней степени обогащенности (3-10 O_2 см^3/г за 1 мин), для фермента уреаза − как очень бедная (менее 3 мг NH_4 на 1 г за 4 ч), что также замедляет процессы восстановления. Для рекультивации таких почв рекомендуются жидкие мелиоранты с содержанием азотистых оснований.

На территории Задонского района Липецкой области почва, подвергшаяся возгоранию и пожару, по степени обогащенности ферментами инвертаза и каталаза оценивается как средняя (соответственно, 15-50 мг глюкозы на 1 г за 24 ч и 3-10 O_2 см^3/г за 1 мин), ферментом уреаза − как очень бедная (менее 3 мг NH_4 на 1 г за 4 ч), что замедляет процессы восстановления. Для данной области при рекультивации почвы рекомендуются жидкие мелиоранты с содержащие в равной степени азотистые основания и органические углеводороды.

3. При исследовании одного и того же фактора – влияния пожаров на разные типы почв (каштановые и черноземные), характеризующиеся различными агрохимическими свойствами по показателям ферментативной активности, можно определить скорость восстановления и потребность

почвы в питательных веществах, в качестве которых при рекультивациимогут выступать различные мелиоранты.

Полученные в процессе исследований данные позволяют утверждать, что процессы самовостановления каштановых и черноземных почв различных природных зон по показателям ферментативной активности после пожаров и возгоранийимеют индентичный механизм.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бондарев А.В., Морозова Н.В. 2017. Влияние возгорания травяного покрова (пала) на состояние и процесс восстановления почвы Волго-Ахтубинской поймы // Проблемы устойчивого развития и эколого-экономической безопасности регионов: материалы XIII Межрегиональной научно-практической конференции, ВГИ (филиал) ВолГУ. Волгоград: Изд-во ВолГУ. С. 168-172.

Геннадиев А.Н., Касимов Н.С., Чендев Ю.Г. Развитие лесных почв в зонах древних антропогенных воздействий // Диагностика деградации и воспроизводства лесных почв. Тарту, 1987.

Горбунова Ю.С., Девятова Т.А., Григорьевская А.Я. 2014. Влияние пожаров на почвенный и растительный покров лесов центра Русской равнины // Вестник ВГУ. Серия «Химия. Биология. Фармация». № 4. С. 52-56.

Горбунова Ю.С., Девятова Т.А., Румянцева И.В., Сычева Е.В. 2012. Динамика ферментативной активности чернозема выщелоченного в условиях интенсивного техногенного воздействия // Вестник Тамбовского университета. Серия «Естественные и технические науки». Т. 17. № 6. С. 1548-1550.

ГОСТ 17.4.3.01-83. 1984. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб.

ГОСТ 17.4.4.02-84. 1986. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа.

Доспехов Б.А. 1985 Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований) / Б.А. Доспехов. 5-е изд., доп. и перераб. – М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.

Зайдельман Ф.Р. 2003 Мелиорация почв /Ф.Р. Зайдельман. - 3-е изд., испр. и доп. М.: Изд-во МГУ, 2003. 448 с.

Звягинцев Д.Г. 2005 Биология почв / Д.Г Звягинцев, И.П. Бабьева, Г.М. Зенова. 3-е изд., перераб. и доп. М.: Изд-во МГУ им. Ломоносова, 2005. 448 с.

Купревич В.Ф., Щербакова Т.Т. 1966. Почвенная энзимология / В.Ф. Купревич, Т.А. Щербакова. Минск: Наука и техника, 1966. 400 с.

Радкевич В.А. 1997. Экология / В.А. Радкевич. -3е изд., перераб. и доп.- Минск: Высшая школа, 1997. 159 с.

Тушение лесных пожаров: Пособие для лесных пожарных. 2002. М.: ВНИИЛМ. 104 с.

Тушение лесных пожаров: Пособие для лесных пожарных. 2002. М.: ВНИИЛМ. 104 с.

Семененко С.Я., Морозова Н.В. 2017. Рекультивация почвы методом ферментативной биостимуляции на объекте захоронения // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: наука и высшее профессиональное образование. № 3 (47). С. 78-85.

Bartkowiak A., Lemanowicz J. 2017. Effect of Forest fire on Changes in the Content of Total and Available Forms of Selected Heavy Metals and Catalase Activity in Soil // Soil Science Annual. Vol. 68. No. 3. P. 140-148.

Diaz-Guerra L., Verdaguer D., Gispert M. 2018. Effects of UV Radiation and Rainfall Reduction on Leaf and Soil Parameters Related to C and N Cyclesof a Mediterranean Shrubland Before and After a Controlled Fire // Plant and Soil. Vol. 424. No. 1-2. P. 503-524.

Erkovan S., Koc A., Gullap M.K. 2016. The Effect of Fire on the Vegetation and Soil Properties of Ungrazed Shortgrass Steppe Rangeland of the Eastern Anatolia Region of Turkey // Turkish Journal of Agriculture and Forestry. Vol. 40. No. 2. P. 290-299.

Ficken C.D., Wright J.P. 2017. Effects of Fire Frequency on Litter Decomposition as Mediated by Changes to Litter Chemistry and Soil Environmental Conditions // PLOS one. Vol. 12. No. 10. P. e0186292.

Fonseca F., de Figueiredo T., Nogueira C. 2017. Effect of Prescribed Fire on Soil Properties and Soil Erosion in a Mediterranean Mountain Area // Geoderma. Vol. 307. P. 172-180.

Godwin D.R., Kobziar L.N., Robertson K.M. 2017. Effects of Fire Frequency and Soil Temperature on Soil CO_2 Efflux Rates in Old-Field Pine-Grassland Forests // Forests. Vol. 8. No. 8. P. 274.

Khanina L.G., Smirnov V.E., Romanov M.S. 2018. Effect of Spring Grass Fires on Vegetation Patterns and Soil Quality in Abandoned Agricultural Lands at Local and Landscape Scales in Central European Russia // Ecological Processes. Vol. 7:38. P. 1-19. [Электронный ресурс https://www.researchgate.net/publication/329604177_Effect_of_spring_grass_fires_on_vegetation_patterns_and_soil_quality_in_abandoned_agricultural_lands_at_local_and_landscape_scales_in_Central_European_Russia (Дата обращения 25.12.2019].

Lucrecia L.M., Funes G., Diaz S. 2018. Fire Effects on the Soil Seed Bank and Post-Fire Resilience of a Semi-Arid Shrubland in Central Argentina // Austral Ecology. Vol. 43. No. 1. P. 46-55.

Sulwinski M., Metrak M., Suska-Malawska M. 2017. Long-Term Fire Effects of the Drained Open Fen on Organic Soils // Archives of Environmental Protection. Vol. 43. No. 1. P. 11-19.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 150-156

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 574.58(282.247.431.2)

АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ МЕТА-СООБЩЕСТВА ПЛАНКТОННЫХ И ДОННЫХ ОРГАНИЗМОВ В РЕКАХ БАССЕЙНА ОЗ. ЭЛЬТОН

© 2020 г. Т.Д. Зинченко, В.К. Шитиков, Л.В. Головатюк, Э.В. Абросимова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, филиал СамНЦ РАН,
филиал Самарского федерального исследовательского центра РАН
Россия, 445003, Самарская обл., г. Тольятти, ул. Комзина, д. 10. E-mail: zinchenko.tdz@yandex.ru

Поступила в редакцию 06.03.2020. После доработки 20.03.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Выполнен статистический анализ гидрохимических и гидробиологических данных, полученных при отборе проб макрозообентоса, мейобентоса и зоопланктона в 2013, 2018 гг. на разных биотопах пяти высокоминерализованных реках бассейна гипергалинного озера Эльтон. Рассмотрены общие тенденции формирования видовой структуры метасообщества гидробионтов на основе концепций Лайболда-Миккельсона. С использованием рандомизированных нуль-моделей выполнена проверка гипотез о согласованной встречаемости видов (*coherence*), образовании компактных ассоциаций видов (*boundary clumping*) и закономерной смене видового состава вдоль экологических градиентов (*turnover*). Выявлен нестационарный и прерывистый характер изменения биотического разнообразия, а также высокая мозаичность таксономической структуры, что свойственно экосистемам стохастического типа. Установлена тесная корреляционная связь внутри отдельных смешанных ассоциаций бентосных и планктонных видов, которая обусловлена биотическими взаимодействиями и согласованной реакцией организмов на воздействие факторов окружающей среды. С использованием статистических моделей «случайного леса» и последующего многомерного анализа выделены группы видов по степени толерантности к внешним абиотическим воздействиям и установлены комплексы факторов, оказывающих значимое влияние.

Ключевые слова: соленые реки, зоопланктон, макрозообентос, мейобентос, структура мета-сообществ, индикаторные виды, частная корреляционная сеть, факторный анализ.

DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10130

Приэльтонье является одним из наиболее уникальных природно-территориальных комплексов бассейна Нижней Волги. Входящие в его состав мезо-, поли- и гипергалинные речные системы функционируют в условиях стохастических, а часто и экстремальных природно-климатических возмущений, характерных для аридных зон, что вызывает резкие флуктуации численности отдельных популяций гидробионтов (Zinchenko at al., 2017). Все это определяет актуальность и неподдельный интерес к изучению взаимозависимостей биотических элементов в пределах планктонных и донных сообществ рек региона.

Статистический анализ таксономической структуры гидробионтов соленых рек бассейна оз. Эльтон, выполненный нами ранее с использованием различных многомерных методов, позволил выделить нестационарные ассоциации видов консорциативного типа, которые динамично формируются с учетом адаптационных возможностей отдельных таксонов (Zinchenko at al., 2018). Было показано, что для изучаемых экосистем четкое разделение жизненных форм планктонных и донных сообществ не очевидно, т.е. отмечен переход бентосных животных к планктонному образу жизни, что приводит к высокой доле взаимопроникающих экологических группировок. Для анализа выраженности таких ассоциативных внутрисистемных связей использовался метод оценки канонических корреляций, выявивший тесную статистическую связь между группами макрозообентоса, мейобентоса и зоопланктона (Зинченко и др., 2019а). Сравнение результатов многолетних гидробиологических наблюдений в соленых реках показало как наличие высокой структурной согласованности и устойчивых закономерностей пространственного распределения, так и регулярную смену ведущих видов сообществ (Зинченко и др., 2019б). Многомерный

ординационный анализ позволил установить характер взаимно согласованных реакций видов на изменение условий водной среды, а также выявить комплексы гидрохимических факторов, оказывающих наиболее значимое влияние.

Анализ закономерностей видовой структуры сообществ и выявление механизмов, порождающих ее характерные паттерны (*pattern* – шаблон), являются классическими задачами экологии. Современные концепции изучения экосистем основаны на понятии *мета-сообшества* (Leibold, Mikkelson, 2002), под которым понимается совокупность экологических сообществ на различных участках, объединенных определенными закономерностями распределения видового состава. В основе этих закономерностей лежат градиенты факторов окружающей среды, различные механизмы взаимно согласованного сосуществования организмов и способность различных видов к расселению. Результатом этого являются такие паттерны, как образование многовидовых кластеров вдоль экологических градиентов, положительная или отрицательная совместная встречаемость видов и вложенность таксономической структуры (*nestedness*; Шитиков, Зинченко, 2011).

Первым этапом изучения потенциальных механизмов формирования мета-сообщества является проверка статистической гипотезы о соответствии модели, основанной на наблюдениях и стандартных паттернов, типичных при определенных условиях (Connor, Simberloff, 1979). В качестве модели-эталона обычно выбирается та или иная нулевая модель, т.е. распределение видов по участкам случайно и хаотично, кластеры не образуются, влияние экологических градиентов отсутствует и каких-либо согласованных связей между видами не обнаруживается (Sanderson, 2004; Hausdorf, Hennig, 2007).

В настоящей статье нами представлен дополнительный анализ структуры сообществ макрозообентоса, мейобентоса и зоопланктона на различных участках пяти соленых рек бассейна оз. Эльтон и предложены подходы к решению следующих актуальных проблем теоретического и практического характера:

1. Анализ общих тенденций формирования видовой структуры изучаемого метасообщества, в том числе, проверка гипотез о согласованной встречаемости видов (*coherence*), образовании компактных ассоциаций видов (*boundary clumping*) и закономерной смене видового состава вдоль экологических градиентов (*turnover*).
2. Селекция набора индикаторных видов, обилие которых статистически значимо связано с экологическим градиентом.
3. Построение корреляционной сети, определяющей приоритетные внутрисистемные связи.

Материалы и методы

Исходный материал получен по результатам гидробиологических съемок макрозообентоса, мейобентоса и зоопланктона на 13 различных участках пяти соленых рек бассейна оз. Эльтон (49° 07' 30" с.ш., 46° 30' 40" в.д.), имеющих значительный градиент минерализации (от 6 до 50.1 г/л). Подробное описание и схема района исследований, методы отбора проб гидробионтов и камеральной обработки собранного материала представлены ранее в работах (Zinchenko et al., 2017, 2018; Зинченко и др., 2019а, 2019б). На тех же станциях параллельно проводили мониторинг факторов среды, включающий измерения гидрологических параметров водотоков (глубина, скорость течения и др.), показателей качества воды и содержания основных химических компонент. По совокупности последних каждая станция наблюдений была отнесена к одной из трех градаций минерализации.

Для проведения статистического анализа использовали результаты гидробиологических съемок в августе 2013 и 2018 гг. на одних и тех же фиксированных створах. Была сформирована таблица численностей 136 таксонов, в том числе: 36 видов и родов макрозообентоса, 50 видов мейобентоса (экз./м^2) и 50 видов зоопланктона (экз./м^3). Для корректной совместной обработки данных значения численностей трансформировали в единую шкалу баллов от 0 до 6 и сформировали обобщенную матрицу таксономического обилия размерностью 26x136.

Анализ трех основных элементов структуры мета-сообщества (согласованности, оборота и сгущений видов; Leibold, Mikkelson, 2002) проводили с целью установить, какой тип паттерна наилучшим образом отражает распределение видов вдоль главной оси вариации факторов среды. На основе эмпирических данных строили упорядоченную матрицу инцидентности, которую с использованием предложенных статистических критериев (Presley et al., 2010) сравнивали с рандомизированными нуль-матрицами, сформированными по методу *r*1, то есть, видовое богатство

участков считалось неизменным, а вероятности обнаружения видов были пропорциональны их общим частотам. Оценку значимости элементов структуры осуществляли в результате многократного повторения имитационного процесса Монте-Карло.

Тест на кластеризацию, проверяющий гипотезу о существовании положительных ассоциаций видов, проводили на основе параметрического бутстрепа матрицы дистанций между участками с использованием количественной меры Кульчицкого. Применяли статистический критерий (Hennig, Hausdorf, 2004), учитывающий соотношение суммарных расстояний внутри и между кластерами. Простейшая неограниченная (*unconstrained*) нулевая модель предполагала, что все биотопы одинаково пригодны или доступны для всех видов независимо от того, в каких местообитаниях они были обнаружены. В моделях с ограничениями дополнительно задавалась определенная корреляционная структура в виде матрицы расстояний между отдельными участками по шкале анализируемого градиента (экологического, пространственного или временного).

Ранее (Зинченко и др., 2018, 2019а, б) для ранжирования видов по степени их индикаторной валентности по отношению к градиенту солености использовался индекс *IndVal* Дюфрена-Лежандра. В настоящей работе применяли алгоритм «Борута» (*Boruta*; Kursa, Rudnicki, 2010), который оценивает меру информативности каждого вида в виде частной ошибки прогноза, вызванной исключением этого вида из модели. Метод выполняет проверку H_0 методом рандомизации с использованием высокоэффективного ансамбля моделей случайного леса (*random forest*).

Тесноту статистической связи между отобранными видами оценивали методом «графического лассо» (*graphical lasso*; Friedman et al, 2007), с помощью которого находили оценку максимального правдоподобия матрицы коэффициентов частной корреляции Σ на основе алгоритма регуляризации (т.е. с учетом штрафа за сумму абсолютных значений Σ^{-1}). Полученный граф матрицы отображали в формате оптимизированной корреляционной сети.

Статистический анализ выполняли с использованием среды программирования R версии 3.06 и ее дополнительных пакетов metacom, prabclus, Boruta, huge и qgraph.

Результаты и обсуждение

Результаты проверки статистических гипотез относительно закономерностей таксономической структуры метасообщества представлены в таблице 1. Отрицательное значение Z-критерия и значимость статистики для теста на согласованность видов свидетельствует о преобладании паттерна типа «шахматная доска»: композиции видов имеют больше пропусков непрерывности (*embedded absences*), чем это имеет место для случайной структуры. Незначимость видооборота (*turnover*) по Z-критерию подтверждает, что многочисленные непредсказуемые появления/исключения видов имеют стохастический характер. Тест χ^2 на наличие сгущений отклоняет нулевую гипотезу об отсутствии кластеризации. Все эти особенности имеют место в случае, когда доминирующий градиент среды отсутствует, а распределение видов формируется под влиянием нескольких, в некотором смысле разнонаправленных внешних факторов.

Таблица 1. Статистическая значимость различных гипотез относительно таксономической структуры метасообщества гидробионтов в реках бассейна оз. Эльтон.

Проверяемые гипотезы	Статистика	*p*-значение
1. Элементы метаструктуры (Leibold, Mikkelson, 2002):		
- согласованность видов (*coherence*)	-9.89	≈0
- оборот видов (*turnover*)	0.88	0.37
- наличие сгущений (*boundary clumping*)	1.71	0.000001
2. Выраженность ассоциаций видов при различных ограничениях (Hennig, Hausdorf, 2004):		
- неограниченная модель,		0.143
- модель, учитывающая связь с географическим расположением,		0.286
- модель, предполагающая локализацию по рекам,		0.0495
- модель, учитывающая связь с градиентом солености.		0.0594

Для проверки предположения о пространственной автокоррелированности видового состава было построено четыре модели распределения таксонов по участкам рек (табл. 1). Две модели основаны на гипотезе, что вероятность образования повторяющихся ассоциаций видов больше на близких между собой участках (в пределах одной реки или принадлежащих к одной и той же градации солености). Для них выявлен статистически значимый уровень кластеризации таксонов (p=0.05÷0.06). Для моделей, считающих, что пространственной автокорреляции нет или она основана лишь на близости географических координат точек, гипотеза о случайном характере выявляемых кластеров не отклоняется.

Для уточнения, какие именно виды образуют взаимосвязанные ассоциации, строили граф сети, представленный на рисунке (а). Полученные корреляционные плеяды сформировались из комбинаций видов, частая совместная встречаемость которых обусловлена как биотическими взаимодействиями, так и взаимно согласованной реакцией на изменение факторов водной среды. Использование коэффициентов частной корреляции, которые обычно в 3-4 раза по абсолютной величине меньше, чем традиционные коэффициенты Пирсона, позволило оценить «чистые» эффекты парного взаимодействия между двумя конкретными узлами сети после исключения совокупного влияния всех остальных узлов и, тем самым, резко снизить эффект «ложной» или наведенной корреляции.

Для оценки тесноты связи видов гидробионтов с экологическим градиентом выполнили 99 итераций построения моделей «случайного леса», состоящих из 500 иерархических деревьев. С помощью алгоритма «Борута» вычисляли важность (*importance*) каждого вида по Z-критерию, оценивающего снижение ошибки прогнозирования отклика при замене эмпирического вектора обилия на случайный вектор. Было установлено (табл. 2), что из 136 исходных видов только 16 таксонов имеют статистически значимую связь с фактором минерализации воды, тогда нахождение прочих видов в любой точке изучаемой гидросистемы является случайным и равновероятным.

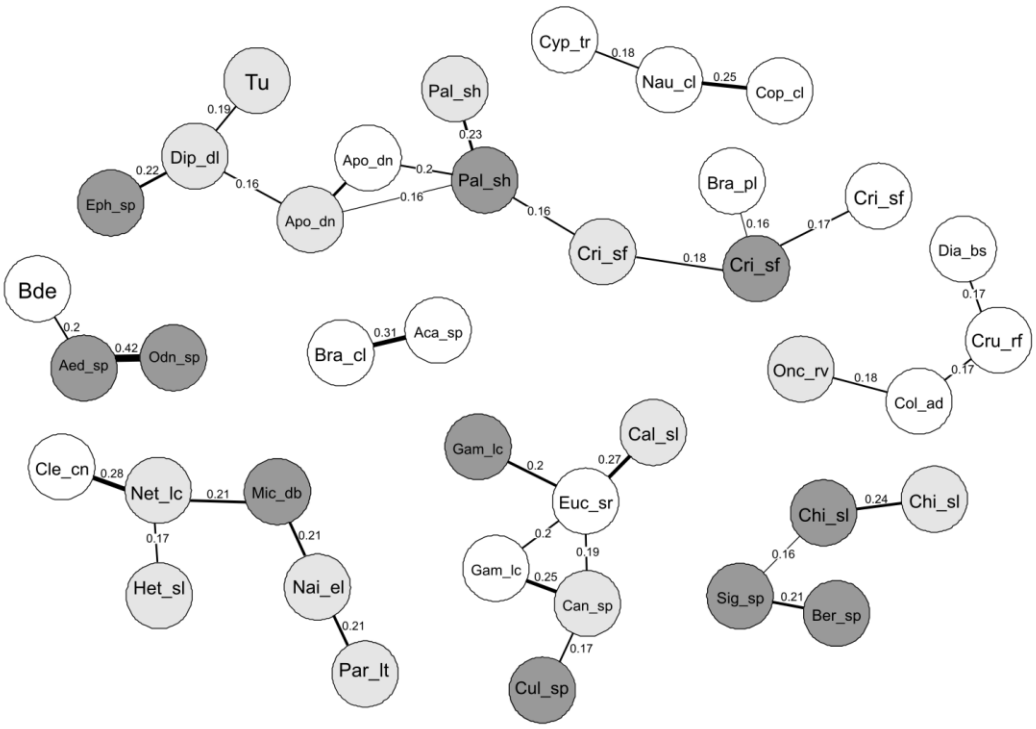
Заметим, что некоторые виды, такие как *Cricotopus salinophilus* (Zinchenko, et al., 2009), *Microchironomus deribae* (Freeman, 1957), *Apocyclops* dengizicus (Lepeshkin, 1900), часто обнаруживаются одновременно в планктонных и бентосных пробах. Эти фито- и бактериофаги играют важную экологическую роль в обеих средах, что определяется спецификой распределения пищевых ресурсов в гиперэвтрофных участках рек, в том числе и в цианобактериальных матах.

Чтобы оценить, какие конкретно абиотические характеристики биотопов оказывают влияние на существование отдельных видов, выполнен анализ главных компонент исходных матриц. На рисунке (б) представлен двудольный корреляционный граф, показывающий связи между 25 первыми таксонами из таблицы 2 и тремя латентными факторами, определяющими главные оси многомерной вариации данных. Фактор 1 включает комплекс показателей, определяющих соленость воды: содержание хлорид-иона, кальция и всех трех форм азота (положительная корреляция +), а также сульфат-иона и глубину водотока (отрицательная корреляция -), фактор 2 тесно связан с содержанием кислорода и pH (+), концентрацией марганца и железа (-), а фактор 3 связан с содержанием хлорофилла А, магния и температурой воды (+), а также фосфатами и бикарбонатами (-).

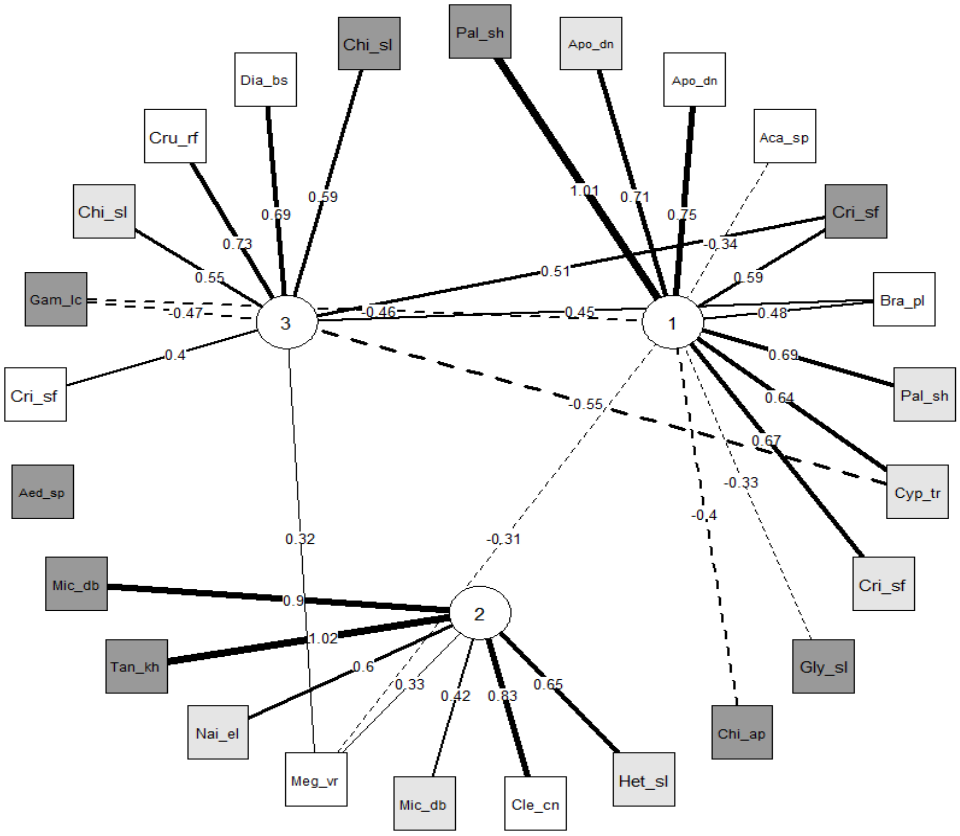
Выводы

1. Для изученной речной экосистемы характерна большая степень стохастичности природных и климатических изменений, таких как сгонно-нагонные явления воды в системе «река-гипергалинное озеро», пересыхание и зарегулирование русла рек, высокий градиент минерализации, зарастаемость биотопов макрофитами и др. Это обусловило общий нестационарный характер мета-сообщества гидробионтов, выразившийся в прерывистом градиенте биотического разнообразия, высокой мозаичности таксономической структуры, отсутствии вложенности и других континуальных закономерностей оборота видов (табл. 1).

2. Динамика параметров внешней среды делает невозможным стабильное состояние экосистемы: существует некоторое множество относительно устойчивых равновесий, обусловленных приоритетными факторами, действующими в каждой точке и в каждый момент времени. Однако тесная взаимосвязь изученных планктонных и донных видов мета-сообщества постоянно поддерживается за счет биотических взаимодействий популяций фито- и бактериофагов. Наблюдается формирование смешанных консорциумов видов из разных групп организмов, что было показано методами корреляционного анализа (рис. а).



а)



б)

Рис. Графы статистических зависимостей между компонентами мета-сообщества гидробионтов в реках бассейна оз. Эльтон: а) частная корреляционная сеть межвидовых отношений, б) связи обилия видов с тремя главными латентными переменными, обобщающими абиотические факторы. *Условные обозначения:* темно-серый − таксоны макрозообентоса, серый – мейобентоса, белый – зоопланктона. Коды видов приведены в таблице 2.

Таблица 2. Таксоны зоопланктона (ZP), мейобентоса (MB) и макрозообентоса (ZB), обладающие наибольшей значимостью при построении моделей зависимости видового состава от градиента минерализации в соленых реках.

Значимость	Группа	Код вида	Таксоны	Встречаемость	*Z*-критерий	*p*-значение
Высокая	ZB	Pal_sh	*Palpomyia schmidti*	11	10.75	1.00
	MB	Apo_dn	*Apocyclops dengizicus*	8	6.92	1.00
	ZP	Apo_dn	*Apocyclops dengizicus*	9	8.60	1.00
	ZP	Cri_sf	*Cricotopus salinophilus*	19	7.15	0.99
	ZP	Aca_sp	*Acanthocyclops americanus*	4	3.73	0.75
	ZB	Cri_sf	*Cricotopus salinophilus*	16	3.65	0.73
	ZP	Bra_pl	*Brachionus plicatilis*	22	3.53	0.71
	MB	Het_sl	*Heterocypris salina*	5	3.31	0.69
Средняя	ZP	Cle_cn	*Cletocamptus confluens*	4	3.29	0.63
	ZB	Gam_lc	*Gammarus lacustris*	6	3.11	0.60
	MB	Mic_db	*Microchironomus deribae*	3	3.06	0.57
	MB	Chi_sl	*Chironomus salinarius*	11	2.77	0.51
	MB	Pal_sh	*Palpomiya schmidti*	7	2.29	0.38
	ZP	Meg_vr	*Megacyclops viridis*	7	2.18	0.37
	MB	Cyp_tr	*Cyprideis torosa*	17	2.32	0.36
	MB	Cri_sf	*Cricotopus salinophilus*	15	2.07	0.12
Слабая	ZP	Cru_rf	*Cricotopus rufiventris*	3	1.43	0.05
	ZB	Gly_sl	*Glyptotendipes salinus*	4	1.56	0.03
	ZP	Dia_bs	*Diacyclops bisetosus*	3	1.09	0.03
	ZB	Chi_ap	*Chironomus aprilinus*	4	0.35	0.02
	MB	Nai_el	*Nais elinguis*	4	1.54	0.02
	ZB	Tan_kh	*Tanytarsus kharaensis*	2	1.32	0.01
	ZB	Mic_db	*Microchironomus deribae*	8	0.96	0.01
	MB	Onc_rv	*Oncholaimus rivalis*	4	0.70	0.01
	MB	Mo_pv	*Monhystrella parvella*	23	1.62	0.01
	ZB	Chi_sl	*Chironomus salinarius*	10	0.09	~0
	ZB	Aed_sp	*Aedes* sp.	3	0.25	~0
	MB	Net_lc	*Nitokra lacustris*	3	1.07	~0
	MB	Par_lt	*Paranais litoralis*	3	0.95	~0
	MB	Can_sp	*Candona* spp.	3	0.88	~0
	MB	Dip_dl	*Diplolaimelloides delyi*	5	0.72	~0
	ZB	Ber_sp	*Berosus* sp.	3	0.72	~0
	MB	Cal_sl	*Calodorylaimus salinus*	3	0.42	~0
	ZP	Euc_sr	*Eucyclops serrulatus*	3	0.02	~0
	MB	Tu	*Turbellaria* spp.	4	0.00	~0
	ZB	Cul_sp	*Culicoides* sp.	3	-0.08	~0
	ZP	Cyp_tr	*Cyprideis torosa*	6	-0.40	~0
	ZP	Gam_lc	*Gammarus lacustris*	3	-0.44	~0
	ZB	Odn_sp	*Odontomyia* sp.	3	-0.45	~0
	ZB	Sig_sp	*Sigara* sp.	4	-0.50	~0
	ZB	Eph_sp	*Ephydra* sp.	4	-0.56	~0
	ZP	Cyc_np	*Cyclopoida nauplii*	12	-0.63	~0
	ZP	Col_ad	*Colurella adriatica*	3	-0.72	~0
	ZP	Bde	*Bdelloidea* spp.	4	-0.80	~0
	ZP	Cyc_cp	*Cyclopoida copepodit*	8	-0.81	~0
	ZP	Bra_cl	*Brachionus calyciflorus*	3	-1.72	~0

3. Пространственное распределение видов формируется под влиянием нескольких, часто разнонаправленных внешних факторов, из которых приоритетными являются особенности локальных биотопов и ионный состав водной среды. Был выделен относительно немногочисленный таксоценоз истинно галофильных видов, тесно коррелированных с соленостью воды (табл. 2). Однако основную часть богатства видов составляют эврибионтные виды, равномерно распределенные по экологическому градиенту и адаптированные к обитанию в минерализованных водах аридных территорий (рис. 1 б). Важными экологическими факторами для их ресурсной обеспеченности являются содержание фосфатов, растворенного кислорода, хлорофилла «А», что характерно для эвтрофных водотоков (Zinchenko et al., 2014).

4. Разнообразие, адаптации и устойчивость популяций при ресурсной обеспеченности видов гидросистемы в условиях Эльтонского биосферного заповедника подразумевает сохранения природной динамики естественных местообитаний.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Зинченко Т.Д., Шитиков В.К., Головатюк Л.В., Гусаков В.А., Лазарева В.И. 2019а. Анализ связей между сообществами гидробионтов в соленых реках с использованием многомерной блочной ординации // Биология внутренних вод. № 4. Вып. 2. С. 82-89.

Зинченко Т.Д., Шитиков В.К., Головатюк Л.В., Абросимова Э.В. 2019б. Многомерный статистический анализ структуры планктонных и донных сообществ минерализованных рек бассейна оз. Эльтон // Поволжский экологический журнал. № 4. С. 407-418.

Шитиков В.К., Зинченко Т.Д. 2011. Анализ статистических закономерностей организации видовой структуры донных речных сообществ // Журнал общей биологии. Т. 72. № 5. С. 355-368.

Leibold M.A., Mikkelson G.M. 2002. Coherence, Species Turnover, and Boundary Clumping: Elements of Meta-community Structure // Oikos. Vol. 97. P. 237-250.

Connor E.F., Simberloff D. 1979. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? // Ecology. Vol. 60. P. 1132-1140.

Sanderson J.G. 2004. Null Model Analysis of Communities on Gradients // Journal of Biogeography. Vol. 31. P. 879-883.

Presley S.J., Higgins C.L., Willig M.R. 2010. A Comprehensive Framework for the Evaluation of Metacommunity Structure // Oikos. Vol. 119. P. 908-917.

Hausdorf B., Hennig C. 2007. Null model tests of clustering of species, negative co-occurrence patterns and nestedness in meta-communities // Oikos. Vol. 116. P. 818-28

Hennig C., Hausdorf B. 2004. Distance-based Parametric Bootstrap Tests for Clustering of Species Ranges // Computational Statistics and Data Analysis. No. 45. P. 875-895.

Kursa M., Rudnicki W. 2010. Feature Selection with the Boruta Package // Journal of Statistical Software. Vol. 36 (11). P. 2-12.

Friedman J., Hastie T., Tibshirani R. 2007. Sparse inverse covariance estimation with the graphical lasso // Biostatistics. Vol. 9. P. 432-441.

Zinchenko T.D., Gladyshev M.I., Makhutova O.N., Sushchik N.N., Galina S. Kalachova G.S., Golovatyuk L.V. 2014. Saline Rivers Provide Arid Landscapes with a Considerable Amount of Biochemically Valuable Production of Chironomid (Diptera) Larvae // Hydrobiologia. No. 722. P. 115-128.

Zinchenko T.D., Golovatyuk L.V., Abrosimova E.V., Popchenko T.V. 2017. Macrozoobenthos in Saline Rivers in the Lake Elton Basin: Spatial and Temporal Dynamics // Inland Water Biology. Vol. 10. No. 4. P. 384-398.

Zinchenko T.D., Shitikov V K., Golovatyuk L.V., Gusakov V. A. Lazareva V.I. 2018. Plankton and Bottom Communities in the Saline Rivers of Lake Elton Basin: Statistical Analysis of Dependences // Arid Ecosystems. Vol. 8. No. 3. P. 225-230.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2020, том 26, № 4 (85), с. 157-162

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 574.522

УРОВЕНЬ Zn, Cu, Pb, Cd И Ni В ТКАНЯХ И ОРГАНАХ ОСНОВНЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ ИХТИОФАУНЫ НИЖНЕЙ ВОЛГИ

© 2020 г. Г.К. Булахтина, А.А. Баканева, А.В. Кудряшов, Н.И. Кудряшова

Прикаспийский аграрный федеральный научный центр РАН
Россия, 416251, Астраханская область, Черноярский район, с. Соленое Займище, кв. Северный, д. 8
E-mail: solnce5508@mail.ru

Поступила в редакцию 18.10.2019. После доработки 27.04.2020. Принята к публикации 01.06.2020

В данной статье показаны результаты исследований содержания тяжелых металлов (цинка, меди, свинца, кадмия и никеля) в мышцах и печени основных промысловых рыб, которые относятся к разным уровням трофической цепи, таких как щука, окунь, плотва и лещ, выловленных в Астраханской области Черноярского района в воде реки Волга. Распределение металлов в организме гидробионтов неравномерное и зависит от свойств самого металла и функциональных особенностей органов. Было установлено, что содержание данных металлов в воде Волги и в мышцах гидробионтов не превышает предельно допустимые концентрации. Целью нашей работы было определение содержания тяжелых металлов в тканях (мышцах) и органах (печени) важнейших промысловых рыб бассейна реки Волга в пределах Астраханской области (Черноярский район) и оценка безопасности использования их в качестве пищевого сырья. Для проведения исследований были отобраны пробы воды по ГОСТ 31861-2012. Содержание тяжелых металлов в воде определяли методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе ТА-2М, в мышечной ткани и печени − методом атомно-абсорбционной спектрометрии на приборе «Квант-2А». В наибольшей концентрации тяжелые металлы обнаруживаются во внутренних органах (печень) – 0.14-39.6 мг/кг, а наименьшее их количество приходится на единицу массы мышечной ткани – 0.038-8.13 мг/кг.

Ключевые слова: тяжелые металлы, река Волга, вода, гидробионты, предельно допустимая концентрация (ПДК), звенья, токсикант.
DOI: 10.24411/1993-3916-2020-10131

В последнее время в результате технического прогресса в окружающей среде был нарушен баланс тяжелых металлов и произошло глобальное загрязнение природы различными химическими элементами. Наиболее распространенные из них – это свинец, кадмий, цинк, медь и никель. Попадая в водоемы со сточными водами промышленных предприятий, тяжелые металлы взаимодействуют с животным и растительным миром водоемов. Вследствие таких взаимодействий они могут накапливаться в водных организмах, нарушать их жизнедеятельность и приводить к их гибели. Среди гидробионтов рыбы занимают особое место в жизни человека, т.к. являются ценным сырьем для приготовления пищевой, кормовой, технической и фармакологической продукции. Повышенное содержание в их организме металлов свидетельствует о накоплении последних в пищевых цепях, функциональном нарушении во всех звеньях экосистемы, что в конечном итоге отражается на здоровье человека как потребителя продукции.

В соответствии с требованиями, предъявленными Объединенной Комиссией ФАО/ВОЗ по Пищевому Кодексу (Кодекс Алиментариус, 2007), важен контроль содержания в пищевых продуктах следующих микроэлементов: свинца, меди, цинка кадмия, ртути. Для здоровья человека особо опасными являются свинец, ртуть и кадмий. При поступлении в организм эти элементы оказывают выраженное негативное воздействие даже при разовых дозах, значительно ниже допустимых (Perevoznicov, Bogdanova, 1999).

Река Волга является одним из наиболее значимых в Нижнем Поволжье водоемов рыбохозяйственного назначения. Волга берет начало на Валдайской возвышенности (на высоте 228 м) и впадает в Каспийское море. Ее устье находится на 28 м н.у.м. Общее падение – 256 м.

Волга – крупнейшая в мире река внутреннего стока, не впадающая в мировой океан. В нижнем течении после впадения Камы Волга становится могучей рекой. Она протекает вдоль Приволжской возвышенности. Дельта Волги начинается в месте, где от ее русла отделяется рукав Бузан (в 46 км севернее Астрахани), и является одной из самых крупных в России и крупнейшей в Европе. В дельте насчитывается до 500 рукавов, мелких речек и протоков. Главные из них: Бузан, Бахтемир, Камызяк, Старая Волга, Болда, Ахтуба; среди них в судоходном состоянии поддерживается Бахтемир, образуя Волго-Каспийский канал. К Нижней Волге относятся Саратовская область (кроме крайних северных районов), Волгоградская область, республика Калмыкия и Астраханская область (Волга, 2019).

В настоящее время ученые бьют тревогу по поводу усиления загрязнения реки Волга тяжелыми металлами (ТМ). Попадают они в реку в результате сброса промышленных сточных вод, талых вод с сельскохозяйственных полей, где применяются ядохимикаты и минеральные удобрения. Особенно велико превышение предельно-допустимых концентраций (ПДК) для водоемов рыбохозяйственного назначения по марганцу – в 1-1.4 раза, меди – в 2-4 раза, цинку – на уровне ПДК (Воробьев и др., 2007). Опасность тяжелых металлов заключается в том, что они устойчивы к процессам разрушения, что приводит к постоянному накоплению их в водных экосистемах. Сохраняясь в течение длительного времени, ТМ мигрируют по звеньям общей цепи циркуляции веществ в водоеме и в конечном итоге аккумулируются в ее завершающих звеньях – рыбах, водных млекопитающих и других (Мухаметшин, 2005).

Тяжелые металлы, попадая в организм животных (в том числе и рыб) в количествах, превышающих определенные дозы, могут вызвать не только множество различных заболеваний непосредственно данного индивида, но и отрицательно влиять на его потомство, поэтому ТМ относятся к наиболее опасным токсикантам.

Материал и методы

Для определения содержания тяжелых металлов были выбраны несколько видов рыб, относящихся к различным уровням трофической цепи: преимущественно хищники – щука (*Esox lucius*) и окунь (*Perca fluviatilis*), а также плотва (*Rutilus rutilus*) и лещ (*Abramis brama*), питающиеся основном беспозвоночными. Отлов производился в бассейне реки Волга в Черноярском районе Астраханской области в 2016-2018 гг. Также были отобраны пробы воды по ГОСТ 31861-2012 (2019). Заборы проб воды и ихтиофауны были произведены после половодья в период нереста – май-июль.

Образцы мышечной ткани и печени рыб были приготовлены стандартными методами, содержание валовых форм меди, никеля, цинка, свинца и кадмия определяли методом атомно-абсорбционной спектрометрии на приборе «Квант-2А» (Зубков, Шилин, 2015). В гидрохимической лаборатории Управления эксплуатации Волгоградского водохранилища методом инверсионной вольтамперометрии на анализаторе ТА-2М определяли содержание валовых и растворенных форм цинка, кадмия и меди в воде реки Волга (Гигиенические нормативы, 2003).

Результаты и обсуждение

Тяжелые металлы в воде. В период нереста на протяжении 3 лет (май-июль 2016-2018 гг.) были произведены заборы проб воды. Среднегодовые данные отражены в таблице.

Полученные данные показали, что содержание в воде таких тяжелых металлов, как цинк, свинец и кадмий, находятся в пределах нормы ПДК. Однако содержание валовой формы меди в воде превысило допустимое для рыбохозяйственных водоемов значение в 4-5 раз (табл.).

Тяжелые металлы в тканях и органах рыб. Отбор проб ихтиофауны проводился в течение 3 лет в тот же период. По годам содержание металлов в исследуемых материалах не имело существенных различий, поэтому мы представляем усредненные данные за весь срок

Цинк. Хотя он и является важным микроэлементом, его повышенное содержание оказывает на организмы токсическое воздействие. В результате интоксикации цинком нарушаются репродуктивные и поведенческие функции, снижаются темпы роста рыб. При хронической интоксикации он накапливается в тканях, контактирующих с окружающей средой (кожные покровы, жабры). Соединения цинка вызывают повышенное образование слизистого секрета (Воробьев и др., 2006).

В изученных образцах содержание цинка варьировало от 3.12 до 39.6 мг/кг (рис. 1). Самые большие концентрации отмечены в печени изученных видов рыб, особенно у щуки (39.6 мг/кг) и окуня (31.58 мг/кг), что можно объяснить барьерной ролью этого органа, который участвует в различных

процессах обмена: кроветворении, синтезе белков и углеводов. Роль печени очень важна, в ней происходит накопление запасных питательных веществ – гликогена и жира (Кочеров и др., 2010).

Таблица. Среднее содержание тяжелых металлов в воде реки Волга в мае-июле 2016-2018 гг. в сравнении с их ПДК, Прикаспийский научно-исследовательский институт аридного земледелия (ФГБНУ «ПНИИАЗ»).

Тяжелый металл	Концентрация ТМ, мг\л			ПДК рыбо-хозяйственных водоемов, мг\л	ПДК санитарно-гигиенических норм, мг\л
	2016 г.	2017 г.	2018 г.		
Zn	0.0023 (валовая форма)	0.0025 (валовая форма)	0.0025 (валовая форма)	0.01	1
Cu	0.004 (валовая форма)	0.005 (валовая форма)	0.005 (валовая форма)	0.001	1
Pb	0.0006 (валовая форма)	0.0008 (валовая форма)	0.0006 (валовая форма)	0.006	0.03
Cd	0.0001 (растворенная форма)	0.0001 (растворенная форма)	0.0001 (растворенная форма)	0.005	0.001

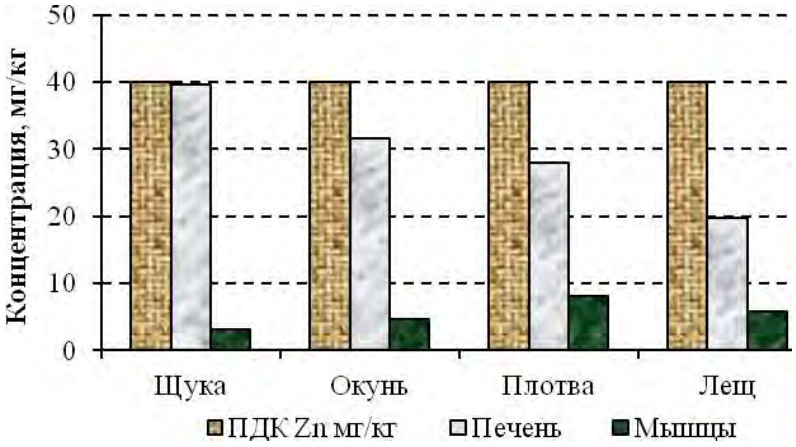


Рис. 1. Концентрация цинка в органах и тканях рыб, выловленных в реке Волга в Черноярском районе, средние данные за 2016-2018 гг., ФГБНУ «ПНИИАЗ»

Уровень содержания цинка в печени леща (19.79 мг/кг) и плотвы (27.9 мг/кг) значительно ниже, чем у щуки и окуня. Это может быть связано с тем, что щука и окунь относятся к хищным рыбам и являются завершающим звеном в трофической цепи, где происходит наибольшая аккумуляция токсикантов.

Медь является достаточно опасным токсикантом, ее избыточное накопление в организме ведет к отложению в органах (Eyckmans et al., 2011). Плохо растворимый комплекс меди с аминокислотами, который откладывается в клетках печени, развивает цирроз (Al Bairuty et al., 2013).

Из проведенных нами исследований обнаружено, что медь в наибольшем количестве была отмечена в печени у окуня (9.6 мг/кг) и щуки (9.7 мг/кг). В мышцах содержание меди было минимальным у всех видов рыб (рис. 2).

Свинец – это микроэлемент, который легко проникает в организм, скапливаясь в печени.

Основным путем его выведения является желудочно-кишечный тракт, куда он поступает из печени. Содержание свинца в тканях и органах рыб относительно невелико.

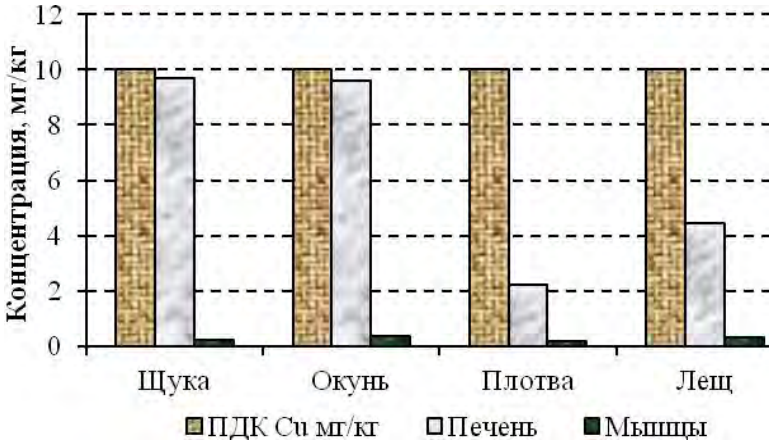


Рис. 2. Концентрация меди в органах и тканях рыб, выловленных в реке Волга в Черноярском районе, средние данные за 2016-2018 гг., ФГБНУ «ПНИИАЗ».

Хроническое отравление свинцом у рыб способствует развитию сколиоза, раковых заболеваний почек и ведет к изменению нормального количественного соотношения аминокислот в белках головного мозга, биосинтеза гемоглобина, нуклеиновых кислот и гормонов (Справочник ..., 2019). Согласно полученным данным, накопление микроэлемента в тканях и органах происходило равномерно (рис. 3).

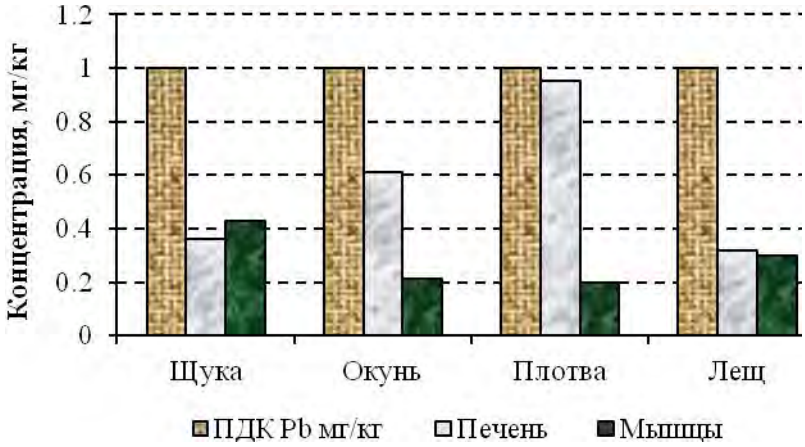


Рис. 3. Концентрация свинца в органах и тканях рыб, выловленных в реке Волга в Черноярском районе, средние данные за 2016-2018 гг., ФГБНУ ПНИИАЗ».

Концентрация свинца у леща в мышцах достигла 0.30 мг/кг, в печени – 0.32 мг/кг, у щуки – 0.43 мг/кг (мышцы) и 0.36 мг/кг (печень). Наибольшее количество металла было обнаружено в печени планктофага (плотва) – 0.95 мг/кг.

Кадмий. По своим биологическим воздействиям и химическим свойствам он подобен цинку. Его воздействие на организм приводит к нарушению функционирования ферментативных процессов. Кадмий характеризуется с долгим периодом полувыведения и длительным удержанием в организме (около 30 лет). Избыток этого микроэлемента в организме приводит к угнетению антитоксической функции печени, нарушению углеводного обмена. Кадмий, попадая в организм посредством респираторного эпителия жабр, утилизируется преимущественно печенью, жабрами и почками (Воробьев и др., 2007).

По результатам наших исследований, в печени всех изученных видов рыб отмечены повышенные значения концентрации кадмия (рис. 4). Наибольшие его количества были обнаружены в печени у бентофагов (лещ) – 0.34 мг/кг и у планктофагов (плотва) – 0.27 мг/кг.

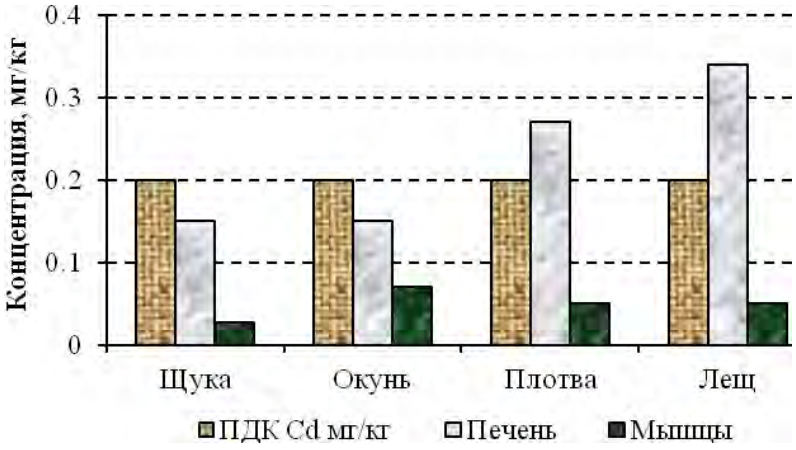


Рис. 4. Концентрация кадмия в органах и тканях рыб, выловленных в реке Волга в Черноярском районе, средние данные за 2016-2018 гг., ФГБНУ «ПНИИАЗ».

Никель. Его соединения играют важную положительную роль в процессах обезвреживания токсинов в организме, в кроветворных процессах, являясь катализаторами. Никель также оказывает специфическое действие на сердечнососудистую систему. Однако его избыток вызывает отравление, при котором жабры у рыб приобретают темную окраску и покрываются слизью (Горяйнов и др., 2004).

По результатам нашего исследования в печени плотвы была обнаружена наибольшая концентрация никеля – 2.41 мг/кг, мышечная ткань содержала значительно меньше данного металла – 0.50 мг/кг. Наименьшая концентрация никеля была в мышцах щуки – 0.038 мг/кг (рис. 5).

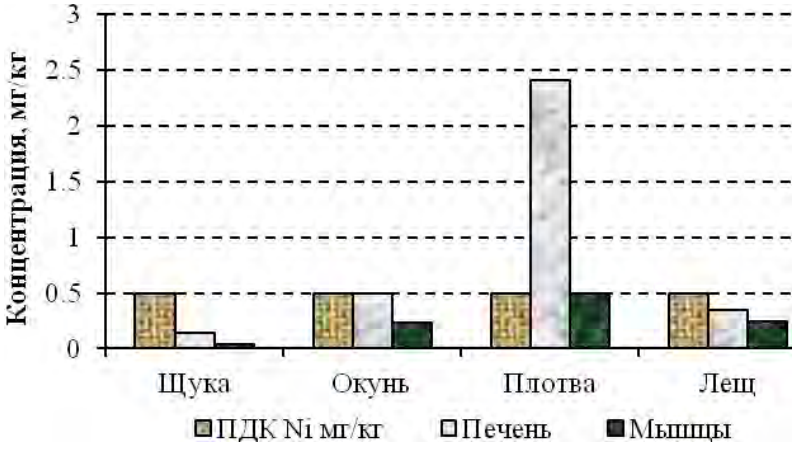


Рис. 5. Концентрация никеля в органах и тканях рыб, выловленных в реке Волга в Черноярском районе, средние данные за 2016-2018 гг., ФГБНУ «ПНИИАЗ».

Выводы

Сравнительный анализ концентраций тяжелых металлов в воде, печени и мышечной ткани рыб показал следующее.

1. Содержание ТМ в организмах выше, чем в воде, по некоторым элементам в десятки тысяч раз: так, например содержание цинка в воде составило 0.0023 мг/л, а в печени щуки концентрация увеличилась до 39.6 мг/кг. Это означает, что цинк может накапливаться в тканях гидробионтов до опасных уровней даже при содержании элемента в воде в небольших концентрациях.

2. Содержание ТМ в печени и мышцах различных видов рыб отличались, тем не менее, ПДК в печени превышали аналогичные показатели для мышц практически для всех токсикантов. Однако распределение ТМ в организмах хищных рыб (щуки и окуня) было сходным и отличалось от такового у плотвы и леща. У хищных видов по сравнению с бентофагами повышенным в печени было содержание меди (щука – 9.7 мг/кг, окунь – 9.6 мг/кг) и цинка (щука – 39.6 мг/кг, окунь – 31.58 мг/кг).

3. Содержание цинка в мышечной ткани леща (19.79 мг/кг) и плотвы (27.9 мг/кг) оказалось выше, чем у хищников**.**

4. Наибольшее количество тяжелых металлов по абсолютным величинам содержится в мышечной ткани, т.к. основную часть массы рыбы составляют мышцы (у костистых рыб они достигают 50% от общей массы, а внутренние органы – меньше 15%).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Волга. 2019 [Электронный ресурс https://ru.wikipedia.org/wiki/%D0%92%D0%BE%D0%BB%D0%B3%D0%B0 (дата обращения 01.09.2019)].

Воробьев Е.Б., Новиков В.В., Лопатин Р.И. 2006. Тяжелые металлы в Волгоградском водохранилище // Экологические системы и приборы. № 2. С. 11-13.

Воробьев В.И., Зайцев В.Ф., Щербакова Е.Н. 2007. Биогенная миграция тяжелых металлов в организме русского осетра (монография). Астрахань: ООО «ЦНТЭП». С. 15-24.

Горяйнов В.В., Филиппов О.В., Плякин А.В., Золотарев Д.В. 2004. Волго-Ахтубинская пойма: Особенности гидрографии и водного режима. Волгоград: Волгоградское научное издательство. 112 с.

ГОСТ 31861-2012. Вода. Общие требования к отбору проб. 2014 [Электронный ресурс http://docs.cntd.ru/document/1200097520 (дата обращения 25.09.2019)].

Зубков М.В., Шилин А.В. 2015. Использование метода атомно-абсорбционной спектроскопии для определения тяжелых металлов // Обеспечение комплексной безопасности предприятий: проблемы и решения. Сборник тезисов докладов IV Международной научно-практической конференции. М. С. 40-41.

Кодекс Алиментариус. 2007. Гигиена пищевых продуктов. М.: Весь Мир. С. 122.

Кочеров В.И., Козицина А.Н., Иванова А.В., Митрофанова Т.С., Матерн А. 2010. Инверсионная вольтамперометрия: учебно-методическое пособие по курсу «Аналитическая химия и физико-химические методы анализа». Екатеринбург: УрФУ. 110 с.

Мухаметшин А.М. 2005. Оценка содержания металлов в тканях и органах рыб Куйбышевского водохранилища // Вестник Татарстанского отделения Российской Экологической Академии / Ред. Н.Ю. Степанова, В.З. Латыпова, А.М. Мухаметшин. № 4. С. 41-45.

Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-03. 2003. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ Министерства здравоохранения Российской Федерации. С. 154.

Справочник химика 21. 2019 [Электронный ресурс https://chem21.info/info/793941 (дата обращения 09.10.2019)].

Al-Bairuty G., Shaw B.J., Handy R.D., Henry T.B. 2013. Histopathological Effects of Waterborne Copper Nanoparticles and Copper Sulphate on the Organs of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) // Aquatic Toxicology. Vol. 126. P. 104-115.

Eyckmans M., Celis N., Horemans N., Blust R., De Boeck G. 2011. Exposure to Waterborne Copper Reveals Differences in Oxidative Stress Response in Three Freshwater Fish Species // Aquatic Toxicology. Vol. 103. P. 112-120.

Perevoznicov M.A., Bogdanova E.A. 1999. Heavy Metals in the Freshwater Ecological Systems. Saint-Petersburg. P. 188-216.

ISSN 1993-3916

ЖУРНАЛ АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ 2020. Т. 26. № 4 (85)

Учредители: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Прикаспийский институт биологических ресурсов Дагестанского научного центра РАН (ПИБР ДНЦ РАН), Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем РАН (ИВП РАН), Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт геологии Дагестанского научного центра РАН (ИГ ДНЦ РАН).

Свидетельство о регистрации средства массовой информации в Роскомнадзоре (Федеральной службе по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций) – ПИ № ФС77-56164 от 15 ноября 2013 г. Подписано в печать 30 ноября 2020 г.

ТОВАРИЩЕСТВО НАУЧНЫХ ИЗДАНИЙ КМК

Формат 60х 84 $^{1}/_{8}$	Объем 21 п.л.
Тираж 200 экз.	Заказ №

Тиражировано в типографии ИП Гаджиева С.С.
367025, Махачкала, ул. Юсупова, 47
RIZO-PRESS, Тел. 8(8722) 68-40-21

Распространяется
только по подписке

Индекс 39775 (каталог «Пресса России»)