ISSN 1993-3916

Том 25 Номер 3 (80) Сентябрь 2019

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

2019

© 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 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, 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 25, № 3 (80), 2019, сентябрь
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, П.Д. Гунин,
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
2019

СОДЕРЖАНИЕ

Том 25, номер 3 (80), 2019 сентябрь

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Неизбежность и перспективы использования человечеством стратегии «зеленого земледелия»
Е.М. Гусев 3-10

Ландшафтно-экологическая оценка засушливых земель Российско-Казахстанского приграничья для устойчивого землепользования
Б.А. Красноярова, И.В. Орлова, Т.Г. Плуталова, С.Н. Шарабарина 11-18

Таримская впадина и трансформация ее ландшафтов
Т.Н. Прудникова 19-29

Мета-анализ трофических спектров крупных травоядных Северной Азии в аспекте смены доминирующих потребителей растительности
И.С. Шереметьев, С.Б. Розенфельд, Т.П. Сипко 30-38

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

Влияние выпаса на свойства почв в условиях сухих субтропических степей Азербайджана
С.А. Ганиева, Н.Я. Дюнямалиева, Ф.М. Рамазанова 39-44

О применении NDVI для мониторинга состояния степных и пустынных экосистем Гоби
П.Д. Гунин, В.П. Дедков, Е.В. Данжалова, С.Н. Бажа, А.Н. Золотокрылин, Т.И. Казанцева 45-52

Антропогенная деградация почв речных террас Волго-Уральского региона в эпоху бронзы и ее влияние на современный почвенно-растительный покров
Л.Н. Плеханова 53-59

Определение эффективных факторов естественного восстановления персидского дуба в Кохгилуйе и Бойерахмеде Южного Загроса (Иран)
А. Салехи, М. Фарзини, Ш. Ализаде 60-69

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Потенциальная роль грунтовых вод в загрязнении прибрежных вод Каспийского моря органическими поллютантами
Н.М. Исмаилов, С.Р. Алиева 70-78

Об интегральной диагностике качества морской воды с использованием фито- и зоопланктона
Н.И. Рабазанов, А.Ф. Сокольский, С.С. Евсеева, Р.Н. Рабазанов 79-84

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 3-10

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 502/504+579.6:574.64

НЕИЗБЕЖНОСТЬ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЧЕЛОВЕЧЕСТВОМ СТРАТЕГИИ «ЗЕЛЕНОГО ЗЕМЛЕДЕЛИЯ»[1]

© 2019 г. Е.М. Гусев

Институт водных проблем РАН
Россия, 119333, г. Москва, ул. Губкина, д. 3. E-mail: sowaso@yandex.ru

Поступила в редакцию 29.08.2018. После доработки 28.09.2018. Принята к публикации 22.10.2018.

В статье представлено физическое обоснование основных законов экологии Б. Коммонера. Показано, что эволюция диссипативных структур на Земле, к которым относятся в том числе и живые организмы, и надорганизменные системы, подчиняется фундаментальному принципу – принципу максимального производства энтропии Г. Циглера. Однако в случае приближения системы к своему стационарному состоянию, обусловленного исчерпанием доступной диссипативным структурам планеты свободной энергии, эволюционные изменения сменяются относительно медленными процессами оптимизации гомеостазиса возникших структур. На этом этапе главным становится принцип минимума производства энтропии И. Пригожина.

Показано, что именно в этой ситуации оказалось человечество на современном этапе голоцена − в ситуации необходимости и неизбежности рационального использования доступных нам ресурсов. Подобная рационализация уже была реализована Природой в конце предыдущего этапа эволюции (в отсутствии человека) на основе развившейся в течение миллиардов лет способности биоты регулировать и стабилизировать биосферу планеты. Поэтому на современном этапе эволюции проявляется закон экологии Б. Коммонера: природа знает лучше. Продемонстрировано, что человечество уже находится в ситуации действия этого закона. За последние два десятилетия сформировалась так называемая «зелёная экономика» – направление в экономической науке, в рамках которого считается, что экономика выступает зависимым компонентом природной среды, в пределах которой она существует и является ее частью. В частности, показано, что в области сельского хозяйства и связанного с ним сектора водного хозяйства (особенно в аридных и полуаридных регионах планеты) расширяется использование «зелёного земледелия», в значительной мере компенсирующего растущие вызовы продовольственной и водной безопасности населения.

Ключевые слова: основные законы экологии, диссипативные структуры, принцип максимума производства энтропии Г. Циглера, принцип минимума производства энтропии И. Пригожина, природоподобные процессы, зелёное земледелие.

DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10059

В условиях ускоренного потребления человеческим сообществом природных ресурсов усилилась деградация окружающей среды, создающая опасность и для существования самого человека на Земле. Слишком долго мир превращался в антропогенную, часто называемую «серой» (European Commission, 2013; Palmer et al., 2015), инфраструктуру использования природных ресурсов и управления ими. При этом по экономическим соображениям часто отбрасывались в сторону экологические знания, демонстрирующие возможности использования нетрадиционных технологий. Кроме того, как отмечал один из ведущих исследователей социальной роли науки и техники Дж. Гэлбрайт, «современная техника отличается тем, что она решает проблемы еще до того, как становятся ясны пути их решения» (Коммонер, 1974, с. 129). В результате в конце концов достаточно

[1] Работа выполнена в рамках темы № 0147-2018-0001 (№ государственной регистрации АААА-А18-118022090056-0) Государственного задания ИВП РАН (раздел “Природоохранные технологии") и при финансовой поддержке РНФ (грант № 16-17-10039; разделы “Эволюция жизни на Земле с точки зрения теории диссипативных структур", "Физические основы законов экологии" и "Принципы Г. Циглера и И. Пригожина").

остро встала проблема нахождения новых путей в области методов природопользования и создания соответствующих инфраструктур для компенсации растущих вызовов экологической безопасности популяции человека на планете (Данилов-Данильян, Лосев, 2000; Данилов-Данильян, Рейф, 2016).

Сказанное относится ко всем сферам хозяйственной деятельности человека, включая сельское и водное хозяйства. Активность человека отрицательно сказалась и на состоянии природных ресурсов, обеспечивающих сельскохозяйственное производство. В частности, состояние большинства почвенных ресурсов сельскохозяйственных угодий оценивается как посредственное, плохое или очень плохое, а нынешние оценки прогнозируют его дальнейшее ухудшение, что окажет серьезное негативное воздействие на круговорот воды в природе в результате роста интенсивности испарения, уменьшения запасов почвенных вод и увеличения склонового стока, сопровождаемого усилением эрозии (WWAP …, 2018). При этом важно отметить, что сельское хозяйство является и будет являться в дальнейшем основным потребителем воды в большинстве стран (Sustainable Management ..., 2010; Hall, Dorai, 2010), в связи с чем вопрос водообеспеченности агроценозов занимает центральное место в сельском хозяйстве (особенно в аридных и полуаридных зонах). Поэтому и в сельском, и в водном хозяйствах необходимы новые технологии использования природных ресурсов, уменьшающие отрицательное воздействие человека на окружающую среду. В связи с этим, целью настоящей работы явилось обоснование основного направления разработки таких нетрадиционных технологий и рассмотрение перспектив их применения в сельскохозяйственных экосистемах, существование которых, в свою очередь, неразрывно связано с использованием водных ресурсов планеты.

Эволюция жизни на Земле с точки зрения теории диссипативных структур

Чтобы выяснить направление, по которому обречено двигаться человечество по пути разработки новых технологий использования природных ресурсов (включая сектора сельского и водного хозяйств), нам придется обратиться к основам экологии. Определений экологии очень много. Мы воспользуемся следующим: экология – наука, изучающая взаимоотношения живых организмов между собой и окружающей их природной средой, а также организацию и функционирование надорганизменных систем различного уровня (Экология ..., 2018). Данное определение позволяет подойти к рассматриваемому в статье вопросу с фундаментальных физических позиций, а более конкретно, – с позиций организации и существования диссипативных структур (Гленсдорф, Пригожин, 1973; Эбелинг, 1979).

Эти структуры (имеющие организацию или в пространстве, или во времени, или в том и другом), возникающие и существующие при постоянном отсутствии термодинамического равновесия, характеризуются наличием значительных градиентов температур, потенциалов, концентраций веществ, приводящих к возникновению потоков различных субстанций, которые в свою очередь вызывают постоянную диссипацию высококачественной энергии в низкокачественную в форме хаотического теплового движения частиц. Одно (но не единственное) из условий самоорганизации и устойчивого существования диссипативной структуры – ее открытость, т.е. возможность обмена с окружающей средой веществом и/или энергией, что позволяет системе экспортировать постоянно производимую энтропию, вызванную диссипацией высококачественной приходящей энергии в низкокачественную, в окружающее пространство и тем самым сохранять свою упорядоченность. Энтропия − физическая категория, которая может интерпретироваться как мера неопределённости (неупорядоченности) рассматриваемой системы. Очевидной и универсальной термодинамической основой структурообразования в космической, добиологической и биологической эволюции является «экспорт энтропии» – ее выделение открытой системой (Волькенштейн, 1984).

На Земле основные диссипативные структуры прежде всего связаны с системой круговоротов вещества. Движущей силой всех круговоротов на планете, в том числе и биотического, является поток энергии Солнца. Как показано у H.I. Morowitz (1968), при постоянном действии потока свободной энергии на ограниченную (по объему и веществу) систему единственной ее структурообразующей реакцией может быть лишь организация собственного потока энергии, согласно принципу Ле-Шателье, нейтрализующего воздействие внешнего возмущения на основе круговорота вещества. В биологических процессах на планете участвует энергия квантов определенной части спектра излучения Солнца либо непосредственно, как в случае фотосинтеза, либо косвенно, в результате передачи энергии биомассы одних организмов другим в ходе их питания

(трофические цепи). Таким образом, все живые организмы, их сообщества, биосфера в целом – суть диссипативные структуры (Гусев, Насонова, 2010).

При этом сама «жизнь есть свойство материи, приводящее к сопряженной циркуляции биоэлементов (временная диссипативная структура) в водной среде, движимой в конечном счете энергией солнечного излучения по пути увеличения сложности» (Фолсом, 1982, с. 75). В принятом выше определении жизнь – экологическое свойство планетарного масштаба. Как отдельный организм, так и надорганизменные структуры (коллективы людей, их сообщества, государства, транснациональные объединения и т.д.) зависят от постоянного источника свободной энергии, которую они могут использовать для своего функционирования: метаболизм, рост, движение, организация, размножение, эволюционирование (Kleidon, Lorenz, 2005).

Для отдельных организмов свободная энергия может быть получена сразу от солнечного света (фототрофы), из геологических источников химических соединений (хемотрофы) или от органического материала (гетеротрофы). Надорганизменным структурам и человечеству в целом также необходим постоянный приток свободной энергии для поддержания и сохранения своего гомеостазиса. Для Земли основным постоянно действующим поставщиком свободной энергии является Солнце. Но в настоящее время человечеству для развития (а не развиваться оно, как и любая диссипативная структура во Вселенной, не может вследствие принципа цефализации – роста усложнения и многообразия структур), установленного сначала эмпирически, а затем получившего теоретическое обоснование на основе физического принципа максимума производства энтропии (Циглер, 1966; Делас, 2014), потребовались и другие источники энергии. Человеческая популяция изымает излишки ресурсов солнечной энергии прошедших эпох, запасенных в виде ископаемой органики: газа, нефти, угля, сапропеля, гумуса. Но эти источники конечны. Далее человек использует ресурсы обладающей высоким качеством ядерной энергии тяжелых радионуклидов. Образование запаса такой энергии произошло еще до возникновения Солнечной системы, поскольку Солнце – звезда второго поколения, а образование тяжелых элементов происходит при взрыве звезд предыдущего поколения.

Наконец, в перспективе, правда, весьма сомнительной, стоит использование термоядерной энергии, сырьем для получения которой являются ядра дейтерия и трития, образование которых произошло в первые мгновения рождения Вселенной – сразу после Большого взрыва.

Однако сколь бы заманчивым ни казалось использование ядерных источников энергии, в принципе дающих возможность обеспечить диссипативные структуры планеты потоком свободной энергии, использование их, как нам кажется, не является выходом из ситуации надвигающегося на человечество «негетропийного голода» (недостатка свободной энергии, необходимой для поддержания и развития упорядоченности диссипативных структур) хотя бы по двум причинам.

Первая из них заключается в том, что использование любых форм ядерной энергии, неизбежно связанное с вероятностью выхода жесткого излучения, «противоестественно» биосфере Земли, поскольку биохимическая эволюция живого вещества и морфологическая эволюция организмов произошли в условиях отсутствии такого излучения (сначала в океане, а затем на суше под защитой озонового слоя атмосферы). Вторая причина обусловлена тем, что дополнительное выделение энергии, каким бы путем она ни получалась (даже не обязательно из ядерных источников), неизбежно должно повысить температуру земной поверхности и атмосферы, изменить климат Земли, что также губительно для человеческой цивилизации.

Поэтому можно полагать, что человечество на современном этапе близко к некоторому физически обусловленному экологическому императиву (здесь императив – общезначимое требование, закон, предписание) − ограниченности использования свободной энергии на Земле. Отметим это обстоятельство перед тем, как проводить дальнейший анализ современного состояния диссипативных структур планеты с физико-экологических позиций.

Физические основы законов экологии

Чтобы связать физику и экологию, вспомним четыре основных закона экологии, сформулированных классиком экологии Б. Коммонером (1974): 1) все связано со всем, 2) все должно куда-то деваться (добавим − и откуда-то браться), 3) ничто не дается даром, 4) природа знает лучше. Если проанализировать эти законы с позиций физики, можно увидеть, что первый, второй и третий законы являются простым следствием (или перефразированием на экологический язык)

фундаментальных положений физики: 1) принципа единства и взаимосвязи мира, 2) закона сохранения массы и энергии, 3) второго начала термодинамики. Первое положение отражает принцип всеобщей связи, который означает целостность окружающего мира, его внутреннее единство, взаимозависимость всех его компонентов, предметов, явлений, процессов. Второе говорит о том, что любой процесс, происходящий в изолированной системе, не производит и не уничтожает ни массу, ни энергию. Третье имеет большое количество формулировок. Воспользуемся следующей − энтропия изолированной системы либо остается постоянной, либо со временем увеличивается. Поэтому второе начало термодинамики говорит о том, что возникновение порядка (например, создание человеком каких-то нужных ему структур) в каком-то месте замкнутой системы неизбежно связано с тем, что где-то в другом месте (или в этом же, но в других структурах) порождается еще большая неупорядоченность, то есть, созидая что-то, мы вынуждены разрушить что-то другое в большей мере. Таким образом, действительно ничто не дается даром.

С четвертым законом экологии (природа знает лучше) ситуация более сложная. Б. Коммонер (1974) вывел этот закон эмпирически на основе обобщения широкого количества имеющихся в биосфере фактов. Вообще говоря, формулировка данного принципа довольно расплывчата. Неясно, что значит лучше, для кого или для чего лучше. Поскольку человек обычно анализирует процессы с антропоцентрических позиций, то, по-видимому, имеется в виду лучше для сохранения гомеостазиса человека. Но с другой стороны, если человек своими действиями ухудшает ситуацию, то зачем Природа (без человека), зная, как лучше, вообще создала человека. Ведь он тоже часть природы и, соответственно, тоже должен знать, как лучше действовать. В общем, ситуация довольно запутанная. Попытаемся разобраться в ней с позиции теории диссипативных структур.

Принципы Г. Циглера и И. Пригожина

Как известно из теории диссипативных систем (Пригожин, 1960; Мартюшев, Селезнев, 2006), изменение энтропии в открытой системе ΔS (а таковой является и Земля) выражается уравнением:

$$\Delta S=\Delta S_i+\Delta S_e\,, \qquad (1)$$

где ΔS_i − изменение энтропии, производимое в системе происходящими в ней необратимыми процессами, ΔS_e − изменение энтропии, вызванное взаимодействием системы с внешними телами (например, посредством потоков веществ или энергии, проходящих через систему).

Необратимость процессов (поскольку реальные процессы и состояния в природе являются неравновесными) приводит к $\Delta S_i>0$, относительная стационарность состояния системы − к $\Delta S=0$; следовательно, $\Delta S_e=\Delta S-\Delta S_i<0$. Это означает, что энтропия в продуктах (в виде вещества или энергии), поступающих в систему, меньше энтропии в продуктах, выходящих из системы. Для Земли это обусловлено высоким качеством поступающей на ее поверхность солнечной энергии и низким качеством излучаемого Землей теплового излучения, экспортирующего постоянно производимую структурами планеты энтропию в окружающее пространство.

В этом главный смысл процесса самоорганизации, то есть в создании определенных структур из хаоса неупорядоченного состояния. Открытые системы будто бы структурируют энергию окружающей их среды, причем упорядоченная часть энергии остается внутри системы, а неупорядоченная энергия сбрасывается системой обратно в окружающую среду. Для живых организмов эту парадигму хорошо описал еще Э. Шредингер (1972, с. 74): согласно законам физики, каждый «живой организм непрерывно увеличивает свою энтропию <...>, приближаясь к опасному состоянию максимальной энтропии, представляющей собой смерть. Он может избежать этого состояния <...>, только постоянно извлекая из окружающей среды отрицательную энтропию <...> или, чтобы выразить это менее парадоксально, существенно в метаболизме то, что организму удается освобождаться от всей той энтропии, которую он вынужден производить, пока жив».

При этом эволюция структур на планете происходит в сочетании с биосферными кризисами, которые вызываются либо внешними причинами (колебаниями солнечной активности, изменениями климата, тектонической активностью, разного рода катаклизмами (вулканическими, космическими) и т.д.), либо внутренней логикой развития структур, когда экстенсивный путь их развития заводит в тупик. В результате достижения такой точки бифуркации кризис разрешается появлением новых структур, дающих путь следующему этапу эволюции.

Управляет направлением эволюции возникающих структур принцип максимума производства энтропии Г. Циглера (maximum entropy production principle – MEPP; Циглер, 1966). Согласно этому

принципу, те биологические виды или надорганизменные структуры, которые наилучшим образом (при прочих равных условиях) утилизируют порции потока доступной энергии для роста и существования, будут увеличивать распространение и численность, что приводит к увеличению потока энергии через систему. Очевидно, при этом увеличивается и диссипация энергии, а значит, и производство системой энтропии ΔS_i. Таким образом, пока запасы приходящей доступной энергии не истощаться, эволюция идет по пути максимизации производства энтропии (Dewar, 2005; Мартюшев, Селезнев, 2006; Niven, 2009; Делас, 2014). В этот период формируются наиболее конкурентоспособные диссипативные структуры (как, например, человеческая популяция на Земле в период голоцена). Как только вся доступная энергия будет использована, относительно быстрые (скачкообразные) эволюционные изменения сменяются относительно медленными процессами оптимизации гомеостазиса возникших структур. Эти процессы будут ориентированы на снижение потерь при преобразовании приходящей энергии в энергию полезную для возникших структур. Соответственно, начнется минимизация диссипации энергии, а значит, и производства энтропии. На этом этапе главным становится частный случай МЕРР − принцип минимума производства энтропии И. Пригожина (Мартюшев, Селезнев, 2006; Делас, 2014) − кажущегося «антипода» МЕРР.

На самом деле противоречий между двумя этими полярными формулировками не существует. Так, если принцип Г. Циглера представляет собой более общее требование, справедливое для нестационарных систем, эволюционирующих к своему относительно стационарному состоянию, то принцип Пригожина сформулирован для систем, находящихся в стационарном неравновесном состоянии (в состоянии проточного равновесия). «Когда система эволюционирует к своему стационарному состоянию, подчиняясь принципу максимума производства энтропии, величина этого максимума приращения энтропии с каждым последующим шагом уменьшается. Минимум производства энтропии И. Пригожина, по существу, означает – минимакс в цепочке уменьшающихся максимумов ее приращений на каждом последующем шаге эволюции» (Делас, 2014, с. 16).

Рассматривая этап, связанный с существованием в эпоху голоцена человека разумного, мы имеем ту же цепочку событий, управляемых принципом Г. Циглера, приводящих в конечном итоге, как было отмечено выше, к ситуации ограничения использования доступных на планете ресурсов. В этом случае человечество оказывается в положении, когда на передний план выходит принцип И. Пригожина − минимизация производства энтропии, т.е. более рациональное использование возникшими структурами доступных ресурсов. Но подобная рационализация уже была реализована Природой в конце предыдущего этапа развития (в отсутствии человека) на основе развившейся в процессе эволюции способности биоты регулировать и стабилизировать биосферу планеты. Поэтому на данном этапе эволюции и проявляется закон экологии Б. Коммонера: природа знает лучше.

В этом случае эволюция идет по пути нахождения компромисса между возрастающими потребностями человеческой популяции и ограниченными возможностями биосферы. Ориентация на этом пути на возможности человеческого разума весьма опасна. Во-первых, как отмечает один из виднейших кибернетиков У.Р. Эшби (1966), разум не является абсолютно положительным свойством организмов с точки зрения его устойчивости. Он хорош как блестящий элемент адаптации только в тех условиях, в которых возник. При ускоренном изменении условий существования существа с более низким уровнем интеллекта могут оказаться более устойчивыми образованиями. Вообще, гипертрофированность какого-либо адаптационного свойства в конечном счете превращается в отрицательный фактор развития и устойчивости структуры. По отношению к человеку это обстоятельство может выглядеть, по словам астрофизика И.С. Шкловского, как «горе от ума».

Во-вторых, возможности разума для анализа комплексного учета практически бесконечного числа взаимодействующих факторов в биосфере также весьма ограничены (Горшков, 1995; Горшков и др., 1996). «Заменить биотическую регуляцию регуляцией человеческим разумом невозможно – человечество не сможет обеспечить переработку потоков информации такого объема, который доступен естественной биоте <...> любая клетка организма перерабатывает потоки информации, сравнимые с потоками информации в современных персональных компьютерах» (Данилов-Данильян, Лосев, 2000, с. 100).

Наличие очень большого числа «мягких» отрицательных обратных связей приводит к тому, что природа в своей стратегии без Разума, в силу принципа И. Пригожина, приводит в целом по планете к минимуму деструктивных процессов. И в этом смысле справедлив закон Б. Коммонера: природа знает лучше.

Конечно, и данная стратегия, по-видимому, не спасет человечество как вид, поскольку вряд ли можно согласиться с П. Тейяром де Шарденом (1987), теологически утверждавшим, что человек − ось и вершина эволюции. В частности, например, в философии В.И. Вернадского в неотделимом от эволюции биосферы человеке нельзя усмотреть изначально предопределенный акмеизм (в современном понимании «акме» − высшая степень развития) *Homo sapiens* (Соколов, 1988). Тем не менее, пройти этап действия принципа И. Пригожина, удлиняющего период его существования на планете, человечество в состоянии и, по-видимому, уже находится в ситуации его реализации.

Природоохранные технологии

Проявляется это в повороте от традиционных так называемых «серых» (“gray”) технологий управления природными ресурсами, жестко ориентированными только на сиюминутную экономическую целесообразность, на нетрадиционные (природоохранные, природоподобные, nature-based) технологии (“green technology”; Palmer et al., 2015). За последние два десятилетия сформировалась так называемая «зелёная экономика» – направление в экономической науке, в рамках которого считается, что экономика является зависимым компонентом природной среды, в пределах которой она существует и является ее частью. Теория «зелёной экономики» базируется на следующих постулатах: невозможно бесконечно расширять сферу влияния в ограниченном пространстве, невозможно требовать удовлетворения бесконечно растущих потребностей человека в условиях ограниченности ресурсов, в своей реализации эти технологии должны использовать принципы и закономерности, заложенные природой и доказавшие свою эффективность сотнями миллионов лет существования жизни на Земле. Технологии, основанные на использовании природных или близких к ним процессах, обеспечивают меньшее производство энтропии, чем созданные разумом человека техногенные «серые» технологии, поскольку природные процессы, как было отмечено выше, с точки зрения минимума производства энтропии И. Пригожина уже были оптимизированы Природой в конце предыдущего шага эволюции Земли (в отсутствии человека). Поэтому на данном этапе голоцена, когда ресурсы доступной человечеству (как наиболее активной диссипативной структуры планеты) энергии истощаются и на первый план выходит рационализация использования этих ресурсов (очередной в процессе эволюции Земли этап действия принципа И. Пригожина), появление таких технологий, ориентированных на постулате Б. Коммонера – «природа знает лучше», просто неизбежно. В силу специфики журнала здесь мы коснемся подобных технологий только в области сельского хозяйства и связанного с ним сектора водного хозяйства.

Теоретические работы в указанных областях велись уже в прошлом веке и связаны с работами Ю. Одума, Б. Коммонера, В. Горшкова, Н. Реймерса, К. Лосева, В. Данилова-Данильяна и многих других исследователей. Но с точки зрения создания международных программных документов в этих областях флагманской работой можно считать представленный в 2018 году Всемирный доклад Организации Объединенных Наций о состоянии водных ресурсов (WWAP …, 2018), в котором говорится, что человечеству нужны новые решения для управления водными ресурсами, чтобы компенсировать растущие вызовы водной безопасности в условиях роста населения и изменения климата. Данный доклад не утверждает, что природные решения являются панацеей, но вывод доклада ясен: они являются одним из многих важных инструментов для перехода к более целостному подходу к управлению природными ресурсами на Земле.

При этом сельское хозяйство должно удовлетворять спрос на продовольствие за счет повышения эффективности использования им природных ресурсов с одновременным уменьшением занимаемых площадей. Оптимизация использования водных ресурсов занимает одно из центральных мест в этой парадигме. Краеугольный камень приведенной стратегии − «устойчивая экологическая интенсификация» сельскохозяйственного производства. Примером подхода к устойчивой интенсификации такого производства является «ресурсосберегающее земледелие». Хотя природоподобные технологии предполагают значительные достижения в ирригации, основным направлением должно стать увеличение урожайности в богарных системах, не нарушающих естественную циркуляцию гидрологического цикла.

Уже в настоящее время использование указанных технологий становится все более широким, особенно в аридных и полуаридных регионах (Ломакин, 1988; Scopel et al., 2004; Двуреченский, 2009; Hall, Dorai, 2010; Palmer et al., 2015; Balwinder-Singha et al., 2016 и т.д.). Эти агротехнологии характеризуются более экономичными способами обработки почвы: частичным или полным отказом

от отвальной вспашки, отсутствием вертикального перемешивания пахотного слоя, минимальным нарушением почвенного покрова сельскохозяйственными машинами и обязательным мульчированием почвы (no-till или mulch tillage) с целью сохранения почвенной влаги и уменьшения эрозии почвы. Система нулевой обработки почвы (no-till – «не пахать» − отсутствие вмешательства в естественные процессы почвообразования) – современная система земледелия, при которой почва не обрабатывается, а её поверхность укрывается специально измельчёнными остатками растений – мульчей. В различных регионах планеты внедряется технология прямого посева “no-till” и мульчирования, при этом используют мелкое, поверхностное рыхление или даже полный отказ от обработки почвы (Сельскохозяйственные экосистемы, 1987; Hall, Dorai, 2010).

Приемы ведения сельского хозяйства, связанные с минимальным воздействием человека, способствуют, по мнению Ю. Одума: 1) более эффективному использованию энергии; 2) снижению потерь воды при орошении и почвенной эрозии; 3) увеличению отдачи питательных веществ и снижению расхода удобрений; 4) использованию пожнивных остатков при мульчировании почвы, силосовании или в качестве энергетических ресурсов; 5) увеличению разнообразия культур и севооборотов; 6) снижению нежелательной зависимости от пестицидов широкого спектра действия» (Сельскохозяйственные экосистемы, 1987, с. 15).

При этом часто оказывается, что данная экологически более обоснованная и более природоподобная агротехнология, связанная с минимальной обработкой почвы (без несвойственного биосфере оборота пласта) в сочетании с мульчированием ее поверхности растительными остатками (заменяющими присутствующий в естественных степных экосистемах растительный войлок, уменьшающий непродуктивное испарение с почвы и ее эрозию; Сельскохозяйственные экосистемы, 1987; Гусев, 2012) оказывается не дороже использования агрессивной по отношению к биосфере традиционной агротехнологии, основанной на глубокой вспашке (связанной, как правило, с оборотом пласта) и применении орошения (приводящего к нарушению естественных структур гидрологического цикла), а в какой-то мере даже дешевле (Gusev et al., 2018; Гусев, Джоган, 2018).

Выводы

Физическое обоснование основных законов экологии Б. Коммонера является ориентиром создания технологий рационального использования природных ресурсов. Эволюция диссипативных структур на Земле, к которым относятся в том числе и живые организмы, и надорганизменные системы, на разных этапах развития подчиняется двум фундаментальным принципам − принципу максимального производства энтропии Г. Циглера и принципу минимума производства энтропии И. Пригожина. Человечество на современном этапе голоцена оказалось именно в ситуации действия принципа И. Пригожина − ситуации необходимости и неизбежности рационального использования им доступных ресурсов, включая области сельского хозяйства и связанного с ним сектора водного хозяйства. Данное обстоятельство неизбежно ведет к использованию человечеством стратегии «зеленого земледелия». Проявляется это в переходе в сельском хозяйстве от традиционных, так называемых «серых» технологий управления природными ресурсами, жестко ориентированных только на сиюминутную экономическую целесообразность, на нетрадиционные (природоохранные, природоподобные, “nature-based”, “green”) технологии.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Волькенштейн М.В. 1984. Сущность биологической эволюции // Успехи физических наук. Т. 143. Вып. 3. С. 429-466.

Гленсдорф П., Пригожин И. 1973. Термодинамическая теория структуры, устойчивости и флуктуации. М.: Мир. 280 с.

Горшков В.Г. 1995. Физические и биологические основы устойчивости жизни. М.: ВИНИТИ. 470 с.

Горшков В.Г., Кондратьев К.Я., Лосев К.С. 1998. Глобальная экодинамика и устойчивое развитие: естественнонаучные аспекты и «человеческое измерение» // Экология. № 3. С. 163-170.

Гусев Е.М. 2012. Ресурсы почвенных вод и экология наземного растительного покрова. Концепции, эксперимент, расчеты. Palmarium Academic Publishing: Saarbrücken. 116 с.

Гусев Е.М., Джоган Л.Я. 2018. Влияние различных агротехнологий на формирование водного режима, урожайность, эколого-энергетическую и экономическую эффективность посевов пшеницы в степной и лесостепной зонах Русской равнины // Природообустройство. № 3. С. 81-87.

Гусев Е.М., Насонова О.Н. 2010. Моделирование тепло- и влагообмена поверхности суши с атмосферой.

М.: Наука. 326 с.

Данилов-Данильян В.И., Лосев К.С. 2000. Экологический вызов и устойчивое развитие. Учебное пособие. М.: Прогресс-Традиция. 416 с.

Данилов-Данильян В.И., Рейф И.Е. 2016. Биосфера и цивилизация. М: Энциклопедия. 432 с.

Двуреченский В.И. 2009. Ресурсосберегающие технологии в засушливой степи Казахстана. [Электронный ресурс http://zarechnoe.ucoz.kz/HTML_docyments/nashi_ststyi/Resyrsovlagotehnologii.htm (дата обращения 22.03.2018)].

Ломакин М.М. 1988. Мульчирующая обработка почвы на склонах. М.: Агропромиздат. 183 с.

Делас Н.И. 2014. Принцип максимальности производства энтропии в эволюции экосистем: некоторые новые результаты // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. Т. 6. № 4 (72). С. 16 -23.

Коммонер Б. 1974. Замыкающийся круг. Л.: Гидрометеоиздат. 274 с.

Мартюшев Л.М., Селезнев В.Д. 2006. Принцип максимальности производства энтропии в физике и смежных областях. Екатеринбург: ГОУ ВПО УГТУ-УПИ. 83 с.

Пригожин И. 1960. Введение в термодинамику неравновесных процессов. М.: Издательство иностранной литературы. 127 с.

Сельскохозяйственные экосистемы. 1987 / Ред. Л.О. Карпачевский. М.: Агропромиздат. 224 с.

Соколов Б.С. 1988. Вернадский и XX век // Природа. № 2. С. 6-15.

Фолсом К. 1982. Происхождение жизни. М.: Мир. 160 с.

Циглер Г. 1966. Экстремальные принципы термодинамики необратимых процессов и механика сплошной среды. М.: Мир. 136 с.

Шарден П.Т. 1987. Феномен человека. М.: Наука. 240 с

Шредингер Э. 1972. Что такое жизнь? М.: Атомиздат. 88 с.

Эбелинг В. 1979. Образование структур при необратимых процессах. М.: Мир. 279 с.

Экология – это наука о взаимоотношениях живых существ между собой и с окружающей их природой, о структуре и функционировании надорганизменных систем. 2018 [Электронный ресурс http://refac.ru/ekologiya-eto-nauka-o-vzaimootnosheniyax-zhivyx-sushhestv-mezhdu-soboj-i-s-okruzhayushhej-ix-prirodoj-o-strukture-i-funkcionirovanii-nadorganizmennyx-sistem (дата обращения 22.03.2018)].

Эшби У.Р. 1966. Принципы самоорганизации // Принципы самоорганизации / Ред. А.Я. Лернер. М.: Мир. С. 314-343.

Balwinder-Singha, Humphreysb E., Gaydond D.S., Eberbachf P.L. 2016. Evaluation of the effects of mulch on optimum sowing date and irrigation management of zero till wheat in central Punjab, India using APSIM // Field Crops Res. Vol. 197. P. 83-96.

Dewar R.C. 2005. Maximum entropy production and the fluctuation theorem // Journal of Physics A: Mathematical and General. Vol. 38. No. 21. P. L371-L381.

European Commission. 2013. Building a Green Infrastructure for Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 24 p.

Gusev Y.M., Dzhogan L.Y., Nasonova O.N. 2018. Modelling the impact of mulching the soil with plant remains on water regime formation, crop yield and energy costs in agricultural ecosystems // Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences. Vol. 376. P. 77-82.

Hall A., Dorai K. 2010. The greening of agriculture. Agricultural innovation and sustainable growth. Link Limited, Brighton, United Kingdom. 60 p.

Kleidon A., Lorenz R.D. 2005. Non-equilibrium Thermodynamics and the Production of Entropy: Life, Earth, and Beyond. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. 264 p.

Morowitz H.I. 1968. Energy flow in biology: biological organization as a problem in thermal physics. New York, Academy Press. 179 p.

Niven R.K. 2009. Steady state of a dissipative flow–controlled system and the maximum entropy production principle // Physical Review E. Vol. 80. No. 2. P. 021113.

Palmer M.A., Liu J., Matthews J.H., Mumba M., D'Odorico P. 2015. Water security: Gray or green? // Science. Vol. 349. No. 6248.

Scopel E., Da Silva F., Corbeels M., Affholder F., Maraux F. 2004. Modelling crop residue mulching effects on water use and production of maize under semi-arid and humid tropical conditions // Agronomie. Vol. 24. P. 383-395.

Sustainable Management of Water Resources in Agriculture. OECD publishing, Paris. France. 2010. 120 p.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme)/UN-Water. 2018. The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, UNESCO. 139 p.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 11-18

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 502.31; 332.3

ЛАНДШАФТНО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ РОССИЙСКО-КАЗАХСТАНСКОГО ПРИГРАНИЧЬЯ ДЛЯ УСТОЙЧИВОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ

© 2019 г. Б.А. Краснoярова*, **, И.В. Орлова*, Т.Г. Плуталова*, С.Н. Шарабарина*

**Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения РАН*
Россия, 656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, д. 1
***Алтайский государственный университет*
Россия, 656049, г. Барнаул, просп. Ленина, д. 61. E-mail: bella@iwep.ru

Поступила в редакцию 29.06.2018. После доработки 21.12.2018. Принята к публикации 25.12.2018.

На основе интеграции геосистемного, эколого-ландшафтного и агроэкологического научных подходов, а также инструментов ландшафтного планирования разработан и реализован авторский алгоритм ландшафтно-экологической оценки засушливых земель, включающий анализ ландшафтной структуры территории и динамики землепользования; оценку потенциальной природной устойчивости ландшафтов к сельскохозяйственному воздействию и их агропроизводственного качества; функциональное зонирование территории; разработку мероприятий по оптимизации землепользования.

Результаты исследования показали, что 92% территории Российско-Казахстанского приграничья занимают ландшафты мало- и неустойчивые к сельскохозяйственному воздействию. 73% сельскохозяйственных угодий занимают ландшафты с низкими значениями агропроизводственного качества. Ландшафты хорошего и среднего агропроизводственного качества составляют 19% и находятся на плакорах.

На основе выявленной ландшафтной дифференциации предложены рекомендации по устойчивому землепользованию в зоне сухих степей.

Ключевые слова: сухостепные ландшафты, сельскохозяйственное воздействие, экологоприемлемое землепользование, функциональное зонирование.

DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10060

Сухостепные ландшафты занимают около 4% территории России и почти 30% Казахстана (Золотокрылин, Черенкова, 2009; Казахская …, 2018), значительная их часть располагается вдоль совместной границы. Начиная с середины XX века данные ландшафты интенсивно распахивались. При этом слабо учитывались природные особенности этих территорий, характеризующихся довольно низким земледельческим потенциалом. В настоящее время площади деградированных земель (подверженных ветровой и водной эрозии, засоленных и пр.) занимают значительную долю в структуре земельного фонда по обе стороны государственной границы, а сама эта территория включена в зону опустыненных земель (Опустынивание …, 2009). Например, в Казахстане 74% дефлированных пахотных земель приходится на приграничную с Россией Павлодарскую область, и 9% дефлированной пашни Алтайского края расположено в приграничной с Казахстаном сухостепной зоне (Национальный …, 2017; Бунин и др., 2017).

Засушливые территории аграрной специализации очень уязвимы и слабо устойчивы к различного рода сельскохозяйственным воздействиям, требуют управления с эколого-ландшафтных позиций. В России и Казахстане в основных документах территориального планирования не хватает раздела «Ландшафтное (или ландшафтно-экологическое) планирование», на основе требований которого было бы возможно решение таких актуальных проблем, как: учет ландшафтной структуры территории и устойчивости геосистем к различным антропогенным воздействиям, создание экологически оптимальной структуры землепользования, сбалансированное соотношение сильно- и слабопреобразованных хозяйственной деятельностью земель, выделение охраняемых участков территорий с особо ценными природными ландшафтами и т.д. (Орлова, 2014а).

Необходимо отметить, что сегодня в мировой науке проблемы устойчивого землепользования

исследуются в нескольких направлениях: с позиций ландшафтного или территориального планирования, когда под землепользованием понимается пространственная организация территории (Steinitz, 1995; Steiner, 2000); оценка изменений землепользования и земельного покрова, в том числе с применением данных ДЗЗ и средств ГИС (Lambin et al., 2001); на основе результатов эколого-ландшафтных исследований, основанных на применении экологических закономерностей к географическим процессам и явлениям (Forman, 1995; Turner, 1998); с позиций оценки воздействия аграрной деятельности на геосистемы и определения их устойчивости (Hayati et al., 2010; De Luca et al., 2015).

В поиске путей устойчивого землепользования засушливых территорий наиболее перспективным, на наш взгляд, направлением является интеграция ландшафтно-экологического и агроэкологического научных подходов с использованием методов ландшафтного планирования. Такой подход позволяет изучить особенности геосистем для экологоприемлемого использования в сельском хозяйстве и оценить их способность выдерживать нагрузки без необратимых изменений своих свойств и структуры.

Цель исследования: разработка авторской методики ландшафтно-экологической оценки засушливых земель для достижения устойчивого землепользования и ее апробация на уровне муниципальных районов соседствующих государств с длительной историей сельскохозяйственного освоения.

Материалы и методы исследования

Методическая часть проведенного исследования основывалась на ландшафтном (геосистемном), эколого-ландшафтном и агроэкологическом подходах и включала следующие основные этапы: 1) анализ ландшафтной структуры территории и динамики землепользования, 2) оценка потенциальной природной устойчивости ландшафтов к сельскохозяйственному воздействию, 3) оценка агропроизводственного качества ландшафтов, 4) функциональное зонирование территории.

Материалами исследования являлись ландшафтные карты территории масштаба 1:2500000 (Ландшафтная карта СССР, 1980) и 1:500000 (Ландшафтная карта Алтайского края, 2016), агроландшафтная карта (Атлас ..., 1978), а также почвенная карта (Почвенная карта ..., 1986) и космоснимки, находящиеся в свободном доступе в сети Интернет (мультиспектральные снимки среднего разрешения со спутников Landsat 7 ETM+, 8 OLI/TIRS), официальные данные Росстата, Росреестра, АлтайГипрозем и Кулундинской станции агрохимической службы (на российскую территорию) и Комитета по статистике Министерства национальной экономики Казахстана, Комитета по управлению земельными ресурсами Министерства сельского хозяйства (на казахстанскую территорию).

Российско-казахстанские приграничные регионы долгое время развивались как единое целое, представляя собой «хотя и сложное по структуре, но единое историко-географическое, этническое, экологическое, экономическое и информационное пространство» (Российско-Казахстанский …, 2011, с. 36). Поэтому они испытывали схожее антропогенное воздействие и проблемы природопользования (Левыкин и др., 2013; Чибилев, 2017; Спивак и др., 2017).

В 1991 г. появилась новая государственная граница России с Казахстаном, и единая в природном отношении территория начала развиваться в различных институциональных условиях. Во многом это связано с разными векторами аграрной политики, оттоком русского населения из Северного Казахстана в начале 1990-х гг., ростом заброшенных пахотных земель. Поэтому несомненный научный интерес представляет параллельное изучение функционирования систем землепользования по обе стороны государственной границы.

В данном исследовании рассмотрены муниципальные районы двух приграничных регионов, расположенных на территории Кулундинской равнины Обь-Иртышского междуречья: Алтайского края Российской Федерации и Павлодарской области Республики Казахстан. Согласно Конвенции ООН по борьбе с опустыниванием исследуемая территория относится к сухим субгумидным районам опустынивания (Конвенция ..., 1994).

Результаты исследований и их обсуждение

1. *Анализ ландшафтной структуры, оценка структуры и динамики землепользования.* Ландшафты данной территории относятся к степному типу равнинных ландшафтов суббореальной

континентальной группы, при этом большая часть – к сухостепному подтипу – 80%. Для уточнения современной структуры землепользования и динамики использования ландшафтов применялись данные со спутников серии Landsat (U.S. Geological Survey, 2017). Дешифрирование проводилось методом параметрической классификации с обучением. Результаты классификации и генерализации объектов представлены на рисунке 1.

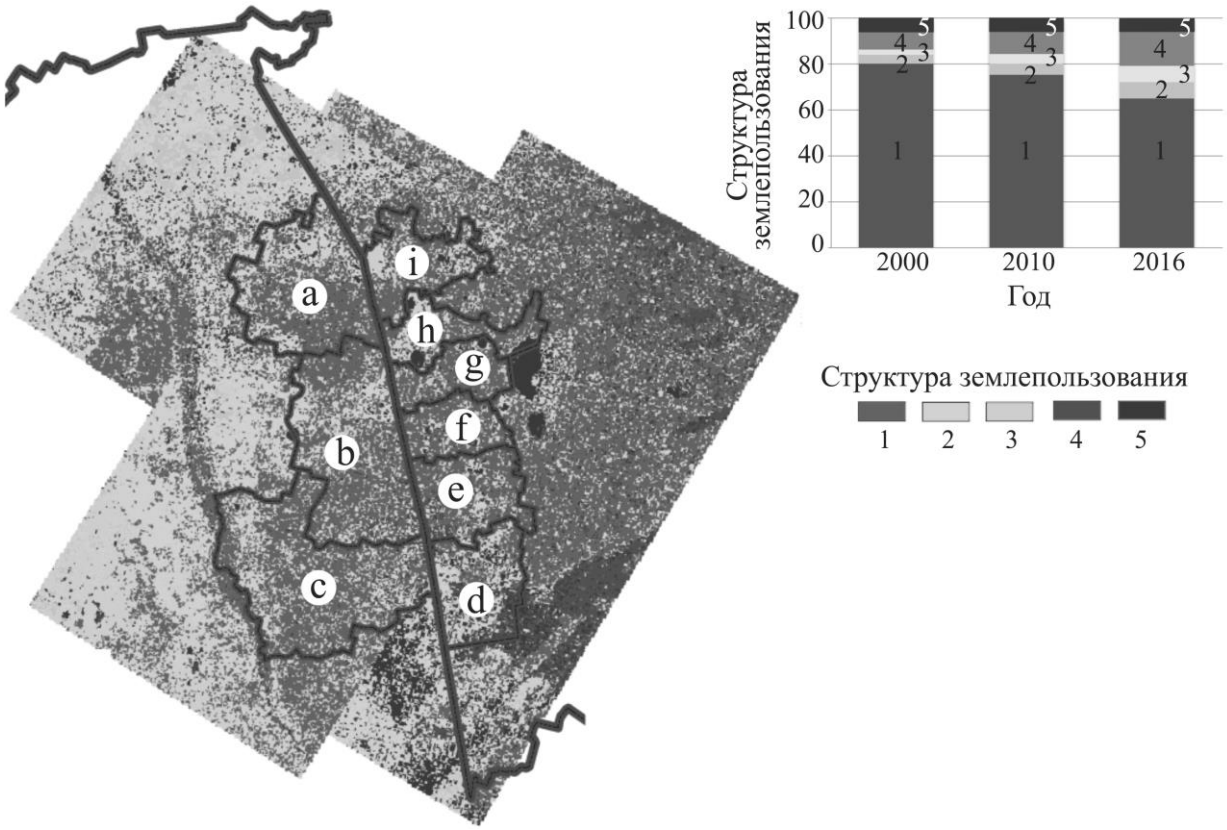


Рис. 1. Структура земельных угодий Российско-Казахстанской приграничной территории по данным серии космических снимков за 2000-2016 гг. *Условные обозначения:* 1 – пашня, 2 – пастбища и сенокосы, 3 – деревья и кустарники, 4 – естественная растительность, 5 – водные объекты. Акиматы Павлодарской области Республики Казахстан: a – Успенский, b – Щербактинский, c – Аккулинский. Районы Алтайского края Российской Федерации: d – Михайловский, e – Ключевский, f – Кулундинский, g – Табунский, h – Славгородский, i – Бурлинский.

Четко прослеживается высокая распаханность районов Алтайского края, в то время как в Павлодарской области большая площадь занята под пастбища, сенокосы и залежи. По результатам дешифрирования данных ДЗЗ за период 2000-2016 гг. повсеместно произошло сокращение распаханных площадей и увеличение площадей, занятых травяной и древесно-кустарниковой растительностью (рис. 1), при этом официальная статистика этих изменений не зафиксировала. Наибольшее сокращение произошло в Аккулинском и Успенском районах Казахстана, Михайловском и Табунском районах России – на 10%.

2. *Оценка потенциальной природной устойчивости ландшафтов*. При оценке устойчивости ландшафтов к сельскохозяйственному воздействию как способности геосистем противостоять внешним воздействиям, а также восстанавливать свои свойства после таких воздействий, использовались методические подходы оценки состояния и устойчивости почв и природных комплексов Б.И. Кочурова (1983), В.В. Снакина с соавторами (1993) и других. Данные подходы основаны на методах нормирования отдельных показателей с последующим их суммированием по балльной системе, что позволяет группировать ландшафты по степени их общей устойчивости (Орлова, 2014б).

Было выбрано 17 почвенно-ландшафтных показателей, которые, на наш взгляд, наиболее

комплексно характеризуют устойчивость ландшафтов к сельскохозяйственным воздействиям. Проведено их ранжирование на основе шкалы, предложенной И.В. Орловой (2014б), и расчет баллов по формуле: $\tilde{N} = \frac{100\sum_{g=1}^{n} C_g}{Q}$, где C – оценка потенциальной природной устойчивости ландшафта к сельскохозяйственному воздействию, в %; C_g – балльная оценка по g-ому показателю; Q – максимально возможная сумма баллов; g – порядковый номер показателя; n – количество показателей (признаков).

Пример расчета потенциальной природной устойчивости к сельскохозяйственному воздействию озерных аккумулятивных ландшафтов (№ 269) по формуле $C = \frac{23 \times 100}{35} = 65.7$ баллов.

В результате проведенных оценок выделены градации: ландшафты неустойчивые, малоустойчивые и относительно устойчивые, требующие особой осторожности при ведении хозяйственной деятельности. Устойчивые ландшафты, способные выдерживать большую сельскохозяйственную нагрузку, на данной территории отсутствуют (рис. 2).

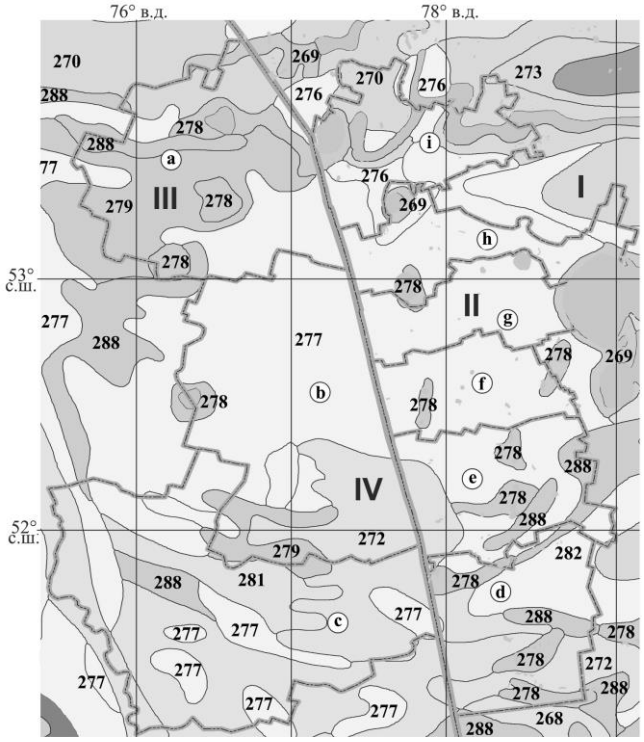
Группу *относительно устойчивых* составили озерно-аллювиальные аккумулятивно-денудационные и лессовые аккумулятивные типы степных ландшафтов (8% территории). Они характеризуются аккумулятивным геохимическим положением, плоским рельефом с крутизной склонов менее 1°. Почвы преимущественно супесчаные с непромывным водным режимом и не засолены (содержание солей в верхнем горизонте менее 0.15%), обладают хорошими водно-физическими свойствами, кислотность почвенного раствора близка к нейтральной. Малогумусная почва (содержание гумуса в слое 0-20 см от 4.1 до 6%). Территория используется под пашни, основным фактором изменения структуры почвенного покрова является ветровая эрозия.

Малоустойчивые ландшафты представлены эоловым аккумулятивным и денудационным пластовым типами степных ландшафтов; аллювиальными аккумулятивными и лессовыми аккумулятивными типами сухостепных ландшафтов (75% территории). Почвы преимущественно супесчаные с непромывным водным режимом и слабой степенью засоления (содержание солей в верхнем горизонте более 0.21-0.3%), удовлетворительными водно-физическими свойствами, слабокислой либо слабощелочной кислотностью почвенного раствора. Почвы слабогумусированные (содержание гумуса в слое 0-20 см варьирует в диапазоне 2-4%). Территория практически полностью распахана (76%), основным экологически значимым фактором изменения структуры почвенного покрова является ветровая эрозия, в меньшей степени – засоление и пастбищная дигрессия.

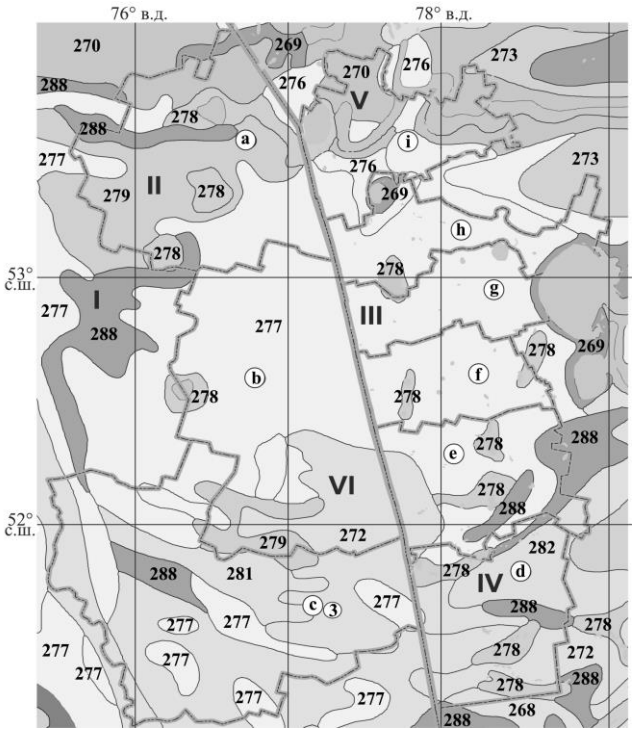
Неустойчивые к сельскохозяйственному воздействию степные ландшафты – озерные аккумулятивные и озерные аккумулятивно-денудационные; сухостепные ландшафты – озерно-аллювиальные аккумулятивные и денудационные пластовые (17% территории). От группы малоустойчивых ландшафтов отличаются сильной степенью засоления (содержание солей в верхнем горизонте более 0.6%) и неудовлетворительными водно-физическими свойствами. В сельском хозяйстве используются под пастбища, которые сильно подвержены засолению и дефляции.

3. *Оценка агропроизводственного качества.* Для выявления пригодности ландшафтов к сельскохозяйственному использованию проведена оценка их агропроизводственного качества, базирующаяся на разработанных авторами критериях (табл.), в числе которых отобраны такие значимые для сельскохозяйственных земель показатели, как геохимическое положение, степень естественной дренированности, крутизна склона, глубина залегания грунтовых вод, содержание гумуса в почве, мощность гумусового горизонта, содержание в почве питательных элементов и др. Данные показатели ранжированы в соответствии с научно обоснованными нормами и критериями их агропроизводственного качества.

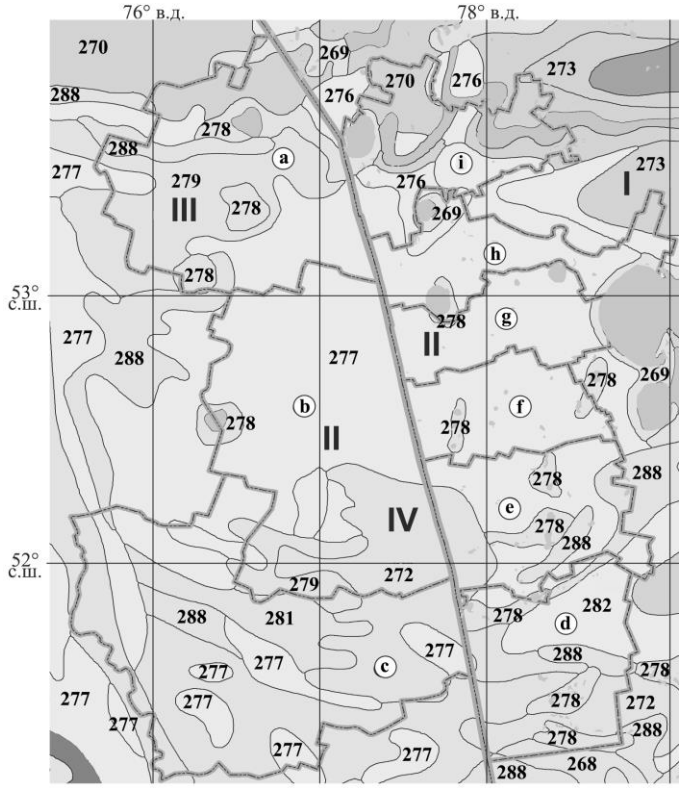
Согласно проведенной оценке (рис. 2), значительную часть сельскохозяйственных угодий (73%) занимают ландшафты с низкими значениями агропроизводственного качества. Помимо этого в сельскохозяйственный оборот вовлечены земли очень низкого качества (8%) – прибрежные территории озер с сильной степенью засоления (содержание солей в верхнем горизонте более 0.6%). Ландшафты хорошего и среднего агропроизводственного качества составляют 19% исследуемой территории и находятся на плакорах.



а)



б)



в)

Рис. 2. Потенциальная природная устойчивость ландшафтов к сельскохозяйственному воздействию (а), агропроизводственное качество ландшафтов (б) и функциональное зонирование территории (в) Российско-Казахстанского приграничья. *Условные обозначения:* а) I – относительно устойчивые, II – мало-устойчивые, III – неустойчивые, IV – не используемые в сельском хозяйстве; б) I – очень низкое, II – низкое, III – ниже среднего, IV – среднее, V – хорошее, VI – не используемые в сельском хозяйстве; в) зоны использования ландшафтов: I – экономически целесообразного, II – экологически адаптивного, III – в режиме сохранения, IV – не используемые в сельском хозяйстве. Ландшафты. Типичные степи (настоящие степи): 269 – озерные аккумулятивные, 270 – озерно-аллювиальные аккумулятивно-денудационные, 272 – эоловые аккумулятивные, 273 – лессовые аккумулятивные, 276 – денудационные пластовые. Сухостепные: 277 – аллювиальные аккумулятивные, 278 – озерные аккумулятивные, 279 – озерно-аллювиальные аккумулятивные, 281 – эоловые аккумулятивные, 282 – лессовые аккумулятивные, 288 – денудационные пластовые.

Таблица. Критерии оценки агропроизводственного качества ландшафтов в сухостепной зоне (фрагмент).

Критерий	Хорошего и среднего качества	Ниже среднего качества	Низкого и очень низкого качества
	Пригодны под пашню и все остальные с/х угодья	Пригодны под сенокосы и пастбища	Пригодны под пастбища
Характер рельефа	Плоский, ровный, слабоволнистый	Пологохолмистый	Холмисто-увалистый, холмистый
Степень горизонтального расчленения рельефа, км/км^2	0.6-0.9	1.0-2.5	>2.6-3.0
Содержание гумуса в слое почвы 0-20 см, %	4.1-6	2-4	<2
Водно-физические свойства почв	Хорошие	Удовлетворительные	Неудовлетворительные

4. *Функциональное зонирование.* Результаты оценки агропроизводственного качества, интегрированные с результатами оценки устойчивости ландшафтов к сельскохозяйственному воздействию, позволяют выделить функциональные зоны с различным режимом сельскохозяйственного природопользования. Для этого используется матрица выделения функциональных зон (Орлова, 2014б).

Согласно функциональному зонированию Российско-Казахстанского приграничья (рис. 2) к территориям с экономически целесообразным использованием относится его наименьшая часть. Это аллювиальные аккумулятивные типы сухостепных ландшафтов, относительно устойчивые к сельскохозяйственному воздействию с хорошим и средним агропроизводственным качеством земель. Рекомендуется использовать под пашню в полевом севообороте с применением зернопаровой почвозащитной системы земледелия (в посевах преобладают продовольственные и фуражные зерновые культуры).

Малоустойчивые ландшафты среднего и ниже среднего качества формируют зону экологически адаптивного использования ландшафтов и занимают большую часть рассматриваемой территории. Для нее требуется ввод ограничений на формы и интенсивность эксплуатации земель, направленных на снижение негативного сельскохозяйственного воздействия. Ландшафты рекомендуется использовать в полевых севооборотах с высокой долей кормовых культур (многолетних трав) и под естественные кормовые угодья с проведением агротехнических и мелиоративных мероприятий.

Зона использования ландшафтов в режиме сохранения объединяет неустойчивые ландшафты с низким и очень низким агропроизводственным качеством. Она включает приозерные территории с солонцами и солончаками, а также участки с почвозащитными лесополосами и ленточными борами. Данные ландшафты нецелесообразно вовлекать в сельскохозяйственный оборот в силу как их непригодности под интенсивное использование, так и выполнения ими средорегулирующих, водоохранных и почвозащитных функций. Допускается использование отдельных участков для выборочного сенокошения.

Выводы

Результаты проведенного исследования выявили определенные особенности современного землепользования на территории Российско-Казахстанского приграничья.

1. Земледельческий тип сельскохозяйственного использования земель с середины XX века остается основным для большей части территории. В структуре посевных площадей преобладают зерновые культуры (55-69% в казахстанской и 62-70% в российской частях), тогда как более экологически приемлемым (почвозащитным) является увеличение доли кормовых культур в севообороте или использование территории в качестве сенокосов и пастбищ с регламентируемой нагрузкой скота.

2. Низкое агропроизводственное качество сухостепных ландшафтов в совокупности с их

неустойчивостью к сельскохозяйственному воздействию требуют применения почвосберегающих технологий, адаптивно-ландшафтных систем земледелия и реализации целого комплекса мер по восстановлению почвенного плодородия. В действительности же пренебрежение к ним в совокупности с критически низкими объемами внесения удобрений приводят к прогрессирующему снижению почвенного плодородия и продуктивности сельхозземель (Государственная …, 2018).

3. Наблюдаются различия в структуре землепользования российских и казахстанских регионов. Так, в приграничных районах Казахстана – значительно ниже сельскохозяйственная освоенность и распаханность территории. Здесь основная часть сельхозпродукции производится фермерскими хозяйствами, занимающимися преимущественно животноводством. Тогда как в российских районах фермеры в основном заняты растениеводством, и производство сельхозпродукции распределяется практически поровну между сельскохозяйственными предприятиями, фермерскими хозяйствами и населением (33, 37 и 30% соответственно).

В целом же необходимо отметить схожесть основных проблем землепользования (нерациональная структура посевов, дегумификация, дефляция, снижение продуктивности агроценозов) на приграничных территориях данных государств, объединенных общей историей развития и эколого-географическими условиями землепользования.

На основе результатов исследования предложены мероприятия по оптимизации сельскохозяйственного использования сухостепных ландшафтов: 1) изменение структуры сельхозугодий изучаемой территории за счет сокращения деградированной и малопродуктивной пашни, перевода ее в кормовые угодья; сокращение доли посевных площадей под зерновыми и техническими культурами, как почворазрушающими; увеличение посевов многолетних трав и площади пастбищ; 2) снижение животноводческой нагрузки на пастбища; 3) повсеместное внедрение почвосберегающих систем земледелия; 4) развитие систем мелиорации; 5) восполнение недостатка питательных элементов в почве с помощью внесения необходимых доз удобрений и посева многолетних трав; 6) создание полезащитных лесных полос; 7) формирование экологического каркаса и природных «барьеров» опустынивания.

Предложенный алгоритм ландшафтно-экологической оценки засушливых земель, адаптированный к сухостепным ландшафтам Российско-Казахстанского приграничья, позволяет учесть и природные, и агропроизводственные качества ландшафтов и дифференцированно подходить к их использованию и сохранению.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Атлас Алтайского края. 1978. Главное управление геодезии и картографии при совете министров СССР. М.-Барнаул. Т. 1. 235 с.

Бунин А.А., Зырянов А.А., Мягкий П.А. 2017. Зональные и внутризональные особенности развития эрозии и дефляции в Алтайском крае // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. № 2. С. 29-37.

Государственная станция агрохимической службы «Кулундинская». 2018. Информация по показателям состояния плодородия земель сельхозназначения. [Электронный ресурс http://gsaskul.ru/index.php/component/k2/itemlist (дата обращения 27.03.2018)].

Золотокрылин А.Н., Черенкова Е.А. 2009. Площадь засушливых земель равнин России // Аридные экосистемы. Т. 15. № 1 (37). С. 5-12.

Казахская степь. 2018 [Электронный ресурс http://www.kazakhsteppe.com/ru/pages/5 (дата обращения 04.10.2018)].

Конвенция Организации Объединенных Наций по борьбе с опустыниванием в тех странах, которые испытывают серьезную засуху и/или опустынивание, особенно в Африке. 1994. [Электронный ресурс https://www.unccd.int/convention/about-convention (дата обращения 09.04.2018)].

Кочуров Б.И. 1983. Оценка устойчивости почв к загрязнению // География и природные ресурсы. № 4. С. 55-60.

Ландшафтная карта Алтайского края. 2016. Масштаб 1:500000. ИВЭП СО РАН. 1 л.

Ландшафтная карта СССР. 1980. Масштаб 1:2500000. Министерство геологии СССР. 16 л.

Легенда к ландшафтной карте СССР масштаба 1:2500000. 1987. М. 340 с.

Левыкин С.В., Чибилев А.А., Казачков Г.В., Яковлев И.Г., Грудинин Д.А. 2013. Проблемы восстановления зональных степных экосистем на постцелинном пространстве России и Казахстана // Степной бюллетень. № 37. С. 5-8.

Национальный доклад о состоянии окружающей среды и об использовании природных ресурсов за 2016 год. 2017. Государственный фонд экологической информации. [Электронный ресурс http://ecogosfond.kz (дата

обращения 15.03.2018)].

Опустынивание засушливых земель России: новые аспекты анализа, первые результаты, проблемы. 2009 / Ред. А.В. Дроздов, А.Н. Золотокрылин, А.Ф. Мандыч и др. М.: Товарищество научных изданий КМК. 298 с.

Орлова И.В. 2014а. Возможности внедрения методов ландшафтного планирования в российские схемы территориального планирования муниципальных районов // География и природные ресурсы. № 2. С. 167-173.

Орлова И.В. 2014б. Ландшафтно-агроэкологическое планирование территории муниципального района. Новосибирск: Издательство СО РАН. 254 с.

Почвенная карта Алтайского края и Республики Алтай. 1986. Масштаб 1:500000. РосНИИЗемпроект. 1 л.

Российско-Казахстанский трансграничный регион: история, геоэкология и устойчивое развитие. 2011. Екатеринбург: УрО РАН. 216 с.

Снакин В.В., Кречетов П.П., Мельченко В.Е., Алябина И.О. 1993. Оценка состояния почв и ландшафтов для целей экологического нормирования // Биогеохимические основы экологического нормирования. М.: Наука. С. 126-142.

Спивак Л.Ф., Батырбаева М.Ж., Витковская И.С., Муратова Н.Р., Исламгулова А.Ф. 2017. Пространственно-временные особенности изменения состояния степной растительности Казахстана по данным спутниковой съемки // Экосистемы: экология и динамика. Т. 1. № 3. С. 116-145.

Чибилев А.А. 2017. Степная Евразия: региональный обзор природного разнообразия. Изд. 2-е, перераб. и доп. М.-Оренбург: Институт степи РАН, РГО. 324 с.

De Luca A.I., Molari G., Seddaiu G. 2015. Multidisciplinary and innovative methodologies for sustainable management in agricultural systems // Environmental Engineering and Management Journal. Vol. 14 (7). P. 1571-1581.

Forman R.T.T. 1995. Land mosaic: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press. 632 p.

Hayati D., Ranjbar Z., Karami E. 2010. Measuring agricultural sustainability // Biodiversity, Biofuels, Agroforestry and Conservation Agriculture, Sustainable Agriculture Reviews. Vol. 5. P. 73-100.

Lambin E.F., Turner B.L., Geist H.J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths // Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions. Vol. 11 (4). P. 261-269.

Steiner F. 2000. The living landscape: an ecological approach to landscape planning. 2nd ed. New York: McGraw-Hill. 477 p.

Steinitz C. 1995. A framework for planning practice and education // Ecological landscape planning. Tokyo: Process Architecture. P. 42-54.

Turner T. 1998. Landscape planning and environmental impact design. L.: UCL Press. 438 p.

U.S. Geological Survey. 2017. USGS Global Visualization Viewer. [Электронный ресурс http://glovis.usgs.gov (дата обращения: 12.11.2017)].

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 19-29

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 913. 94

ТАРИМСКАЯ ВПАДИНА И ТРАНСФОРМАЦИЯ ЕЕ ЛАНДШАФТОВ

© 2019 г. Т.Н. Прудникова

Убсунурский международный центр биосферных исследований Сибирского отделения РАН
Россия, 667007, г. Кызыл, ул. Интернациональная, д. 117а. E-mail: tprudnikova@inbox.ru

Поступила в редакцию 20.08.2018. После доработки 21.09.2018. Принята к публикации 22.10.2018

Изучение древнего земледелия на аридных территориях Центральной Азии (Тувинская, Убсунурская котловины, Центральная Монголия) позволило выявить особенности палеогеографии исследуемых регионов – присутствие лесостепной растительности на пустынных ныне ландшафтах. Главная причина изменения природной среды, по мнению авторов, антропогенная, в первую очередь – сведение человеком лесного покрова, повлекшее понижение уровня грунтовых вод и последующее опустынивание.

Исследование с позиции полученных результатов ландшафтов Таримской впадины предполагает антропогенный фактор, как определяющий в опустынивании ее территории.

Природные особенности впадины и ее окружения (высокогорный рельеф, ледники, как источник воды, действующие вулканы, плодородные подгорные равнины, полезные ископаемые, климат), экономически выгодное расположение на пересечении важных торговых путей, предопределили, по нашему мнению, образование крупного очага формирования азиатских этносов на этой территории, что способствовало мощному антропогенному воздействию на экосистемы впадины, приведшему в конечном итоге к деградации ландшафтов, образованию пустынь (Такла-Макан). Специфические особенности рельефа – весьма значительный перепад высот бортов и днища впадины, ее бессточный характер, а также катастрофические природные явления, связанные с таянием ледников и извержением вулканов, незначительное количество осадков, способствовали усилению процессов опустынивания.

По мнению российских исследователей, в далеком прошлом время от времени из крупных очагов развития древних цивилизаций из-за большой численности населения, человеческой энергетики и социальных проблем в целом, происходило выплескивание народов и переселение их на другие территории (Гумбатов, 2018).

Одним из таких «выплесков», по мнению авторов, был выход племен из скудеющего котла Таримской впадины в монгольские степи. Подтверждением этому может служить создание у монгольских племен священного образа Одугена в области современного вулканизма Восточного Саяна и Хангая, сохранившееся, по мнению авторов, с давних пор и связанное с обожествлением действующих вулканов горного обрамления Таримской впадины – хребта Куньлунь. Другой волной часть населения опустыненной Таримской впадины, по мнению авторов, переместилась в долину Инда, где, в симбиозе с коренным населением, дало начало ведической эпохе. Чрезмерная антропогенная нагрузка на окружающую среду в долине Инда и прилегающих территориях способствовала формированию новых пустынных ландшафтов (пустыня Тар). Предлагаемый материал отчасти можно рассматривать как рабочую гипотезу.

Ключевые слова: Таримская впадина, Тарим, Тараа, очаг формирования этносов, опустынивание, Такла-Макан, антропогенный фактор, современный вулканизм хребта Куньлунь, священный Одуген, долина р. Инд, пустыня Тар.

DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10061

Дистанционные исследования на аридных, традиционно скотоводческих территориях, Тувинской, Убсунурской котловин, Монгольского плато, позволили обнаружить здесь обширные площади древних агро-ирригационных ландшафтов, неизвестные ранее земледельческие города и поселения – следы исчезнувших земледельческих цивилизаций (Прудникова, 2014, 2017).

Палеоботанические исследования на древних агроландшафтах показали присутствие лесостепной растительности на опустыненных ныне территориях. Вместе с комплексом лесостепной

растительности были обнаружены культурные злаки пшеницы. Совместное присутствие культурных злаков и лесостепной растительности говорит о том, что лесостепи существовали на опустыненных территориях в недалеком прошлом во время развитого земледелия (Прудникова, 2017). Важнейшую роль в опустынивании ландшафтов, по мнению авторов, имеет сведение леса, влекущее за собой понижение уровня грунтовых вод.

Полученные результаты позволили по-новому рассматривать эволюцию ландшафтов аридных территорий Центральной Азии, в частности, Таримской впадины.

Материалы и методы

Территорией исследований является Таримская впадина и ее горное обрамление хребет Куньлунь, северо-западная, центральная части п-ова Индостан, долина р. Инд, пустыня Тар.

Материалы: космоснимки ресурса Google Earth, Совзонд, географические, геологические, топографические карты, исторические справки, научные публикации, литературные источники, ресурсы интернета.

Работа осуществлялась по разработанной автором методике комплексного исследования древнего земледелия на аридных территориях Центральной Азии, проведенной на стыке геологических, географических, исторических наук и основанной на дистанционных методах исследования (дешифрирование космических снимков, дистанционное зондирование), геологической изученности территории (исследование геологического строения, изучение геологических формаций и фаций и связанных с ними полезных ископаемых; особенностей гидрологического режима, тектоники и неотектоники исследуемой площади), ландшафтные, палеоботанические исследования, а также исторические, археологические, этнографические методы, сравнительный анализ и радиоуглеродное датирование.

Среди дистанционных методов был использован преимущественно ландшафтный метод дешифрирования аэрофотоснимков (визуальное дешифрирование), основанный на изучении по фотоизображению общих закономерностей ландшафта и индикационных связей между отдельными природными элементами.

Для дешифрирования применено сочетание полевых и камеральных работ. Камеральное дешифрирование заключается в определении объектов по их дешифровочным признакам, логическом анализе изображения с использованием комплекса дешифровочных признаков (визуально-логический вариант). В процессе дешифрирования использовались вспомогательные материалы (топографические, геологические карты, исторические, археологические, архивные материалы и др.). При полевом дешифрировании опознание объектов производилось на местности путем описания и сравнения объекта в натуре с его изображением на снимке, изучением почвенных разрезов. Полевое дешифрирование производилось также для создания дешифровочных эталонов (эталонный вариант) на типичные ключевые участки, которые использовались при камеральном дешифрировании.

Разработанная методология была успешно применена автором при исследовании ландшафтов Тувинской впадины, Убсунурской котловины, Центральной Монголии (Прудникова 2017, 2018).

На основе предложенной методологии – дистанционные наблюдения территории, изучение геологического строения, исторических материалов, сравнительный анализ – была предпринята попытка исследования Таримской впадины и эволюции ее ландшафтов. Частично проведены исследования долины р. Инд и прилегающих к ней территорий полуострова Индостан.

При ландшафтном методе дешифрировании Таримской впадины, полуострова Индостан были использованы визуально-логический, эталонный варианты. Проверка дешифрирования на местности полевыми методами не производилась.

Результаты и обсуждение

Таримская впадина. Рассматривая аридные территории Центральной Азии нельзя обойти вниманием Таримо-Лобнорскую впадину с пустыней Такла-Макан, являющейся одной из крупнейших песчаных пустынь мира. Впадина находится в Синьцзян-Уйгурском автономном районе на крайнем западе Китая (рис. 1).

Таримская впадина образовалась в результате подвижек земной коры в карбоновую и пермскую геологические эпохи в результате столкновения фрагментов древних континентов, в период

формирования континента Евразии. Впадина является крайне засушливой местностью без вытекающих из нее рек, простирающейся с востока на запад на 1500 км, а с севера на юг на 600 км. С востока впадина ограничена относительно низкими горами, по другим направлениям окружена многочисленными высокими горными хребтами с крупными ледниками. На севере возвышается Тянь-Шань, на западе – Памир, на юго-западе – Каракорум, на юге – Куньлунь.

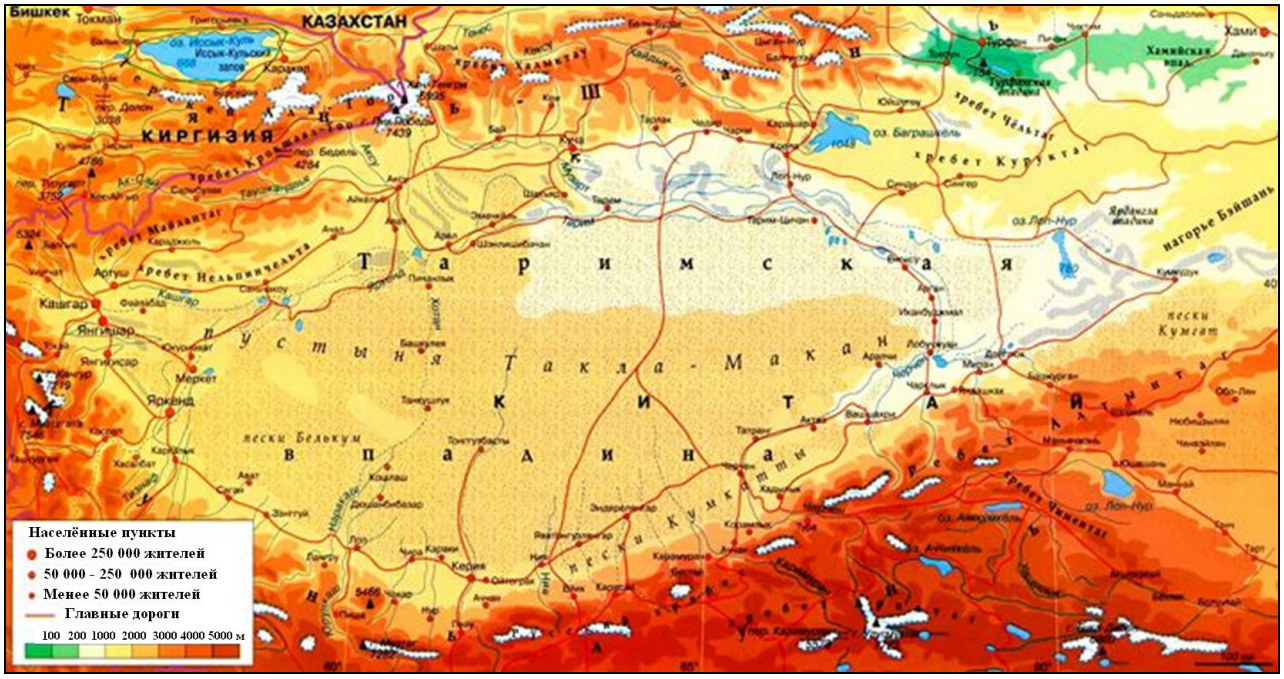


Рис. 1. Таримо-Лобнорская впадина (Таримская впадина, 2018а).

Специфическая география территории, в пределах которой горы гигантскими дугами окаймляют межгорную впадину со стабильным тектоническим режимом, и ее бессточность, усиление эрозионной деятельности ледниковых вод в результате поднятия мобильных горных сооружений – все это способствовало выносу колоссального количества рыхлого материала (Григорьев, 2018). Флювиогляциальные образования, отложения ледниковых озер (их спуск в периоды климатических оптимумов, землетрясений), продукты абразии, аллювиальные, пролювиальные отложения, сформировали мощный рыхлый чехол впадины.

На высокогорных плато хребта Куньлунь имеют место проявления современного вулканизма (по последним данным, около 70 вулканических конусов). Последнее извержение происходило в середине XX в. (Куньлунь, 2018). Извержения вулканов провоцировали землетрясения, таяние ледников, приводящие в конечном итоге к катастрофическим явлениям, продукты которых увеличивали массу рыхлых отложений котловины. Местные легенды гласят о некогда происходящих здесь катастрофах (Аренский, 1931).

Крупной рекой впадины является р. Тарим, образующаяся после слияния рек Аксу, Хотан и Яркенд. Длина ее (от истока р. Яркенд) – 2030 км, площадь бассейна – около 1 млн. км^2. Протекает река главным образом по северной окраине Таримской равнины, часто меняет направление (рис. 1). В прошлом в Тарим впадали рр. Кашгар, Тизнаф и Керия, воды которых ныне полностью разбираются на орошение или теряются в песках. Питание реки снегово-дождевое, в верховьях также ледниковое; половодье – с мая по сентябрь. Чрезмерное использование вод реки Тарим для орошения полей в начале 1970-х гг. привело к иссушению нижних притоков и исчезновению деревьев, высыханию оз. Лоб-Нор. Базовые высоты равнины – 800-1500 м н.у.м. БС (Таримская впадина, 2018а, 2018б).

Название главной реки впадины «Тарим» согласуется с тюркским «Тараа», словом, символизирующим почти у всех народов евразийского континента «зерно, хлеб, плодородие». В названиях мест, рек, связанных с древним земледелием на территории Тувы и Монголии часто присутствует топоним «Тараа», обозначающий эту сферу деятельности. Так, например, река

Тарлашкин или «Тараа ишкен» – напоенное зерно. В долине этой реки, расположенной на склоне северного горного обрамления Убсунурской котловины, присутствуют следы многоярусной оросительной системы, возраст которой определен в 2110±50 лет (Прудникова, 2015). В Монголии присутствуют земледельческие поселения «Тарялан» с обширнейшими орошаемыми угодьями (Прудникова, 2017).

По нашему мнению, «Тарим» есть производное и измененное со временем от «Тараа» (зерно), и поэтому реку справедливо называть «Хлебной», кормившей не одно тысячелетие своих насельников.

После окончания ледникового периода (около 10 тыс. лет назад) еще не высохшая территория Таримской впадины была весьма благоприятна для проживания человека, достаточно увлажнена, почвы, не тронутые человеком, не развеяны. Стекающие с гор реки, питаемые ледниками, были намного полноводнее. По результатам дешифрирования космических снимков современные ледники сильно уступают по размерам плейстоценовым ледникам, границы ледниковых морен которых опускались ниже современных на 10 и более км. Размеры ледниковых озер были значительно больше современных. Все это способствовало достаточному увлажнению, закреплению лесной растительности во впадине, удерживающей влагу.

Предгорные равнины с обильным количеством воды, плодородные почвы способствовали активному освоению этого региона, возникновению земледелия, развитию скотоводства. Обособленная в климатическом отношении от восточных областей, Таримо-Лобнорская котловина отличается более ранними и теплыми веснами, что благоприятствует земледелию. Эта территория так же, как и предгорья Копетдага (джейтунская культура ранних земледельцев, культура анау; Ставиский, 1966), по мнению авторов, была одним из ранних очагов его развития, вероятно, еще в неолите.

Развитию региона способствовало также присутствие многочисленных коренных и россыпных месторождений драгоценного по тому времени нефрита[1], рассеянных на большом протяжении на северных и южных склонах Куньлуня от притоков р. Яркенд на западе до провинции Гань-Су на востоке. Особенные свойства нефрита привлекало внимание человека с древнейших времен (Бируни, 1963; Горная энциклопедия, 1987). Нефрит особенно ценится в Китае и других странах.

В странах Востока нефрит издавна играл особую роль культового камня. В Китае он известен под названием «священный Юй», в Иране – «иашм», в Монголии и Туркестане – «каш». Из него вырезались ритуальные сосуды, фетиши, священные музыкальные инструменты, а также знаки отличия, монеты и художественные изделия. Главным центром добычи нефрита является Центральная Азия, область Куньлуня (Певцов, 2018).

К началу XX в. месторождения нефрита были описаны по рекам Яркенд, Тизнаб, Дува, Кара-Каш, Юрун-Кащ, Чира, Керия и др. Месторождения нефрита значительно истощены и многие из них выработаны.

Нефритовые россыпи известны и на субаэральных дельтах – областях разлива выходящих из гор рек, весьма благоприятных для орошаемого земледелия. Здесь закладывались первые поселения древних земледельцев, здесь находятся современные оазисы с городами Яркенд, Каргалык, Хотэн, Керия и др. В районах этих городов распространены ландшафты каменистой пустыни, а также имеют место техногенные ландшафты, которые получились за счет многих сотен лет разработки приповерхностных залежей нефритоносных галечников (Хэн, 2016).

В отдельных случаях в россыпях нефрита, формирующихся в горах и предгорьях, также присутствует золото, которое образует и самостоятельные россыпи (рр. Каракаш и Юрункащ (бассейн р. Хотэн), Керия). Согласно историческим справкам, «жители города Кериа занимались добычей золота и ежегодно сдавали дань 20 лаков золота» (Бичурин, 1829). В месте выхода р. Юрункаш из гор на равнину Такла-Макан ранее совместно добывались нефрит и золото (Хэн, 2016).

Богатые природные ресурсы способствовали активному развитию региона, увеличению

[1] Нефрит является разностью минерала актинолита. Нефрит представляет собой очень плотную, мелкокристаллическую массу спутанно-волокнистого строения, которое обусловливает его необычайную вязкость и механическую прочность; встречается различных, очень красивых оттенков – от зеленого до молочно-белого. В неолитическом веке нефрит имел большое значение как минерал для изготовления различных хозяйственных орудий и оружия.

численности населения. В целом, огромная территория впадины, вмещающая в прошлом многочисленные народы, должна быть очень заселена. Развитое земледелие, скотоводство, ремесла, горно-рудное производство (добыча рудных полезных ископаемых, нефрита; присутствие нефрита обязательно отмечается в исторических летописях А.Р. Бируни (1963) и Р. Хеннига (1961)), а также прохождение важных торговых путей через впадину в Фергану, Иссыкуль, Семиречье, Переднюю Азию и другие предполагает весьма значительную численность населения на ее территории. Сосредоточение большого количества людей, их деятельность (разработка нефритовых россыпей) производили мощное воздействие на окружающую среду: уничтожение лесного покрова, разрушение почвенно-растительного слоя, основу которого в большей степени должна составлять псаммитовая составляющая (водно-ледниковый, аллювиальный, эоловый генезис рыхлых отложений). Супесчаные почвы в большей степени подвергаются разрушению, дефляции, что при мощном антропогенном прессинге приводит к эрозии, дефляции и, в конечном счете, опустыниванию ландшафтов.

В конце I тыс. до н.э. был открыт Шелковый Путь, соединяющий Китай с районами Передней Азии и Средиземного моря. Многочисленные торговые караваны, останавливающиеся во впадине после трудных горных переходов, усугубляли негативное воздействие на окружающую среду – эрозию почв, сведение остатков леса, что приводило к усилению процессов опустынивания ландшафтов. Чжан Цянь при описании своего путешествия в западные области Центральной Азии упоминает присутствие городов по берегам Соленого озера – Лобнор (Хенниг, 1961). По преданиям, между Хотаном и Лоб-нором было некогда 360 поселений и 23 города (Аренский, 1931), так что путник мог бы пройти эту дорогу по крышам погребенных под песками домов.

С давних времен близ южной окраины пустыни среди песков сохранились редкие развалины древних поселений, некогда основанных в сухих речных долинах. Самые известные – Марин и Гаочан. Последний некогда был процветающим городом-крепостью (даже название его переводится как «высшее процветание»), был основан правителями кочевого народа хунну в I в. до н.э. (Таримская впадина, 2018а, 2018б).

Антропогенный прессинг, послеледниковое иссушение климата, уменьшающееся количество осадков привело к превращению некогда цветущего края в пустыню. Крупнейшая пустыня впадины – Такла-Макан.

«Такла-Макан»: заимствование из арабского: *такла* от ترك *тарк* «оставлять, покидать» и уйгурского *макан* «кров, обиталище», то есть «*заброшенное, покинутое место*».

Такла-Макан – брошенное жилище. Название пустыни, «брошенное жилище», говорит о том, что насельники этой территории ушли. Уходили они, вероятно, постепенно, отсылая «разведчиков» для поиска благоприятных для проживания территорий.

Можно предположить, что «исход» какой-то части таримского населения произошел уже около 4000 лет назад, об этом могут свидетельствовать некоторые косвенные данные. Около II тыс. до н.э. в долину Инда (п-ов Индостан) проникают чужеродные племена ариев, выходцев из Центральной Азии (Древняя Индия …, 1997). И в это же время в Таримской впадине появляются представители древних индоевропейцев (Таримские мумии, 2018).

Мумифицированные тела индоевропейцев XVIII века до н.э. – II века н.э., сохранившиеся в засушливых условиях пустыни Такла-Макан были обнаружены в Таримской впадине близ Лоуланя. Также мумии были найдены на восточном конце бассейна реки Тарим вокруг Турфана, близ Нии, Черчена и вдоль южного края Таримского бассейна (Таримские мумии, 2018).

В погребальном инвентаре мумий эпохи бронзы были обнаружены зерна пшеницы. Краниометрические данные свидетельствуют об антропологическом сходстве таримских мумий с носителями андроновской (федоровской) культуры Южной Сибири. О широком распространении европеоидов во Внутренней Азии 2000-3000 лет тому назад свидетельствуют данные пазырыкской и таштыкской культур, а также некоторые письменные источники (Таримские мумии, 2018).

По мнению авторов, европеоиды пришли на уже опустевшую территорию. Хорошо сохранившиеся мумии свидетельствуют о том, что пустыня уже существовала. Куда же ушли жители Таримской впадины?

Далее хотелось бы более подробно остановиться на процессах современного вулканизма, имеющих место на просторах Куньлуньского хребта, отраженных в мифах древнего Китая. Сведения об этих природных явлениях открывают в какой-то степени взгляд на древнюю историю этого края.

Современный вулканизм хребта Куньлунь и его роль в мировоззрении древнего населения Таримской впадины. Хребет Куньлунь образовался в результате столкновения в Позднем Триасе (ок. 250 млн. лет назад) Киммеритовой плиты с континентом Лавразия. Куньлунь простирается от Памира на восток, протяженность хребта составляет около 800 км. Высоты увеличиваются с востока на запад. Хребет состоит из отдельных, беспорядочно расположенных массивов с уплощенными вершинами, покрытыми каменными развалами. Наиболее высокие массивы покрыты ледниками. Подножие полого спускается к высоким (4500-5000 м н.у.м. БС) равнинам с многочисленными озерами, отчего система в целом не производит впечатления высокогорья. Основной тип ландшафта – высокогорная холодная пустыня.

На плоскогорьях Куньлуня расположено большое количество современных вулканических центров. Фактически, это самое высокое вулканическое образование в Азии – 5808 м н.у.м. БС (по результатам дешифрирования космоснимков – всего лишь в 50 км к югу от верховий р. Керия находится лавовый котел площадью около 150 км^2).

Большинство из вулканов Куньлуня расположены на плато Губайлык. Последнее известное извержение произошло 27 мая 1951 года (Куньлунь, 2018).

Согласно древнекитайским сочинениям «Хайнэй цзин» – «Книги земель внутри морей» (История древнего мира ..., 1998; Мифология, 2018а, 2018б), Куньлунь был известен как нижняя столица небесного властелина Шан-ди, в которой были висячие сады (сюаньпу), нефритовый пруд (яочи), нефритовый источник (яошуй). Высочайшая вершина горы (Куньлуня) доходит до небесного дворца, добраться до которого можно только по небесным лестницам духам, шаманам и бессмертным … По преданию, подножье горы окружено стремительной рекой и огненными горами (то бишь, вулканами (прим. автора)). На самой вершине Куньлуня днем пряталась луна, а ночью – Солнце.

Исследователи древних китайских рукописей считают, что названия местностей Куньлуня, связанные с ними мифологические образы, есть сильно искаженные в веках имена неких прообразов языческого мира Куньлуня, сопоставимые в целом с мифологией древнейших цивилизаций, имеющих мировое значение, объясняющие в целом представление древних о мироздании (История древнего мира …, 1998).

Древние мифы, уделяющие такое внимание Куньлуню и его окрестностям (обожествляющие Куньлунь), говорят о том (подтверждая, тем самым, наше предположение), что Таримская впадина, простирающаяся у его подножий, представляла в прошлом обжитую и очень значимую территорию, погребенную впоследствии песками.

По результатам дешифрирования космических снимков в западной оконечности Куньлуня в районе поселения реки Кала Зуке (Kala Zucke River), приуроченного к очагам современной вулканической деятельности, присутствуют следы участков древнего земледелия (рис. 2). А в районе озера Цзинъюй (Jingyu Lake, хребет Кукушили, южный отрог Куньлуня) дешифрируются элементы ландшафтов, весьма схожие с обширными земельными наделами, также приуроченные к областям современного вулканизма (36° 29' 02.33" с.ш., 89° 29' 57.57" в.д.). Возможно, повышенный тепловой поток вулканических зон и даже просто долго остывающие горячие вулканические лавы давали возможность заниматься земледелием на высокогорных участках и легенда о висячих садах имеет реальную основу.

В связи с поклонением вулканам Куньлуня важно вспомнить священный Одуген Хангая в Монголии (Прудникова, 1997, 2017; Дробышев, 2014) и предположить, что корни поклонения вулканам (поклонение прообразам языческого мира) у центрально-азиатских кочевников, выплеснувшихся, по мнению авторов, из очага Таримской впадины, берут начало именно у подножий Куньлуня. Вероятно, важно отметить, что к современным вулканам Монголии также тяготеют обширные земледельческие угодья.

По нашему мнению, пустынная ныне территория Таримской впадины была в прошлом очагом развитой древней культуры, густозаселенной и очень значимой в азиатской ойкумене, оставившей свой яркий след в более поздних мифах и летописях. Возможно, именно здесь был один из очагов формирования азиатских этносов (тюрок), из которого появились племена, ушедшие одни – в монгольские степи и сохранившие поклонение вулканам, другие – в более благоприятные места.

Древние насельники Таримской впадины, забираясь в поднебесные высоты по небесным лестницам, пасли на плоскогорьях скот, охотились, приходили к вулканам (для совершения обрядов,

поискам и заготовки нефрита), а значит, хорошо ориентировались на территории горных хребтов, что позволило им, в конце концов, выбраться к истокам Инда. На юго-западном обрамлении Таримской впадины, высоко в горах, на подходе к Инду, присутствует многочисленная группа современных вулканических центров – объектов поклонения древних таримцев. После опустынивания Таримской впадины часть ее населения, по мнению автора, ушла в долину Инда.

Рис. 2. Земельные наделы в районе реки Кала Цуке (Kala Zucke), 31.10.2012. *Условные обозначения:* координаты срединной точки выделенной линии 39° 01' 24.49" сш., 74° 29' 12.67" в.д. (Google Earth, 2018).

Полуостров Индостан. Пустыня Тар. Географически Индия отчетливо делится на 2 основные части: южную – полуостровную и северную – материковую. Границей между ними служат горы, состоящие из широтных хребтов (Виндхья – крупнейший из них), покрытых в древние времена дремучими лесами. Упомянутая горная область была значительным препятствием для сообщения между севером и югом страны, что явилось причиной некоторой исторически сложившейся обособленности их друг от друга (История древнего мира ..., 1998). Материковая Индия разделена пустыней Тар, к которой прилегают полупустынные пространства. В западной части Индостана в обширной древнеаллювиальной равнине Инда располагаются еще две пустыни – Тхал и небольшая песчано-глинистая пустыня Пят (Бабаев и др., 1986). В пустынях Тар и Тхал было развито орошаемое земледелие (рис. 3).

Произведенные в долине Инда археологические исследования показали, что здесь в III-II тыс. до н.э. существовала самобытная автохтонная урбанистическая, технически развитая цивилизация. Культуру обнаруженных городских поселений назвали культурой Хараппы. Расцвет Харапской культуры приходится на конец III тыс. до н.э. (Древняя Индия …, 1997). Более ранние этапы ее развития пока не достаточно изучены. Древние насельники Инда были в первую очередь земледельцами, вели активную торговлю с Месопотамией, Ираном, Египтом. Коммуникационные системы древних городов Хараппы представляют образец высочайшего технического мастерства, превосходящие все достижения Древнего Востока того времени. «Водоснабжение и системы

очистных сооружений были на высоком уровне и не имели аналогов в обществах доклассовой древности» (Древняя Индия …, 1997). Предполагается, что Индия, коренным населением которой были народы, говорящие на дравидских языках, когда-то подверглась нападению так называемых «ариев», говорящих на языке индоевропейской семьи. На основании предположения о приходе индоевропейских племен в Индию, была создана теория «арийского завоевания Индии». К сожалению, предложенная гипотеза не дает конкретного ответа, откуда пришли арии и в какой форме происходило их вторжение (История древнего мира ..., 1998). Тем не менее, согласно археологической изученности, враждебные племена ариев появились вначале небольшими группами на северо-западе Индии в долине Инда 1800 лет до н.э. (3800 лет назад). Историки утверждают, что это были племена кочевников (Древняя Индия …, 1997; История древнего мира …, 1998).

Рис. 3. Пустыня Тар (Google Earth, 2018).

По мнению авторов, пришедшие могли оказаться жителями Таримской впадины, которая к тому моменту претерпела экологическую катастрофу и превратилась в пустыню в результате мощного антропогенного прессинга. Расстояние от верховий Тарима (р. Яркенд) до Инда в сравнении с другими объектами древних цивилизаций (Шумеры, Египет, Семиречье и др.) – минимальное: нужно было лишь перевалить по известным тропам через перешеек хребтов Кара-Корума и Гиндукуша.

Цивилизация Хараппы оказала свое негативное воздействие на окружающую среду; тем не менее, долина реки Инд и ее окрестности (Педжаб, Сатледж) были еще достаточно плодородны и пришедшие таримцы дали этой земле (с благодарностью!), по нашему мнению, то же название «Тараа», символизирующее милосердие и плодородие, что дошло до наших времен, преобразованное в «Тар»[2].

[2] Пустыня Тар, также известная как Большая Пустыня Тар, расположена в западной Индии и юго-восточном Пакистане. Находится главным образом в индийском штате Раджастхан и простирается в южную часть Харьяна и Пенджаба и в северный Гуджарат. В Пакистане покрывает восточную область Синда и юго-восточную часть области Пакистанского Пенджаба. На северо-западе ограничена рекой Сатледжа, на востоке – горной цепью Аравалли, на юге – соленым болотом Качский ранн (части которого иногда включаются в Тар) и на западе – рекой Инд. В зависимости от того, какие области включены или исключены, номинальный размер пустыни может значительно изменяться (Происхождение пустыни, 2018).

Таримцы постепенно перебрались в долину Инда, а их опустыненная обитель стала называться «Такла-Макан» – «брошенное жилище».

Неразумное и чрезмерное использование аллювиальных почв долины Инда (как чрезмерная распашка, так и выпас скота) привели к опустыниванию и этой территории (рис. 4), давшей тысячелетия назад до прихода ариев (таримцев!) начало удивительной высокоразвитой цивилизации Хараппы, угасшей к моменту прихода пришельцев (Древняя Индия …, 1997). Угасание культуры, возможно, и послужило недостаточному сопротивлению пришельцам и практически беспрепятственному их проникновению на территорию Индии.

Одной из причин опустынивания послужило (и, может быть, это главная причина) сведение леса. Непроходимые леса Виндхья так же, как и впоследствии леса долины Ганга были уничтожены. Индия – морская держава, и большое количество леса, помимо привычного его использования в континентальных районах, уходило на постройку судов. Морская торговля Хараппы с Мессопотамией, континентальной Африкой, происходила еще в III тыс. до н.э. (Древняя Индия …, 1997; Бацалев, Варакин, 1999).

Рис. 4. Пустыня Тар, очертания полей, 08.11.2017. *Условные обозначения:* координаты н.п. Джейзала 27° 16' 13.14" с.ш., 72° 56' 02.80" в.д. (Google Earth, 2018).

Уничтожение лесного покрова очень серьезным образом сказывалось на общей экологической ситуации территории. Так, по исследованиям авторов, лесные ландшафты, опустыненные в результате древней горно-металлургической деятельности, во многих районах Центральной Азии зачастую не были восстановлены (Прудников, Прудникова, 2015).

Дешифрирование космических снимков поверхности Индостана позволяет увидеть неутешительные последствия антропогенной деятельности на этой территории. Здесь практически отсутствуют описанные ранее непроходимые джунгли и леса вообще, и поверхность земли представляет собой огромное лоскутное одеяло, состоящее из бесчисленного количества полей, частично заброшенных. Сведение леса провоцирует понижение уровня грунтовых вод, предполагает увеличение опустыненных территорий, разрастание площадей пустынь.

Согласно дешифрированию, современные земельные наделы поднимаются высоко по горным склонам, при этом, опять же вырубается лесная растительность, что в конечном результате приводит к обмелению рек. Развитое скотоводство в полной мере завершает эрозию и дефляцию почв. Можно ожидать, что современные активные темпы освоения полуострова Индостан приведут к увеличению

пустынных территорий, образованию новых пустынь.

Выводы

Проведенные исследования позволяют предположить принадлежность Таримской впадины, расположенной в весьма выгодном географо-экономическом положении с богатыми минеральными ресурсами, к очагам зарождения древних цивилизаций, территории формирования азиатских этносов, выплеснувшихся впоследствии за ее пределы. Главная причина трансформации ландшафтов, опустынивания ее территории – мощное антропогенное воздействие, усиленное природными факторами.

Антропогенное воздействие: распашка пашен, стравливание пастбищ с последующей эрозией почв, вырубка леса, а также разрушение почвенного покрова при поисках и добыче нефрита еще на ранних этапах развития человеческой цивилизации, оставивших до настоящего времени пустынные техногенные ландшафты, превратило некогда процветающий край в пустыню.

Территория Таримской впадины или Восточного Туркестана вместе с Джунгарией к III-II векам до н.э. попала в зависимость от хунну; в III-VI веках – под контроль сянби и затем – жужаней, а со второй половины VI века – тюрков, создавших каганат; в VII века – временно была под властью китайской империи Тан, а в 670-х годах южная часть была захвачена Тибетом. В середине IX века в Восточном Туркестане и Джунгарии поселились уйгуры, которые в начале X века образовали Турфанское государство (с XII века – вассал каракитаев). В XIII-XV веках территория находилась под властью монгольских ханов, после чего в XV веке здесь сформировалось несколько государств. На севере в 1630-х годах образовано Ойратское (Джунгарское) ханство. В 1750-е годы Восточный Туркестан и Джунгария были завоеваны Китаем и получили название Синьцзян. В 1867 г. Якуб-бек провозгласил создание независимого уйгурского государствава Джетышаар – «Семиградье», которое было ликвидировано в 1878 г. (Таримская впадина, 2018а, 2018б).

В настоящее время на этой территории проживают преимущественно уйгуры – замечательные земледельцы, возможно, являющиеся потомками представителей исчезнувшей культуры Таримской впадины, сохранившие талант и трудолюбие, не утратившие в веках свое имя и на ранних этапах развития человеческой цивилизации превратившие эту землю в пустыню, а в раннем средневековье – азиатские просторы от Каспия до Китая в цветущий сад. Уйгурский каганат (745-840 гг.) в середине VIII века вызвал не только неожиданный, скачкообразный взлет собственной культуры, но и придал мощное ускорение культурному развитию соседних народов Южной Сибири и Центральной Азии. Уйгурам удалось впервые перевести в оседлое состояние часть скотоводческого населения страны. Это сопровождалось невиданным до того размахом строительства городов, замков, стационарных поселений, храмов и монастырей, широким развитием земледелия (Кызласов, 1998).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бируни А.Р. 1963. Собрание сведений для познания драгоценностей. Ленинград: Изд-во АН СССР. С. 184-186, 466-467.

Аренский П. 1931. Пржевальский. Его жизнь и путешествия. М.-Ленинград: ОГИЗ-Молодая Гвардия. С. 106-116.

Бабаев А.Г., Дроздов Н.Н., Зонн И.С., Фрейкин З.Г. 1986. Пустыни / Ред. Э.М. Мурзаев. М.: Мысль. С. 38-122.

Бацалев В., Варакин А. 1999. Тайны археологии. Радость и проклятие великих открытий. М.: Вече. 416 с.

Бичурин Н.Я. 1829. Описание Чжуньгарии и Восточного Туркестана в древнем и нынешнем состоянии. СПб. С. 251.

Горная энциклопедия. 1987. М.: Советская энциклопедия. Т. 3. 592 с.

Григорьев А.А. 2018. Древнее оледенение Центральной Азии. [Электронный ресурс http://big-archive.ru/geography/ development_and_transformation_of_the_geographical_environment/14.php (дата обращения 06.02.2018)].

Гумбатов Г. 2018. Таримцы – первые древние тюрки на Востоке. [Электронный ресурс http://www.proza.ru (дата обращения 06.02.2018)].

Древняя Индия: страна чудес. 1997. М.: Терра. 168 с.

Дробышев Ю.И. 2014. Человек и природа в кочевых обществах Центральной Азии (III в. до н.э. – XVI в. н.э.). М.: Изд-во Института востоковедения РАН. 605 с.

История Древнего мира. Древний Восток. Индия, Китай, страны Юго-Восточной Азии. 1998 / Ред. А.Н. Бадак, И.Е. Войнич, Н.М. Волчек и др. Мн.: Харвест. 848 с.

Куньлунь. 2018. [Электронный ресурс http://geosfera.org/aziya/kitaj/1805-kunlun.html (дата обращения 10.01.2018)].

Кызласов Л.Р. 1998. Северное манихейство и его роль в культурном развитии народов Сибири и Центральной Азии // Вестник Московского университета // Серия 8. История. № 3. С. 8-36.

Мифология. 2018а. [Электронный ресурс http://myfhology.info/myth-plases/kunlun.html (дата обращения 06.02.2018)].

Мифология. 2018б. [Электронный ресурс https://dic.academic.ru/dic.nsf/ruwiki/1537146 (дата обращения 06.02.2018)].

Певцов М.В. 2018. Путешествие в Кашгарию и Кун-Лунь [Электронный ресурс http://ru-lib.3dn.ru/publ/pevcov_mikhail _vasilevich_puteshestvie_v_kashgariju_i_kun_lun_stranica_ (дата обращения 06.07.2018)].

Происхождение пустыни. 2018. [Электронный ресурс https://www.turkaramamotoru.com/ru 4176.html (дата обращения 06.02.2018)].

Прудников С.Г. Прудникова Т.Н. 2015. Копто-Байсютский горно-металлургический район древней Тувы // Успехи современного естествознания. № 12. С. 164-168.

Прудникова Т.Н. 1997. Древние культы, мифы и загадки Тувы // Устойчивое развитие малых народов Центральной Азии и степные экосистемы. Кызыл-М. Т. 2. С. 294.

Прудникова Т.Н. 2014. Древние земледельческие поселения Северо-Западной Монголии // Природа. № 12. С. 69-75.

Прудникова Т.Н. 2015. Земледелие эпохи гуннов на территории Центральной Азии (новые данные по результатам радиоуглеродного датирования) // Материалы XV совещания географов Сибири и Дальнего Востока, г. Улан-Удэ, 10-13 сентября 2015 г. Иркутск: Издательство Института географии им. В.Б. Сочавы. С. 139-142.

Прудникова Т.Н. 2017. Древнее земледелие и особенности палеогеографии Убсунурской котловны // География и природные ресурсы. № 1. С. 143-151.

Прудникова Т.Н., Прудников С.Г. 2017. Земледелие средневековой Центральной Монголии и его природная обусловленность (на примере междуречья р.р. Толы и Орхона). С. 289-296.

Прудникова Т.Н., Прудников С.Г. 2017. Священный Одуген кочевого мира и процессы современного вулканизма // Успехи современной науки. № 8. Т. 2. С. 160-163.

Синьцзян-Уйгурский автономный район [Электронный ресурс https://dic.academic.ru/dic.nsf/enc_geo (дата обращения 05.03.2018)].

Ставиский Б.Я. 1966. Между Памиром и Каспием. М. 327 с.

Таримская впадина. 2018а. [Электронный ресурс http://geosfera.org/aziya/kitaj/1658-tarimskaya-vpadina.html (дата обращения 07.01.2018)].

Таримская впадина. 2018б. [Электронный ресурс https://dic.academic.ru/dic.nsf/enc_geo (дата обращения 06.02.2018)].

Таримские мумии. 2018. [Электронный ресурс https://dic.academic.ru/dic.nsf/ruwiki/ (дата обращения) 06.02.2018)].

Хенниг Р. 1961. Неведомые земли. М.: издательство иностранной литературы. Т. 1. 515 с.; Т. 2. 518 с.

Хэн Ч. 2016. Закономерности локализации месторождений нефрита в западном Кунь-Луне и прилегающих районах Таримской депрессии. Дис. канд. геол.-мин. н. [Электронный ресурс http://www.dslib.net/metallogenia/zakonomernosti-lokalizacii-mestorozhdenij-nefrita-v-zapadnom-kun-lune-i.html (дата обращения 20.06.2018)].

Google Earth. 2018. [Электронный ресурс https://www.google.com/maps/@27.683528,52.382813,11181309m/data=!3m1!1e3?hl=ru-RU (дата обращения 20.06.2018)].

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 30-38

СИСТЕМНОЕ ИЗУЧЕНИЕ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 574.2

МЕТА-АНАЛИЗ ТРОФИЧЕСКИХ СПЕКТРОВ КРУПНЫХ ТРАВОЯДНЫХ СЕВЕРНОЙ АЗИИ В АСПЕКТЕ СМЕНЫ ДОМИНИРУЮЩИХ ПОТРЕБИТЕЛЕЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

© 2019 г. И.С. Шереметьев*, С.Б. Розенфельд, Т.П. Сипко****

**Федеральный научный центр биоразнообразия наземной биоты Восточной Азии Дальневосточного отделения РАН*
Россия, 690022, г. Владивосток, пр-т 100-летия Владивостока, д. 159. E-mail: sheremetyev@biosoil.ru
***Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН*
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский пр-т, д. 33. E-mail: rozenfeldbro@mail.ru

Поступила в редакцию 30.10.2018. После доработки 30.11.2018. Принята к публикации 28.12.2018

Работа посвящена роли трофической конкуренции в динамике сообществ крупных травоядных Северной Азии, связываемой с ландшафтными изменениями и истреблением. Оценивалось соответствие конкурентной асимметрии в использовании трофических ресурсов различиям по размеру ареалов, популяций и по направлениям или интенсивности их изменений, отражающим направления смен доминирующего потребителя растительности в позднем плейстоцене, голоцене и в настоящее время. Установлено, что направления смен доминирующих потребителей в большинстве случаев соответствуют конкурентной асимметрии и были определены еще во время ландшафтных изменений после последнего ледникового максимума, а более позднее влияние человека в основном усиливало и усиливает последствия конкуренции. В контроле количественного соотношения и диких, и одомашненных травоядных человек становится частью механизма организующей роли трофической конкуренции.
Ключевые слова: ареал, глобальные изменения, конкуренция, степь, травоядные, тундра.
DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10062

Крупные травоядные млекопитающие являются ключевым компонентом почти каждой наземной экосистемы и одним из самых востребованных объектов в исследовании роли трофической конкуренции в динамике сообществ (Гептнер и др., 1961; Kartzinel et al., 2015; Ahrestani, Sankaran, 2016). Главные направления этой динамики у крупных травоядных млекопитающих охарактеризованы данными о современных популяциях и как минимум до окончания последнего ледникового максимума плейстоцена (*LGM*) безошибочно восстановимы по изменениям ареала находок (Гептнер и др., 1961; Барышников и др., 1981; Данилкин, 1999, 2002, 2005; Тихонов, 2005). Основным считается влияние двух внешних факторов − активности человека и обусловленной климатом трансформации ландшафтов (Sandom et al., 2014), − но в любом случае динамика сообществ крупных травоядных представляет собой долгосрочную нециклическую смену одних доминирующих потребителей наземной растительности другими. Однако вклад межвидовых взаимодействий в использовании общих и лимитированных трофических ресурсов в динамику этих многовидовых сообществ на фоне ландшафтных и антропогенных изменений до сих пор не изучен, а само соотношение их влияния не определено (Sandom et al., 2014; Stuart, 2015).

В Северной Азии главный хронологический рубеж в ландшафтных и антропогенных изменениях после *LGM* – это оптимум голоцена (*CO*). Во-первых, закончилась обширная лесная экспансия на месте сформированной прежде в сравнительно холодных и аридных условиях тундростепи, аналога алтайских и хакасских степей (Монин, Шишков, 1979; Красноборов, 1989). Важнейшим для крупных травоядных проявлением увлажнения и сокращения открытых ландшафтов становится и увеличение высоты снежного покрова (Насимович, 1955). Во-вторых, уже широко распространенный здесь человек к добывающей модели жизнеобеспечения добавил производящую, основанную на пашенном земледелии, распространившемся около 6400 лет назад (Кузьмин, 2005; Черных, 2009). Эта диверсификация источников питания сделала рост населения и истребление крупных травоядных независимым от плотности их популяций, каким его можно увидеть на протяжении всего

исторического периода (Динесман, Савинецкий, 2003; Данилкин, 2016). Казалось бы, динамику популяций и/или ареалов травоядных в этом огромном регионе до оптимума голоцена можно считать преимущественно климатогенной (фаза >*LGM*), а затем – антропогенной (фаза ≥*CO*). Однако разнообразие изменений, затрагивающих весь формирующий локальные сообщества травоядных региональных фонд, в котором 17 только современных видов, таким ограниченным набором внешних факторов объяснено быть не может. Это разнообразие с точки зрения экологии сообществ может быть результатом ресурсных взаимодействий: *n* видов образуют *n(n-1)/2* конкурентных пар (Gotelli, Entsminger, 2001). В какой мере и каким образом основные направления изменения размера популяций и/или ареалов у крупных травоядных Северной Азии связаны с конкуренций в использовании трофических ресурсов при ведущей роли ресурсной регуляции в сообществах первичных консументов, остается неизвестным.

Цель работы – выяснить роль трофической конкуренции в динамике сообществ крупных травоядных млекопитающих Северной Азии на фоне ландшафтных и антропогенных изменений после *LGM*.

Материалы и методы

Статистическая обоснованность, охват данных и низкий эффект случайных различий – главные преимущества мета-анализа относительно классических обзоров и индивидуальных исследований (Owen, 2009), определившие следующие принципы отбора и форматирования данных: категории потребителей – 35 видов и географически значимых внутривидовых выборок, объединяющих все данные по трофическим спектрам, за исключением вымерших (табл.); ресурсные наименования – кормовые растения, объединенные преимущественно на уровне 467 родов растений; данные присутствия/отсутствия. Данные по домашним овцам и козам объединены в категорию *коза/овца* из-за сходства в питании, совместного выпаса и невозможности идентифицировать большинство кормовых проб (Шереметьев и др., 2017).

Индекс Шимкевича-Симпсона (I_{ss}) использован в UPGMA-классификации (Unweighted Pair-Group Method Using Arithmetic Averages – метод невзвешенного попарного среднего) травоядных по трофическому спектру в качестве дистанции (Песенко, 1982) и в оценке нишевой асимметрии, основанной на сопоставлении по ширине спектра, которая количественно характеризует ресурсную пластичность (Greenberg, 1990). Задача классификации – независимое группирование травоядных с анализом вклада географических и систематических атрибутов их категорий. Задачей оценки асимметрии является конкурентное ранжирование категорий внутри выделенных групп, представляющее ожидаемую последовательность выживания/вымирания. В каждой рассматриваемой группе или паре это определяет вероятное направление смен доминирующих потребителей растительности в результате трофической конкуренции. Оцениваемые или наблюдаемые последовательности смен доминирующих потребителей реконструированы по данным о фактических соотношениях по размеру популяций, ареалов и по направлениям или интенсивности их изменений в рассмотренный период. В расчетах использовались программы Statistica 10 (Statsoft Inc., 2011) и Ecosim 7 (Gotelli, Entsminger, 2001).

Результаты и обсуждение

Классификация. Вклад систематической принадлежности травоядных в их UPGMA-классификацию по трофическим спектрам выглядит противоречиво и в дальнейшем не рассматривается. Вклад географической принадлежности и датировки значителен (рис.). Первая в основном может быть ассоциирована с господствующим типом ландшафтной растительности: степь, тундра, лес. Таким образом, классификацию по трофическим спектрам можно считать в основном ландшафтно-географической и выделить три следующие группы: I) степная – современные степные травоядные; II) лесотундровая континентальная – современные лесные и тундровые травоядные (в основном континентальная часть Дальнего Востока РФ); III) азональная – ископаемые и современные травоядные арктических островных и горных изолятов. Единственное исключение – якутская лошадь, дистанцированная и от других лошадей, и от травоядных Якутии и прилегающих районов. Вклад датировки, во-первых, заключается в отличии современных травоядных (II) и особенно I группы от включающей всех вымерших – III группы; во-вторых, в объединении в III группе бизона и мамонта голоцена с современными травоядными, а не с их плейстоценовыми

конспецификами (рис.).

Конкурентная асимметрия. Особеннсти I_{ss} позволяют стандартизовать конкурентное ранжирование. В группе I с попарными значениями перекрывания не менее 64% обособлены монгольские травоядные. Дзерен – сильнейший среди них конкурент, использует более 70% ресурсов других видов, бактриан – слабейший, более 84% его ресурсов используется другими. Сайгак к ним добавляется как слабейший конкурент, ростовская лошадь – как сильнейший (рис.). Во II группе слабейшие конкуренты – снежный баран и кабарга, а сильнейшие – пятнистый олень, амурский горал, косуля и благородный олень, которые имеют и самые большие ранги среди всех травоядных. В III группе почти все плейстоценовые травоядные образуют отдельную подгруппу с I_{ss} не менее 50%. В ней наибольший конкурентный ранг у ленской лошади, а самый поздний в подгруппе мамонт дистанцирован от остальных и, несмотря на самый широкий трофический спектр, использует меньше ресурсов других травоядных, чем лошадь. Мамонт и первобытный бизон – слабейшие соперники в этой подгруппе. Голоценовый бизон использует не намного больше ресурсов, чем лось, но вместе с голоценовым мамонтом они – существенно более слабые соперники путоранского северного оленя, использующего более 70% и 87% их ресурсов соответственно. Овцебыка можно считать сильнейшим соперником голоценового мамонта и почти всех категорий северного оленя. Ожидаемая последовательность вымирания современных и голоценовых травоядных в этой группе: лось, мамонт, бизон, снежный баран, северный олень, овцебык. Конкурентный ранг кластеризованной вне групп якутской лошади не намного выше, чем у ленской (рис.).

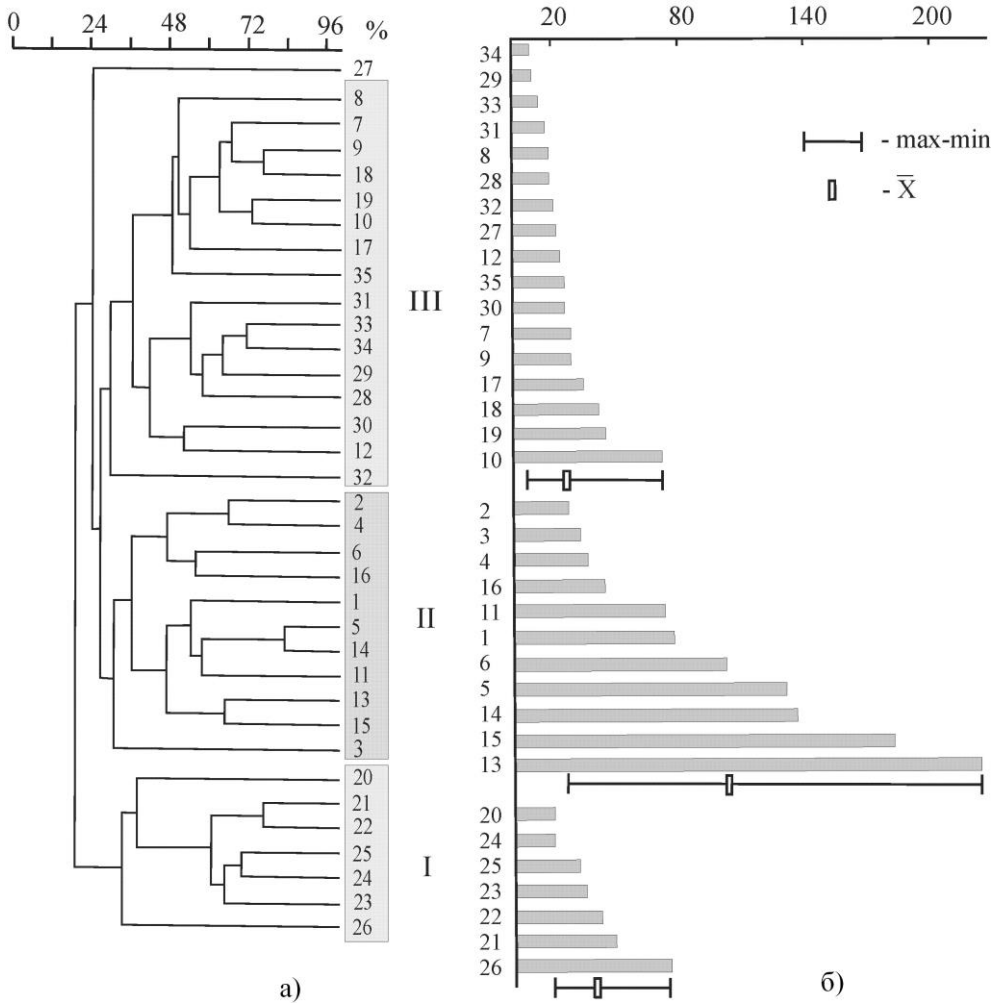


Рис. UPGMA-классификация (а) и распределение по ширине трофических ниш (б) крупных травоядных Северной Азии. *Условные обозначения:* I – степная группа, II – лесотундровая континентальная, III – азональная; % − индекс Шимкевича-Симпсона; 1-35 – категории травоядных (табл.).

Таблица. Данные по трофическим спектрам крупных травоядных млекопитающих.

Объекты	Регионы и источники данных
Кабан (*Sus scrofa*)	**1*** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013**)
Кабарга (*Moschus moschiferus*)	**2** – Якутия и **3** – Алтай (Приходько, 2003), **4** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013)
Косуля (*Capreoulus pygargus*)	**5** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013)
Северный олень (*Rangifer tarandus*)	**6** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013), **7** – Кузнецкий Алатау, **8** – Новая Земля, **9** – о-в Врангеля, **10** – плато Путорана
Лось (*Alces alces*)	**11** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013), **12** – плато Путорана
Пятнистый олень (*Cervus nippon*)	**13** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013)
Благородный олень (*C. elaphus*)	**14** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013)
Амурский горал (*Nemorhaedus caudatus*)	**15** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013)
Снежный баран (*Ovis nivicola*)	**16** – Дальний Восток РФ (Шереметьев и др., 2013), **17** – плато Путорана
Овцебык (*Ovibos moschatus*)	**18** – о-в Врангеля, **19** – плато Путорана
Сайгак (*Saiga tatarica*)	**20** – Калмыкия, Астраханская обл., Казахстан
Монгольский дзерен (*Procapra gutturosa*)	**21** – Монголия
Коза / овца (*Capra hircus* / *Ovis aries*)	**22** – Монголия
Корова (тур) (*Bos taurus*)	**23** – Монголия
Бактриан (*Camelus bactrianus*)	**24** – Монголия
Лошадь (тарпан) (*Equus caballus*)	**25** – Монголия, **26** – Ростовская обл., **27** – Якутия (Андреев и др., 1974)
Ленская лошадь (*E. lenensis*)	**28** – средняя Индигирка, 38600 лет назад (Украинцева, 2002)
Первобытный бизон (*Bison priscus*)	**29** – нижняя Индигирка, 29000 лет назад (Украинцева, 2002), **30** – Чукотский п-ов, 9500 лет назад (Kirillova et al., 2015)
Мамонт (*Mammuthus primigenius*)	**31** – нижняя Колыма, 44000 лет назад (Украинцева, 2002), **32** – Якутия, 18500 лет назад (Geel et al., 2008), **33** – верхняя Индигирка, 40400 лет назад (Украинцева, 2002), **34** – р. Киргилях, 41900 лет назад (Украинцева, 2002), **35** – Гыданский п-ов, 10000 лет назад (Украинцева, 2002)

Примечания к таблице: * – порядковый номер в сети данных, ** – цитируется источник, в котором доступен опубликованный материал; без ссылок – новые данные.

Взаимодействия. В группе I распределение по размеру ареалов в основном соответствует конкурентному ранжированию. Плейстоценовый ареал дзерена от оз. Балхаш до Забайкалья был не намного больше, чем в фазе >*LGM*, а наиболее интенсивно сокращался уже в XX в. из-за истребления и препятствий на пути сезонных миграций (Данилкин, 2005; Ito et al., 2013). На сегодня это единственный среди диких степных травоядных Северной Азии, сохранивший жизнеспособную популяцию (Шереметьев и др., 2014а, 2017). Плейстоценовый ареал конкурентно слабейшего сайгака,

занимавший всю Евразию на север от Крыма, а на восток достигавший Аляски, напротив, наиболее интенсивно сокращался в фазе >*LGM*, теперь состоит из нескольких мелких фрагментов в Прикаспии, Казахстане и Монголии и не восстанавливается, несмотря на все усилия (Данилкин, 2005; Каримова и др., 2017). Альтернативно динамика ареала этих двух видов объяснима сложностью переносить снег глубже 0.1 м (Данилкин, 2005). Вне зависимости от конкурентного ранга они не в состоянии обитать на значительной части прежнего ареала. В оценке количественного соотношения одомашненных травоядных более показательна региональная популяционная динамика. Лучший пример – изменения в системе скотоводства Монголии в условиях усиливающегося дефицита трофических ресурсов. Конкурентный ранг овец и коз сопоставим с рангом дзерена, у монгольской лошади, коровы и особенно бактриана существенно ниже (рис.). При таком распределении рост поголовья монгольского скота в конце XX и вначале XXI вв. с 23 до 50 млн. был связан с увеличением числа овец и коз, тогда как поголовье остальных изменилось мало (Шереметьев и др., 2014а). Хронология позднечетвертичной динамики ареала диких предков бактриана, лошади и коровы, а у последней еще и масштаб динамики, больше напоминает динамику ареала сайгака, чем дзерена: сильное сокращение в фазе >*LGM* и планомерное истребление в фазе ≥*CO* (Гептнер и др., 1961; Барышников и др., 1981; Тихонов, 2005). Данные по питанию ростовской лошади, несоответствующие представленной схеме, вероятно, из-за географической специфики в дальнейшем не рассматриваются.

В группе II два сильнейших конкурента имеют общую черту динамики ареалов. Исходно южноазиатский, а затем включивший в конце плейстоцена юг Дальнего Востока России, Корею и северо-восток Китая ареал амурского горала наиболее интенсивно сокращался уже в XIX в. По большей части за счет фрагментации (Данилкин, 2005). Аналогичным образом ареал пятнистого оленя, включавший сначала центральную часть Китая, а в конце плейстоцена всю Юго-Восточную Азию от Вьетнама до Приморья, Японию, Тайвань и другие острова (Гептнер и др., 1961), сокращался уже в фазе ≥*CO*, а наиболее интенсивно – в XIX-XX вв. (McCullough et al., 2009). Несмотря на позднейшее сокращение ареала, оба вида известны значениями современной плотности популяций, которые многократно выше, чем у других видов (Шереметьев, Прокопенко, 2005). Сокращение ареала благородного оленя в Северной Азии можно признать позднейшим (XVIII в.) и минимальным, а ареал косули характеризовать расширением в фазе >*LGM* (Данилкин, 1999). Оба вида в локальных сообществах при прочих равных условиях, например в ООПТ, всегда вытесняются пятнистым оленем, а в его отсутствие слабо выраженная конкурентная асимметрия (рис.) позволяет им сосуществовать (Шереметьев, Прокопенко, 2005). Ареал северного оленя перед фазой >*LGM* был расширен больше, даже чем у сайгака, а его последовавшее сокращение было не таким существенным (Тихонов, 2005). Для связи сокращения ареала северного оленя с глобальным потеплением в фазе >*LGM* нет данных, а двукратное сокращение в XIX-XX вв. является очевидным влиянием истребления, наибольший и позднейший вклад которого в этот процесс очевиден (Данилкин, 1999). Таким образом, отступление южной границы ареала северного оленя в фазе >*LGM* объяснимо его меньшим конкурентным рангом относительно вышеперечисленных видов этой группы. Расширение ареала кабана в фазе >*LGM* (Данилкин, 2002) не соответствует его конкурентному рангу в группе II, очевидно, из-за количественного преобладания в его питании объектов с малой долей структурных углеводов, вклад которых в оценку перекрывания ниш и конкурентных рангов минимален. Лось в этой группе ближе к слабым конкурентам. Однако в фазе >*LGM* его ареал расширялся, а в фазе ≥*CO* сокращался (Данилкин, 1999). Современное расширение ареала лося на север связывают с новым глобальным потеплением (Pospelova et al., 2017). Ареал кабарги в плейстоцене можно характеризовать тенденцией к расширению, которое продолжалось в фазе >*LGM*, когда она появилась в Сибири и на Сахалине (Приходько, 2003; Шереметьев, Панасенко, 2013). Минимальный конкурентный ранг кабарги в группе II этой тенденции не соответствует (рис.). Сокращение и фрагментация ареала снежного барана в фазе >*LGM* (Данилкин, 2005; Шереметьев, Панасенко, 2013) согласуется с его низким рангом.

В группе III мамонт, первобытный бизон и ленская лошадь в конечном счете оказываются слабейшими конкурентами почти всех современных травоядных. Исключение – новоземельский северный олень и путоранский лось, использующие сопоставимое количество ресурсов с плейстоценовыми и голоценовыми травоядными соответственно, очевидно, из-за флористической бедности пастбищ в этих районах, так как в других они существенно шире (рис.). Вымирание

мамонта и бизона в фазе >*LGM*, таким образом, относится на счет конкуренции, для успеха в которой расширение их трофических спектров в это время оказалось недостаточным. Вероятно, и расширение трофического спектра лошадей в целом в изменявшихся ландшафтных условиях имеет свои пределы, потому что даже поддерживаемая человеком якутская лошадь остается узкоспециализированной в питании и характеризуется относительно небольшим размером популяции. Сильнейшим конкурентом в группе можно признать овцебыка, рост популяции которого на о-ве Врангеля вместе с катастрофическим сокращением популяции северного оленя стал классической иллюстрацией роли конкуренции в организации сообществ (Шереметьев и др., 2014б). Похожая ситуация на плато Путорана, куда овцебык проник уже самостоятельно после роста таймырской популяции (Данилкин, 2005). Таким образом, сложно допустить, что конкуренция или ландшафтные изменения могли быть причиной вымирания евразийского овцебыка в голоцене. Широкий трофический спектр северного оленя на плато Путорана, который ставит эту категорию вне конкурентной схемы динамики сообществ травоядных, объясним тем, что он находится здесь только во время весенней и осенней миграции (Данилкин, 1999) и в содержимом пищеварительного тракта сохраняются фрагменты растений с других территорий, где овцебыка еще нет. Как и в предыдущей группе, снежный баран – относительно слабый трофический конкурент среди современных травоядных со стабильно малочисленной популяцией (Данилкин, 2005).

У большинства травоядных группы II трофический спектр существенно шире, чем у абсолютного большинства в группах I и III. Это соотношение не изменяется при объединении категорий северного оленя и снежного барана, а при исключении кабана и ростовской лошади различия еще больше. Таким образом, группа II характеризуется преобладанием трофических генералистов, тогда как травоядные групп I и III – это трофические специалисты (рис.). При межгрупповом попарном сопоставлении видов соотношение по размеру ареала, популяции и направлениям или интенсивности их изменений, отражающее направление смены доминирующего потребителя растительности так же, как и внутри групп, – в большинстве случаев в пользу генералистов. И, кроме того, направления динамики ареалов кабарги и лося, а также кабана в фазе >*LGM* согласуются с их конкурентными рангами. С другой стороны между изученными травоядными нет абсолютных различий по трофическому спектру (рис.), так же как нет или совсем недавно не было физических границ и границ в региональном пространстве трофических ресурсов. Это делает все рассматриваемые виды элементами *метасообщества*, понимаемого как сеть локальных сообществ потенциально взаимодействующих видов (Gonzalez, 2009; Leibold, Chase, 2017). В анализе закономерностей динамики многовидовых совокупностей экологически сходных видов на крупнорегиональном уровне потенциал этого понятия существенно выше, чем у понятия *фауны*, и обеспечивает давно необходимый синтез данных палеоэкологии и экологии сообществ.

Трофическая конкуренция в реконструкции истории метасообщества. Северная Азия входит в позднеплейстоценовый ареал мамонта и ассоциируемый с ним район тундростепи (Alvarez-Lao et al., 2009). Сообщества крупных травоядных *мамонтовой фауны* считаются ассоциированными с открытыми ландшафтами (Vereshchagin, Baryshnikov, 1992; Тихонов, 2005), несмотря на включение таких совершенно нехарактерных для них видов, как лось, благородный олень, кабан и другие (Данилкин, 1999, 2002). Это все или почти все травоядные группы II, трофические генералисты, остававшиеся до начала фазы >*LGM* потребителями фитомассы экотонов на большей части региона и/или на его юго-восточной периферии, когда основными потребителям были все травоядные группы I и большинство в группе III, специалисты. Совокупность специалистов в филоценогенетических терминах можно определить как *ценотическое ядро*, внутренней основой стабильности которого является длительная коадаптивная специализация и дифференциация ниш (Жерихин, 2003). Эта коадаптация считается распространенной и на связанную с ядром растительность (Zimov et al., 2012). Однако такая стабильность сообществ требует и стабильности внешних условий, при которой специалисты, как более эффективные потребители, сохраняют конкурентные преимущества.

После *LGM* в ходе лесной экспансии сформировались условия, которые меньше соответствуют доминировавшим специалистам открытых ландшафтов (Vereshchagin, Baryshnikov, 1992; Тихонов, 2005), но это только одно проявление ландшафтных изменений в трансформации сообществ. Второе – это сам процесс интенсивных и длительных многоплановых изменений. Например, тысячные в пересчете на число видов инвазии новых кормовых растений (Шереметьев, Прокопенко, 2005). Динамизм – основа доминирования генералистов, преимущество которых не в

эффективном потреблении, а в трофической пластичности, по которой большинство изученных видов имеет существенные различия. Они, как показывает представленный анализ, в основном связаны с различиями в размерах или динамике ареалов и/или популяций. Смена одних условий другими не в состоянии обеспечить такие различия у 20 и даже у 17 видов, адаптации большинства из которых к условиям открытых или лесных ландшафтов не выражены (Шереметьев, Розенфельд, 2018), без влияния межвидовых взаимодействий. Можно заключить, что во время лесной экспансии после *LGM* определились направления смены доминирующих потребителей растительности Северной Азии, которые были инициированы ландшафтными изменениями, но до оптимума голоцена продолжались уже под влиянием трофической конкуренции. Вымирание мамонта и предка современных бизонов в начале голоцена – часть процессов конкурентного сокращения популяций и ареалов трофических специалистов.

В оптимуме голоцена истребление крупных травоядных человеком уже способно обесценить вклад и климата, и конкуренции. С этого времени сокращение популяций и/или ареалов всех видов, в том числе вымирание в Евразии овцебыка и предков домашних коров и лошадей, обусловлено активностью человека. Однако и в этой фазе конкуренция не потеряла своего значения благодаря сети пятен *свободного от хищника пространства* (Jeffries, Lawton, 1984). Это не только ООПТ, но и любые другие труднодоступные человеку территории, где соотношение видов по плотности популяций и/или по интенсивности ее изменения остается зависимым от конкурентной асимметрии, даже если сильнейший конкурент остался единственным потребителем растительности (Шереметьев и др., 2011). Аналогичная сеть убежищ создана одомашниванием, казалось бы, с самого начала определенным бытовыми и экономическими интересами человека. Однако и скотоводство неизбежно сталкивается с ресурсным недостатком при существенном перекрывании трофических ниш. В итоге человек, как это продемонстрировано изменениями в системе скотоводства Монголии (Шереметьев и др., 2014а), сам становится частью механизма организующей роли трофической конкуренции.

Выводы

1. Асимметрия соотношения крупных травоядных Северной Азии по размеру популяции, ареала и/или направлениям или интенсивности их изменений в позднем плейстоцене и голоцене и в настоящее время, которое отражает направление смен доминирующих потребителей растительности, в основном связана с их конкурентной асимметрией в использовании трофических ресурсов. Исключениями являются истребленный в Евразии овцебык, монгольский дзерен, сокращение ареала которого могло быть обусловлено сначала ландшафтными изменениями, а затем истреблением, и сайгака, сокращение ареала которого могло быть обусловлено сначала и ландшафтными изменениями, и конкуренцией, затем истреблением.

2. Основные направления смен доминирующих потребителей растительности были определены под влиянием трофической конкуренции еще во время ландшафтных изменений с окончания последнего ледникового максимума. Влияние человека хронологически более позднее и в основном усиливает последствия конкуренции.

3. Влияние истребления на сообщества крупных травоядных обусловлено утратой зависимости человека от плотности их популяций как основных жертв. В контроле количественного соотношения и диких, и одомашненных травоядных человек становится частью механизма организующей роли трофической конкуренции.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Барышников Г.Ф., Гарутт В.Е., Громов И.М., Гуревв А.А., Кузьмина И.Е., Соколов А.С., Стрелков П.П., Година А.В., Жегалло В.И. 1981. Каталог млекопитающих СССР (плиоцен-современность). Л.: Наука. 456 с.

Гептнер В.Г., Насимович А.А., Банников А.Г. 1961. Млекопитающие Советского Союза. Т. 1. М.: Высшая школа. 776 с.

Данилкин А.А. 1999. Оленьи. М.: ГЕОС. 552 с.

Данилкин А.А. 2002. Свиные. М.: ГЕОС. 309 с.

Данилкин А.А. 2005. Полорогие. М.: КМК. 550 с.

Данилкин А.А. 2016. Охота, охотничье хозяйство и биоразнообразие. М.: КМК. 250 с.

Динесман Л.Г., Савинецкий А.Б. 2003. Количественный учет костей в культурных слоях древних поселений людей // Новейшие археозоологические исследования в России. М.: Языки славянской культуры. С. 34-56.

Жерихин В.В. 2003. Избранные труды по палеоэкологии и филоценогенетике. М.: КМК. С. 449-459.

Каримова Т.Ю., Лущекина А.А., Рожнов В.В. 2017. Сайгаки в неволе: от содержания и разведения до выпуска в природу. М.: КМК. 122 с.

Красноборов И.М. 1989. О «тундростепях» на юге Средней Сибири // Растительный покров высокогорий: сборник научных трудов. Л.: Наука. С. 131-136.

Кривошапкин А.А. 2016. Миграция диких северных оленей (*Rangifer tarandus* L.) таймырской популяции на территорию северо-западной Якутии // Вестник СВФУ. № 6. С. 15-19.

Кузьмин Я.В. 2005. Геохронология и палеосреда позднего палеолита и неолита умеренного пояса Восточной Азии. Владивосток: ТИГ ДВО РАН. 282 с.

Монин А.С., Шишков Ю.А. 1979. История климата. Л.: Гидрометеоиздат. 406 с.

Насимович А.А. 1955. Роль режима снежного покрова в жизни копытных животных на территории СССР. М.: АН СССР. 401 с.

Песенко Ю.А. 1982. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука. 287 с.

Приходько В.И. 2003. Кабарга. М.: ГЕОС. 443 с.

Тихонов А.Н. 2005. Мамонт. М.-СПб: КМК. 90 с.

Украинцева В.В. 2002. Растительность и климат Сибири эпохи мамонта. Красноярск: МПР РФ. 192 с.

Шереметьев И.С., Журавлев Ю.Н., Корытин Н.С., Большаков В.Н. 2011. Структура сообществ копытных // Экология. № 6. С. 436-440.

Шереметьев И.С., Панасенко В.Е. 2013. Тенденции изменения ареалов копытных на юге Дальнего Востока (плейстоцен – современность) // Вестник ДВО РАН. № 2. С. 41-46.

Шереметьев И.С., Петруненко Е.А., Кислов Д.В., Розенфельд С.Б., Дмитриев И.А., Жаргалсайхан Л., Энх-Амгалан С. 2017. Трофическая избирательность крупных травоядных Восточной Монголии // Сибирский экологический журнал. №. 1. С. 21-32.

Шереметьев И.С., Прокопенко С.В. 2005. Экология питания парнокопытных юга Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука. 167 с.

Шереметьев И.С., Розенфельд С.Б., Дмитриев И.А., Жаргалсайхан Л., Энх-Амгалан С. 2014а. Распределение трофических ресурсов среди крупных травоядных восточной Монголии в летний период // Сибирский экологический журнал. Т. 7. № 5. С. 579-586.

Шереметьев И.С., Розенфельд С.Б., Сипко Т.П., Груздев А.Р 2014б. Вымирание крупных травоядных млекопитающих: нишевые параметры сосуществующих в изоляции овцебыка *Ovibos moschatus* и северного оленя *Rangifer tarandus* // Журнал общей биологии. Т. 75. № 1. С. 62-73.

Шереметьев И.С., Розенфельд С.Б. 2018. Ландшафтные изменения на переходе плейстоцен-голоцен и динамика ареалов крупных травоядных млекопитающих Северной Азии // Аридные экосистемы. Т. 24. № 4 (77). С. 21-30.

Черных Е.Н. 2009. Степной пояс Евразии: Феномен кочевых культур. М.: Рукописные памятники Древней Руси. 624 с.

Ahrestani F.S., Sankaran M. 2016. Introduction: The Large Herbivores of South and Southeast Asia – a Prominent but Neglected Guild // The Ecology of Large Herbivores in South and Southeast Asia. Dordrecht: Springer. P. 1-13.

Alvarez-Lao D., Kahlke R., Garcia N., Mol D. 2009. The Padul Mammoth Finds − on the Southernmost Record of *Mammuthus primigenius* in Europe and its Southern Spread during the Late Pleistocene // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. Vol. 278. P. 57-70.

Geel B., Aptroot A., Baittinger C., Birks H.H., Bull I.D., Cross H.B., Evershed R.P., Gravendeel B., Kompanje E.J.O., Kuperus P., Mol D., Nierop K.G.J., Pals J.P., Tikhonov A.N., van Reenen G., van Tienderen P.H. 2008. The Ecological Implications of a Yakutian Mammoth's Last Meal // Quaternary Research. Vol. 69. P. 361-376.

Gonzalez A. 2009. Metacommunities: Spatial Community Ecology. [Электронный ресурс https://www.researchgate.net/publication/227577615_Metacommunities_Spatial_Community_Ecology (дата обращения 12.02.2017)].

Gotelli N.J., Entsminger G.L. 2001. EcoSim: Null Models Software for Ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. [Электронный ресурс http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm (дата обращения 1.06.2012)].

Greenberg R. 1990. Ecological Plasticity, Neophobia, and Resource Use in Birds // Studies on Avian Biology. Vol. 13. P. 431-437.

Ito T.Y., Lhagvasuren B., Tsunekawa A., Shinoda M., Takatsuki S., Buuveibaatar B., Chimeddorj B. 2013. Fragmentation of the Habitat of Wild Ungulates by Anthropogenic Barriers in Mongolia // PLOS ONE. Vol. 8. No. 2. P. e56995.

Jeffries M.J., Lawton J.H. 1984. Enemy Free Space and the Structure of Ecological Communities // Biological Journal of the Linnean Society. Vol. 23. No. 4. P. 269-286.

Kartzinel T.R., Chen P.A., Coverdale T.C., Erickson D.L., Kress W.J., Kuzmina M.L., Rubenstein D.I., Wang W., Pringle R.M.. 2015. DNA Metabarcoding Illuminates Dietary Niche Partitioning by African Large Herbivores //

PNAS. Vol. 112. No. 26. P. 8019-8024.

Kirillova I.V., Zanina O.G., Chernova O.F., Lapteva E.G., Trofimova S.S., Lebedev V.S., Tiuno A.V., Soares A.E.R., Shidlovskiy F.K., Shapiro B. 2015. An Ancient Bison from the Mouth of the Rauchua River (Chukotka, Russia) // Quaternary Research. Vol. 84. P. 232-245.

Leibold M.A., Chase J.M. 2017. Metacommunity Ecology. Princeton, Oxford: Princeton University Press. 504 p.

McCullough D.R., Jiang Z-G., Li C-W. 2009. Sika Deer in Mainland China // Sika Deer. New York: Springer. P. 521-539.

Owen A.B. 2009. Karl Pearson's Meta-Analysis Revisited // Annals of Statistics. Vol. 37. No. 6B. P. 3867-3892.

Pospelova E.B., Pospelov I.N., Orlov M.V. 2017. Climate Change in Eastern Taimyr over the Last 80 Years and the Warming Impact on Biodiversity and Ecosystem Processes in its Territory // Nature Conservation Research. Vol. 2. No. 3. P. 48-60.

Sandom C., Faurby S., Sandel B., Svenning J.-C. 2014. Global late Quaternary Megafauna Extinctions Linked to Humans, not Climate Change // Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. Vol. 281. Issue. 1787. p. 20133254 [Электронный ресурс http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3254 (дата обращения 12.02.2017)].

StatSoft Inc. 2011. STATISTICA, Version 10. [Электронный ресурс www.statsoft.com (дата обращения 12.10.2012)].

Stuart A.J. 2015. Late Quaternary Megafaunal Extinctions on the Continents: a Short Review // Geological Journal. Vol. 50. P. 338-363.

Vereshchagin N.K., Baryshnikov G.F. 1992. The Ecological Structure of the "Mammoth Fauna" in EURASIA // Annales Zoologici Fennici. Vol. 28. P. 253-259.

Zimov S.A., Zimov N.S., Tikhonov A.N., Chapin III F.S. 2012. Mammoth Steppe: A High-Productivity Phenomenon // Quaternary Science Reviews. Vol. 57. P. 26-45.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 39-44

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 631.4

ВЛИЯНИЕ ВЫПАСА НА СВОЙСТВА ПОЧВ В УСЛОВИЯХ СУХИХ СУБТРОПИЧЕСКИХ СТЕПЕЙ АЗЕРБАЙДЖАНА

© 2019 г. С.А. Ганиева*, Н.Я. Дюнямалиева*, Ф.М. Рамазанова**

**Азербайджанский университет архитектуры и строительства*
Азербайджан, AZ 1073, г. Баку, ул. А. Султанова, д. 11. E-mail: s.ganiyeva@hotmail.com
***Институт почвоведения и агрохимии Национальной академии наук Азербайджана*
Азербайджан, AZ 1073, г. Баку, ул. М. Рагима, д. 5

Поступила в редакцию 05.06.2018. После доработки 21.12.2018. Принята к публикации 14.01.2019.

В статье представлены изменения морфологических и диагностических показателей серо-коричневых почв сухих степей под влиянием выпаса скота при заповедном режиме, регулируемом и бессистемном выпасах. Установлено, что по сравнению с заповедным режимом выпаса скота при длительном интенсивном бессистемном выпасе в серо-коричневых почвах сухих степей снизилось покрытие поверхности почвы на 50-55%, ухудшились структурность (рассыпчатость), сложение (уплотненность), гумусное состояние (содержание гумуса в верхнем горизонте снизилось на 9.45% и органического углерода – на 6.07%), произошла потеря около 50% мощности гумусового горизонта, в два раза снизилось содержание азота и относительно в меньшей степени – подвижных соединений фосфора и калия. Также ухудшились физико-механические свойства почв: увеличилась плотность почвы в слое 0-10 см на 0.13%, в верхней части профиля смылись ценные илистые частицы, ухудшилась структурность почвы за счет распыления, снизилось содержание ценных водопрочных агрегатов и их водопрочность. Исследования направлены на улучшение режима использования пастбищ для выпаса скота в сухих степях.

DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10063

Повышение продуктивности пастбищ – одна из главных и актуальных задач сельского хозяйства (Усманов и др., 2010). Это мероприятие является радикальной мерой повышения интенсивности и экономической эффективности пастбищного хозяйства (Асанов и др., 1992). Повысить продуктивность пастбищ можно изменением элементов среды хозяйственной деятельности человека (Котенко, 1993; Мусейибов, 1998; Насиев, 2015; Сушко, 2015).

Территории сухих субтропических степей Азербайджанской республики испытывают интенсивную пастбищную нагрузку. Экологически необоснованное увеличение поголовья скота и нерациональное ведение пастбищного хозяйства привело к истощению зимних пастбищ, деградации растительного покрова, выраженной в выпадении из травостоя ценных кормовых компонентов и в смене их сорными, не поедаемыми вредными растениями. Одновременно снизилось проективное покрытие почвы и задернованность, играющие важную роль в защите почв от эрозии.

При бесхозяйственном использовании пастбищ существенному экологическому изменению подвергается и почвенный покров. В результате чрезмерного выпаса происходит уплотнение почв, разрушение структуры. Уничтожение растительности способствует усилению эрозионных процессов.

Объекты и методы исследований

Исследуемая территория составляет около 2198 тыс. га. Абсолютные отметки колеблятся от 70 до 1010 м н.у.м БС. В геоморфологическом отношении данная территория относится к предгорьям и низкогорьям. Рельеф местности широковолнистый, представлен овражно-балочной сетью, равнинами и холмисто-платообразными повышениями. По геологическому строению данная территория сравнительно молодое образование, которое сложено отложениями третичного и четвертичного времени. Основными почвообразующими породами являются галечниковые пласты, песчаники, карбонатные и гипсоносные глины, а также лессовидные суглинки, податливые смыву и размыву.

Климат – умеренно-теплый, субтропический с сухим жарким летом, среднегодовая температура

воздуха колеблется в пределах от +13 до +14°С, температура холодного месяца (января) – 0-5°С, почвы не промерзают. Сумма активных температур – от +4000 до +5200°С, приход ФАР – 120-135 ккал/см^2, количество выпадающих осадков – 250-400 мм в год. Наибольшее их количество выпадает весной (140-155 мм), наименьшее – летом (40-90 мм). В большинстве случаев осадки выпадают в виде ливней, которые способствуют интенсивному развитию эрозионных процессов (Бабаев и др., 2015). Растительный покров характеризуется в основном степными и полупустынными формациями, основными представителями которых являются различные эфемерно-злаковые и злаково-полынно-эфемеровые растения. Участки для исследований выбраны на территориях серо-коричневых (каштановых – kastanozems) почв.

Схема опытов: 1) заповедный режим, 2) регулируемый выпас, 3) бессистемный выпас. Анализы для установления физико-химических свойств серо-коричневых почв проводили традиционными методами (Агрофизические методы ..., 1966; Аринушкина, 1970; Вадюнина, Корчагина, 1998; Мусейибов, 1998).

Результаты и их обсуждение

Морфологические и физические свойства почвы, регулирующие водный, воздушный и тепловой режимы почвы, являются важными факторами плодородия почвы (Сыдыкбаев, 1990).

По вопросу влияния выпаса скота на свойства почв имеются немногочисленные и довольно противоречивые сведения (Бабаев и др., 2015). В последние годы к разрушающему воздействию на почвенный покров пастбищ кроме эрозии, переуплотнения, засоления и других добавился еще один мощный фактор – деградация сухих субтропических экосистем (Насиев, 2015; Ramazanova, 2017).

Морфологические и морфометрические показатели серо-коричневых почв характеризуются достаточно мощным для сухих субтропических почв профилем и мощными гумусовыми горизонтами. На основных территориях этих почв поверхность хорошо защищена растительностью и средне задернована. Биопродуктивность настолько невысокая, что наблюдается формирование сухого степного войлока, служащего материалом для гумусообразования (Шамсутдинов, Шамсутдинов, 2012; Бабаев и др., 2015).

Исследованиями установлено, что пастбищное использование существенно отражается на морфологических и диагностических показателях серо-коричневых почв (табл. 1). В результате выпаса произошло снижение содержания гумуса в серо-коричневых почвах: на эталонных участках заповедника – в меньшем количестве, при бессистемном выпасе – сильно, а регулируемый участок занимал промежуточное положение.

Таблица 1. Изменение морфологических и диагностических показателей серо-коричневых почв под влиянием выпаса скота.

Варианты опыта	**Проективное покрытие почвы, %**	**Задернованность, %**	**Мощность дернины, см**	**Мощность почвы, см**	**Мощность гумусового горизонта, см**	**Мощность корнеобитаемого слоя, см**	**Деятельность почвенной фауны**	**Сложение**	**Оструктуренность**
Заповедный режим	90-95	85-90	4-5	110	65	60-65	интенсивная	рыхлое	хорошая
Регулируемый выпас	70-80	60-75	2-3	105	60	50-60	средняя	уплотненное	удовлетворительная
Бессистемный выпас	35-45	нет	нет	90	40	25-30	слабая	уплотненное	рассыпчатая

Бессистемное использование пастбищ способствовало разрушению и удалению верхних горизонтов почвы и выходу на дневную поверхность почвы нижних карбонатных горизонтов. Регулирование выпаса приводило к улучшению покрытия поверхности почв, а, следовательно, к уменьшению смыва и выдуванию почвенного материала. Биологическое состояние почв существенно снижалось на участках бессистемного выпаса скота. Оно выражалось в уменьшении количества корней, заметном снижении бусовидности, значительном уменьшении количества ходов почвенных животных. Кротовины имели давно заброшенный вид, обсыпаны, копролиты червей минерализованы и легко разрушались в руке. Существенно ухудшались структурность и сложение почв. Почвы таких участков с поверхности сильно уплотнены либо сильно распылены. Оценка морфологического состояния почв исследуемых участков позволяет сделать вывод, что длительное бессистемное пастбищное использование (20-25 лет) наносит большой ущерб почве. Особенно катастрофическими последствиями чревато использование почв в предгорных условиях, где положение осложняется геоморфологическими условиями. Пастбищное использование, особенно бессистемное и интенсивное, существенно изменяют гумусное состояние исследуемых почв (табл. 2).

Таблица 2. Состав гумуса в почве (в % от общего органического С почвы).

Варианты опыта, географические координаты	Горизонт и глубина, см	Гумус, %	Органический углерод, %
Заповедный режим, 39° 34' 15.76" с.ш., 49° 06' 30.53" в.д.	AO – 0-4	12.50	7.26
	AUp – 4-26	4.50	2.61
	AYzca – 26-65	2.20	2.27
	BTzca – 65-103	0.56	0.32
	BTca – 103-142	0.32	0.18
Регулируемый выпас, 40° 03' 01.32" с.ш., 48° 53' 47.63" в.д.	AO – 0-2	9.70	5.63
	AYvp – 2-25	3.90	2.26
	AYzca – 25-48	1.80	1.04
	BTzca – 48-92	0.52	0.30
	BTzca – 92-140	0.13	0.07
Бессистемный выпас, 39° 31' 27.55" с.ш., 48° 59' 18.87" в.д.	AYvzp – 0-18	2.05	1.19
	AYvz – 18-39	0.92	0.53
	AYca – 39-63	0.54	0.31
	BTzca – 63-108	0.19	0.11
	BTzca – 108-146	0.09	0.05

При этом, прежде всего, значительно сокращаются содержание и запасы гумуса. На участках с бессистемным выпасом происходит значительное снижение содержания питательных веществ по сравнению с почвами заповедного участка и при регулируемом выпасе (табл. 3). В тоже время использование заповедного режима благоприятно влияет на питательный режим почвы.

Выявлено, что под влиянием выпаса в сухих субтропических экосистемах сильно изменяются физические и водно-физические свойства почвы, особенно в верхних горизонтах, и существенно изменяется структурное состояние почвы (табл. 4).

Результаты сухого просеивания почвы показали, что почвы заповедного участка характеризуется благоприятной структурой с содержанием ценных агрегатов (88.5%). У варианта с регулируемым выпасом по сравнению с заповедным режимом наблюдалось несколько ухудшенное структурное состояние почв. Содержание агрономически ценных агрегатов было на 10.7% ниже, чем на заповедном участке.

При бессистемном использовании почв, особенно с высокой нагрузкой, происходит деградация почвенной структуры, которая выражается в образовании глыбистости при уплотнении влажной почвы и затем ее распылении при действии копыт животных в результате высыхания почвы при влажности 8-9% и менее от веса почвы (Гурбанов и др., 2012). Ухудшение структуры усугубляется и тем, что при чрезмерном выпасе уничтожается растительность, ее надземная и подземная части, а,

следовательно, уничтожается оструктуривающее воздействие корневой системы растений.

Результаты мокрого просеивания также показали значительное ухудшение водопрочности почвенных агрегатов (табл. 4). Так, если на участках в ненарушенном состоянии в почве 46.2% водопрочных агрегатов, то в почве участка бессистемного выпаса их содержание снижается до 30.4%.

Таблица 3. Изменение содержания подвижных питательных веществ серо-коричневых почв под влиянием выпаса скота.

Варианты опыта	Глубина, см	Общий азот	В том числе соединений, мг/100 г почвы		
			Легкогидролизуемый азот	P_2O_5	K_2O
Заповедный режим	0-10	0.26	51.2	4.1	202.0
	10-20	0.19	36.8	3.2	180.5
	20-30	0.11	12.5	1.6	210.6
Регулируемый выпас	0-10	0.21	43.7	3.8	200.5
	10-20	0.15	25.6	2.9	175.6
	20-30	0.09	10.2	1.2	160.0
Бессистемный выпас	0-10	0.18	31.4	2.2	175.6
	10-20	0.12	21.2	1.8	140.5
	20-30	0.07	8.1	1.1	120.3

Таблица 4. Изменение структурных и водопрочных агрегатов серо-коричневых почв под влиянием выпаса скота (в % к воздушно-сухой почве).

Варианты опыта	Глубина, см	Фракции, мм								Сумма агрегатов
		>10	10-7	7-5	5-3	3-1	1-0.5	0.5-0.25	<0.25	
Заповедный режим	0-10	31.2	23.5	12.8	8.3	12.2	7.5	7.7	14.5	88.5
		–	–	2.5	7.3	2.0	8.6	16.2	53.8	46.2
	10-20	22.2	7.5	64.8	6.2	9.9	8.8	1.1	39.5	60.5
		–	1.1	1.3	1.0	9.2	13.9	23.0	56.5	44.5
	20-30	7.9	3.2	3.5	10.6	20.4	12.4	11.5	39.6	60.4
		–	2.2	0.7	1.3	6.0	16.9	18.6	54.3	45.7
Регулируемый выпас	0-10	26.8	4.2	3.7	5.6	14.4	13.1	7.0	22.2	77.8
		–	2.2	5.5	7.7	10.6	10.9	13.5	65.9	34.1
	10-20	18.1	4.9	2.1	7.5	15.5	14.8	14.2	23.0	77.1
		0.6	3.2	2.4	4.1	13.0	12.8	15.7	47.2	52.8
	20-30	18.7	4.9	3.9	7.9	15.5	10.3	12.9	24.0	76.0
		–	0.5	0.9	1.2	2.9	11.7	16.5	66.6	33.4
Бессистемный выпас	0-10	21.7	7.0	4.6	7.8	9.6	16.6	10.2	20.6	75.4
		–	0.4	0.8	0.8	7.2	5.4	11.8	79.6	30.4
	10-20	19.7	6.9	4.3	6.2	7.6	4.4	7.0	44.0	66.0
		3.5	1.2	0.9	2.2	4.9	7.2	15.5	64.5	35.5
	20-30	48.0	9.3	4.8	7.3	5.8	2.9	2.6	19.3	80.7
		–	–	1.0	1.8	4.0	6.6	10.5	76.1	23.9

Примечания к таблице 4: в числителе – сухое просеивание, в знаменателе – мокрое просеивание.

Таким образом, анализ структурного состояния под участками различного способа использования показал, что существенно изменяется и ухудшается структура почв, снижается водопрочность почвенных агрегатов на пастбище с бессистемным выпасом скота. Интересно отметить, что изменения в структурных свойствах почвы под воздействием выпаса скота сказывается и на второй генетический горизонт серо-коричневой почвы.

Исследования показали, что под влиянием выпаса скота существенно изменяется плотность почвы, особенно в верхних горизонтах, а также происходит ощутимое уплотнение поверхностного слоя (табл. 5). Плотность почвы на участках с бессистемным выпасом скота, особенно поверхностный слой, существенно выше, чем на участках с регулируемым выпасом.

Установлено, что плотность почвы в слое 0-10 см на участке регулируемого выпаса на 0.07 г/см^3 больше, чем на заповедном участке. Больше всего почва уплотнялась на участках при бессистемном выпасе скота (1.16 г/см^3), что на 0.13 г/см^3 выше, чем на заповедном участке, и на 0.06 г/см^3, чем на участке с регулируемым выпасом.

Под воздействием выпаса скота (табл. 5) в верхних слоях профиля (0-10 и 10-20 см) при регулируемом выпасе порозность почвы снизилась на 0.96% , при бессистемном выпасе скота – на 5.40%, а по отношению к исходным данным – на участке регулируемого выпаса снизилась на 1.12-2.98%, при бессистемном выпасе скота – на 3.73-11.16%.

Таблица 5. Влияние выпаса скота на уплотнение серо-коричневых почв.

Варианты	Глубина, см	До выпаса		После выпаса	
		плотность, г/см^3	порозность, %	плотность, г/см^3	порозность, %
Заповедный режим	0-10	1.03	61.56	–	–
	10-20	1.12	58.20		
	20-30	1.36	49.62		
Регулируемый выпас	0-10	1.10	58.95	1.18	55.97
	10-20	1.18	56.13	1.21	55.01
	20-30	1.39	48.51	1.39	48.51
Бессистемный выпас	0-10	1.16	52.98	1.36	49.25
	10-20	1.21	55.01	1.21	43.85
	20-30	1.42	47.40	1.42	47.40

Выводы

Выявлено, что все почвы, подверженные выпасу (регулируемый и бессистемный), имеют среднюю и низкую степень содержания гумуса (не более 2.5%) по сравнению с почвами заповедного режима, которые характеризуются высокой степенью гумусированности (12.5%). Серо-коричневые почвы в течение 20-25 лет при интенсивном бессистемном выпасе теряли треть мощности своего профиля, что составляет половину мощности гумусового горизонта.

Установлено ощутимое ухудшение физических и физико-механических свойств серо-коричневой почвы под влиянием выпаса скота: увеличивается плотность почвы, порозность становится неэффективной, ухудшается структурность за счет большого распыления, снижения содержания наиболее ценных по размерам агрегатов и водопрочности; в верхней части профиля смываются ценные илистые частицы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Агрофизические методы исследования почв. 1966. М.: Наука. С. 5-42.

Аринушкина Е.В. 1970. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ. 476 с.

Асанов К.А., Алимаев И.И., Смоилов К.Ш. 1992. Выпас и его влияние на почвенный и растительный покров в Северной Казахстанской пустыне // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 7-13.

Бабаев М.П., Гурбанов Э.А., Рамазанова Ф.М. 2015. Основные виды деградации почв в Кура-Аразской низменности Азербайджана // Почвоведение. № 4. С. 501-512.

Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. 1998. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат. 416 с.

Гурбанов Э.А., Ганиева С.А., Вердиев С.Б., Мехдиев Д.Т. 2012. Влияние выпаса скота на деградацию почв в пастбищных экосистемах Кура-Аразской низменности // Роль почв в биосфере. М.: МАКС Пресс. С. 88-89.

Котенко М.Е. 1993. Некоторые изменения светло-каштановых почв Терско-Сулакской низменности при различных пастбищных нагрузках // Почвоведение. № 4. С. 108-111.

Мусейибов М.А. 1998. Физическая география Азербайджана. Баку: Мариф. 416 с.

Насиев Б.Н. 2015. Агрохимические параметры деградации почв кормовых угодий полупустынной зоны

западно-Казахстанской области // Агрохимия. № 9. С. 20-26.

Сушко К.С. 2015. Деградация каштановых почв сухих степей долины Маныча под влиянием хозяйственной деятельности. Автореф. дисс. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону. С. 23.

Сыдыкбаев Т.Н. 1990. Влияние выпаса на состояние и свойства горных каштановых почв Северного склона хребта Киргизского Ала-Тоо. Автореф. дисс. … канд. биол. наук. М. 22 с.

Усманов Р.З., Баламирзоев М.А., Котенко М.Е., Бабаева М.А., Осипова С.В. 2010. Проблемы борьбы с деградацией и опустыниваем Кизлярских пастбищ в связи с аридизацией климата и антропогенных воздействий на природные экосистемы // Сельскохозяйственная экология. № 3. С. 117-122.

Шамсутдинов З.М., Шамсутдинов Н.З. 2012. Биогеоценотические принципы и методы экологической реставрации пустынных пастбищных экосистем Средней Азии // Аридные экосистемы. Т. 18. № 3 (52). С. 5-21

Ramazanova F.M. 2017. Influence of the Intermediate Sowings of Fodder Crops on the Agrophysical Indicators of the Irrigated Soils in Azerbaijan Dry Subtropics // Russian Agricultural Sciences. Vol. 43. No. 5. P. 410-413.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 45-52

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 551.5

О ПРИМЕНЕНИИ NDVI ДЛЯ МОНИТОРИНГА СОСТОЯНИЯ СТЕПНЫХ И ПУСТЫННЫХ ЭКОСИСТЕМ ГОБИ[1]

© 2019 г. П.Д. Гунин*, В.П. Дедков, Е.В. Данжалова*, С.Н. Бажа*, А.Н. Золотокрылин***, Т.И. Казанцева******

**Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН*
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский просп., д. 33. E-mail: monexp@mail.ru
***Балтийский федеральный университет им. Иммануила Канта*
Россия, 236036, г. Калининград, ул. А. Невского, д. 14. E-mail: VDedkov@kantiana.ru
****Институт географии РАН*
Россия, 119017, г. Москва, Старомонетный пер., д. 29. E-mail: azolotokrylin1938@yandex.ru
*****Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН*
Россия, 197022, г. Санкт-Петербург, ул. Проф. Попова, д. 2. E-mail: bulgancum@gmail.com

Поступила в редакцию 25.12.2018. После доработки 25.12.2018. Принята к публикации 10.01.2019.

Исследовано современное состояние сухостепных, пустынно-степных, горностепных и пустынных экосистем Гоби в Монголии. В сухих степях и остепненных пустынях было выявлено не только снижение фитоценотических показателей растительных сообществ и ухудшение состояния доминантов, но и изменение их состава. Так, произошла замена типичных злаковых видов сухих степей (*Stipa krylovii*, *Agropyron cristatum* и др.) на пустынно-степные виды (*Allium polyrrhizum*). В остепненных пустынях отмечено значительное снижение роли травяных видов (*Stipa glareosa, Cleistogenes songorica*) в структуре сообщества и увеличение доли пустынных полукустарничков (*Anabasis brevifolia, Salsola passerina*). Растительность настоящих и крайнеаридных пустынь оказалась наиболее устойчивой к аридизации и росту пастбищных нагрузок. Здесь выявлены изменения только в симпегмовом сообществе, где отмечено значительное снижение численности *Sympegma regelii*.

Было выявлено несоответствие между значениями индекса NDVI, полученными дистанционно со снимков Landsat 8, и фитоценотическими показателями, определенными при полевых исследованиях. Данные полевой спектрометрии видов-доминантов, поверхности почв и растительных сообществ показали, что почвенный фон играет значительную роль в формировании спектральных образов растительных сообществ, особенно при низком проективном покрытии.

Ключевые слова: сухие степи, пустынные степи, горные степи, остепненные пустыни, настоящие пустыни, крайнеаридные пустыни, Гоби, NDVI, полевая спектрометрия.
DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10064

Пустынные степи и пустыни Гоби, растительность которых формировалась в экстремальных природных условиях, характеризуются обедненным видовым составом и разреженностью. В последние десятилетия жесткость условий стала усугубляться интенсивным развитием пастбищного животноводства. Так, чрезмерные пастбищные нагрузки, наряду с длительными засухами, являются основными причинами инвазии и расширения ареалов типичных пустынно-степных видов *Ephedra sinica*[2] и *Allium polyrhhizum* в подзоне сухих дерновиннозлаковых степей Центральной Монголии (Бажа и др., 2015). Таким образом, возникла необходимость продолжать комплексные исследования сухих и пустынных степей и пустынь Монголии, начатые сотрудниками Совместной Российско-Монгольской комплексной биологической экспедиции (СРМКБЭ) Российской

[1] Работа выполнена в рамках Программы научных исследований и при финансовой поддержке Совместной российско-монгольской комплексной биологической экспедиции РАН и Академии наук Монголии.
[2] Латинские названия растений приведены по работе И.А. Губанова (1996).

академии наук и Академии наук Монголии еще в 1970-х гг. (Пустынные степи ..., 1981; Пустыни ..., 1987; Казанцева, 2009).

Одним из современных направлений исследований растительного покрова является применение дистанционных методов при помощи различных вегетационных индексов, основанных, как правило, на сканировании больших площадей со спутника или самолета. Для исследуемого региона также активно используется информация дистанционного зондирования (ДЗ) для мониторинга и оценки состояния экосистем (Гунин и др., 2004; Харин, Татейши, 2004; Karnieli et al., 2013). В частности, для рассматриваемых степных и пустынных экосистем предложены индикаторы увлажнения территории, «островов» антропогенного опустынивания, степени перевыпаса аридных пастбищ, разработанные на основе спутниковых данных MODIS (Золотокрылин и др., 2016).

В связи с этим целью работы является оценка современного состояния растительности сухих и пустынных степей и пустынь Гоби на ключевых участках по данным полевых геоботанических наблюдений и с применением вегетационного индекса NDVI. Ранее мы высказывали предположение, что при низком проективном покрытии растений в пустынях высокая отражательная способность почв вносит некоторую неопределенность (Гунин и др., 2004). В связи с этим была проведена полевая съемка спектрометрического состава отраженной радиации у видов-доминантов, подстилающей поверхности почв и интегральных спектров растительных сообществ.

Материалы и методы

Полевые наблюдения были проведены в конце лета 2013 г. на территории сомонов Дэлгэр-Цогт Среднегобийского аймака, Гурван-Тэс и Булган Южногобийского аймака и Шинэ-Джинст Баян-Хонгорского аймака в рамках Научной программы СРМКБЭ (табл.). Оценка состояния экосистем осуществлялась на основе фитоценотических показателей сообществ, данных о видовом составе, роли видов в структуре сообществ, их жизненного состояния, габитуса, наличия видов-индикаторов пастбищной дигрессии. Полученные данные сравнивались с показателями состояния экосистем в 1970-90-е гг. (Карта растительности МНР, 1979; Кормоботаническая …, 1981; Казанцева, 2009).

Для получения значений индекса NDVI были подобраны снимки со спутника Landsat 8, максимально приближенные к датам полевых исследований. Пространственное разрешение снимков составляет 30 м. Расчет значений индекса NDVI проводился в геоинформационной системе QGIS 3.4.3. на основе данных 4 канала с диапазоном 630-680 нм (красный) и 5 канала с диапазоном 845-885 нм (ближний инфракрасный диапазон, далее БИК).

Одновременно с геоботаническими исследованиями в этих же растительных сообществах были проведены работы по измерению спектрального коэффициента отраженной радиации (ОР) доминантных видов и поверхности почвы при помощи ручного полевого спектрорадиометра FieldSpec UV/VNIR в диапазоне 325-1075 нм. Точность измерения составляла 1.0 нм, угол обзора – 1°. Кроме того, были получены интегральные спектры ОР растительных сообществ на участках 30×30 м, совпадающие с размером пикселя на космических снимках Landsat 8. Съемка на таких площадях осуществлялась путем прохождения по ним по методу «конверта». В центре этих площадок определяли географические координаты. Измерения проводились между 10 и 14 часами, чаще всего при высоте Солнца более 45°, при открытом диске Солнца. Перед каждым включением прибора проводили калибровку баланса белого. Значение индекса NDVI по данным полевого спектрорадиометра рассчитывали в тех же диапазонах, что и для снимков Landsat 8.

Результаты и обсуждение

Состояние растительности. Исследования, проведенные в 2009 г., показали значительную деградацию степных экосистем в Среднегобийском аймаке (Гунин и др., 2010). Наиболее негативная ситуация возникла в сомоне Дэлгэр-Цогт, где в настоящее время на значительной площади уже сформировались луковые сообщества с доминированием пустынно-степного вида – лука многокорневого (*Allium polyrrhizum*), ранее не отмечаемого в зональных сообществах сухих степей. Изученные сообщества характеризуются низкими фитоценотическими показателями. Даже в благоприятном по увлажнению 2013 г. в луковом с караганой сообществе (МГ-Х) проективное покрытие (п.п.) не превышало 18%, а надземная фитомасса (н.ф.) достигала 4.6 кг/га, в структуре которой *Allium polyrrhizum* составил более 70%. Злаки встречались единично.

Таблица. Вегетационный индекс NDVI в степных и пустынных экосистемах Гоби по данным полевой съемки и дистанционного зондирования.

Дата полевой съемки	Дата съемки Landsat 8	Подзона	Индекс участка	Географические координаты (высота, м н.у.м. БС)	Растительное сообщество	NDVI		Проективное покрытие, %
						Field-Spec	Land-sat 8	
21.08.13	24.08.13	Сухие степи	МГ-Х	46° 08’ 32.0” с.ш., 106° 30’ 46.9” в.д. (1363)	Луковое с караганой	0.20	0.21	18
21.08.13	24.08.13	Сухие степи (интразональное сообщество)	ДЦ-3	46° 10’ 42.0” с.ш., 106° 31’ 38.7”в.д. (1315)	Луково-реомюриево-воробьино-солянковое	0.20	0.15	40
24.08.13	22.08.13	Пустынные степи	Ц-2	44° 00’ 43.1” с.ш., 103° 33’ 34.8” в.д. (1434)	Луково-ковыльковое	0.23	0.07	13-15
24.08.13	22.08.13		Ц-1	44° 00’ 41.8” с.ш., 103° 33’ 35.1” в.д. (1432)	Вьюнково-ковыльковое с однолетником	0.02	0.06	6-10
25.08.13	22.08.13	Остепненные пустыни	Ц-3	44° 13’ 12.2” с.ш., 103° 31’ 14.2” в.д. (1131)	Селитрянково-парнолистниково-карагановое	0.29	0.06	22
25.08.13	22.08.13		К-12	44° 14’ 21.2” с.ш., 103° 31’ 05.3” в.д. (1081)	Брахантемово-воробьино-солянковое	0.12	0.06	20
3.09.13	05.08.13		Участок 6	44° 15’ 29.8” с.ш., 99° 21’ 34.6” в.д., (1253)	Баглуровое	0.20	0.05	15
28.08.13	29.08.13	Горные степи	ГТ-1	43° 11.909’ с.ш., 100° 42.438’ в.д. (2093)	Эфедровое	0.16	0.06	10-15
31.08.13	05.08.13	Участки в оазисе Эхийн-Гол	19	43° 14’ 26.5” с.ш., 98° 59’ 23.2” в.д. (996)	Реомюриевое с саксаулом, тамариксом и тополями	0.26	0.08	10
1.09.13	05.08.13		19-2	43° 14’ 52.1” с.ш., 99° 00’ 16.9” в.д. (972)	Осоковое	0.43	0.32	60
2.09.13	05.08.13	Настоящие пустыни	Участок 3	43° 55’ 06.5” с.ш., 99° 11’ 44.2” в.д. (1254)	Реомюриево-селитрянковое	0.29	0.07	5-6
2.09.13	05.08.13		Участок 4	43° 57’ 23.0” с.ш., 99° 13’ 41.8” в.д. (1264)	Саксауловое	0.02	0.05	2
3.09.13	05.08.13		Участок 5	44° 02’ 37.3” с.ш., 99° 20’ 45.4” в.д. (1432)	Симпегмовое	0.07	0.06	2
29.08.13	05.08.13	Крайне аридные пустыни	Участок 1	43° 11’ 08.1” с.ш., 98° 55’ 56.0” в.д. (1108)	Эфедрово-саксауловое	0.11	0.03	2-3

Более высокие фитоценотические показатели (40% и 15.7 кг/га) отмечались в интразональном луково-реомюриево-воробьиносолянковом сообществе (ДЦ-3) в солонцевато-солончаковом

понижении в 4 км на ССВ от участка МГ-Х. Подобные интразональные сообщества являются рефугиумами, из которых происходит распространение лука многокорневого в зональные сухостепные сообщества (Бажа и др., 2015).

В сомоне Булган растительность характеризуется вертикальными сменами в силу увеличения высоты территории с севера на юг. Так, на севере сомона представлены остепненные пустыни, сменяющиеся по мере продвижения на юг пустынными, опустыненными и горными сухими степями. В 2013 г. отмечено плохое состояние змеевково-ковыльково-баглуровых сообществ, которые широко распространены на защебненных эрозионно-денудационных равнинах в полосе остепненных пустынь. Здесь доля злаков *Cleistogenes songorica* и *Stipa glareosa* в структуре надземной фитомассы составила менее 1%, тогда как в предыдущие годы наблюдений была не ниже 12%. Более 90% фитомассы сообщества сформировано полукустарничком *Anabasis brevifolia*, более 9% – *Salsola passerina*. На подгорной равнине, у границы с пустынными степями в лучшем состоянии находились селитрянково-парнолистниково-карагановое (Ц-3) и брахантемово-воробьиносолянковое (К-12) сообщества, где проективное покрытие в 2013 г. достигало 22%, а в 1972-2003 гг. не превышало 15% (Казанцева, 2009). В пустынных степях в целом отмечено хорошее состояние у *Stipa gobica,* доминанта широко распространенных здесь луково-ковыльковых сообществ. Однако вблизи центра сомона состояние пастбищ было очень плохое (Ц-1). Здесь в 2013 г. отмечены низкие фитоценотические показатели – 10% (п.п.) и 2.3 кг/га (н.ф.). Более половины всей надземной массы сформировано однолетником *Neopallasia pectinata*. Сильно объедена *Stipa gobica*. Внутри огороженного от выпаса участка в луково-ковыльковом сообществе (Ц-2) фитоценотические показатели увеличивались в 1.5 раза по сравнению с пастбищем.

Эфедровое (ГТ-1) горностепное сообщество было исследовано в нижней части конуса выноса в горной системе Тост-Ула в сомоне Гурван-Тэс (табл.). Проективное покрытие здесь составило 10-15%, надземная фитомасса – 5.5 кг/га. Почти 90% фитомассы было сформировано вечнозеленым кустарничком *Ephedra sinica*. Из других видов отмечались *Ajania fruticulosa,* с незначительным обилием *Stipa glareosa* и *Allium polyrrhizum*.

Основные типы пустынь были изучены на профиле Шинэ-Джинст - Эхийн-Гол, протянувшемся от остепненных пустынь на подгорных равнинах гор Шинэ-Джинст на севере, до крайнеаридных на юге. Остепненные пустыни на профиле представлены баглуровыми сообществами (участок 6). Проективное покрытие здесь варьировало в 1970-90-х гг. в зависимости от условий увлажнения от 1.6 до 7.6%. В среднем за эти годы проективное покрытие доминантов составило: *Anabasis brevifolia* – 2.5%, *Allium polyrrhizum* – 0.3%, *Stipa glareosa* – 0.4% (Казанцева, 2009). В 2013 г. проективное покрытие у баглура и лука многокорневого осталось без изменения, однако численность вегетирующих особей снизилась в 2 и 2.6 раза соответственно. Отмечена значительная часть мертвых экземпляров баглура. Заметно снизилась роль *Stipa glareosa* в сообществе. Большая часть ее дерновин находилась в состоянии покоя.

В настоящих пустынях были изучены симпегмовые сообщества (участок 5). Отмечено значительное (в 75 раз) снижение численности *Sympegma regelii,* а *Reaumuria songarica* целиком выпала из видового состава. Разреженные саксауловые сообщества (участок 4) оказались более устойчивыми. Проективное покрытие *Haloxylon ammodendron* практически не изменилось по сравнению с 1970-80-ми гг. и составило 0.5%, его численность даже возросла в 1.2 раза (92 экз./га). Хорошее состояние отмечено для реомюриево-селитрянкового сообщества (участок 3). Численность *Nitraria sibirica* увеличилась здесь почти в 2 раза, *Salsola arbuscula* – почти в 4, *Reaumuria songarica* – в 1.5 по сравнению 1984 г., а сухими являлись не более 3% экземпляров этих кустарников.

В крайнеаридных пустынях было изучено эфедрово-саксауловое сообщество (участок 1). Численность вегетирующего саксаула *Haloxylon ammodendron* за 29 лет возросла более чем в 2 раза, количество сухих экземпляров практически не изменилось. В то же время в 4 раза снизилась численность *Ephedra przewalskii*.

Вегетационный индекс NDVI и отраженная радиация почвенно-растительного покрова. Полевые геоботанические исследования степных и пустынных сообществ показали довольно низкие значения общего проективного покрытия и надземной фитомассы даже в лучшие по условиям увлажнения годы. Как следствие, в исследованных сообществах по данным ДЗ NDVI составил 0.03-0.21. Наибольшее его значение получено для сухостепного зонального сообщества (МГ-Х), но в интразональном сообществе с доминированием пустынных полукустарничков и более высокими

фитоценотическими показателями вегетационный индекс ниже (ДЦ-3; табл.). В пустынных степях NDVI составил 0.06 в деградированном сообществе (Ц-1) и незначительно увеличивался в сообществе при заповедании (Ц-2) с большим проективным покрытием и фитомассой. Похожим значением вегетационного индекса обладают сообщества остепненной пустыни в сомоне Булган (Ц-3, К-12) и эфедровое горностепное сообщество (ГТ-1). В остепненных и настоящих пустынях сомона Шинэ-Джинст значения NDVI составили 0.05-0.07, причем эти вариации не отражают разницу в величине проективного покрытия растительности. Наименьшее значение вегетационного индекса (0.03) зафиксировано в крайнеаридной пустыне (участок 1). Высоким значением NDVI выделяется растительное сообщество в оазисе Эхийн-Гол с густым покровом из осочки (19-2). На южной окраине оазиса в реомюриевом сообществе с саксаулом и тамариксами (19) NDVI составил 0.08 (табл.). Таким образом, значения NDVI, полученные со спутника Landsat 8 для растительных сообществ степей и пустынь Гоби, плохо коррелировали с фитоценотическими показателями сообществ, определенных нами в ходе полевого обследования.

Вычисленные по данным полевого спектрометра значения NDVI составляют 0.02-0.43 и отличаются от полученных по данным ДЗ, что и ожидалось – в силу разных методик и технических характеристик аппаратуры. Эти различия непропорциональны и носят разнонаправленный характер. Однако полевая спектрометрическая съемка позволяет скорректировать значения NDVI растительного сообщества с учетом особенностей ОР на видовом уровне растений-доминантов и характера подстилающей поверхности в том или ином сообществе.

Как известно, в видимом и БИК диапазонах на оптические свойства растений влияют фенофаза, архитектура растения, морфоанатомическая структура, структура растительного покрова; на свойства почв – содержание влаги, гумуса, окиси железа, механический состав, характеристики шероховатости поверхности. Кроме того, воздействие оказывают такие внешние факторы, как угол сканирования, азимут Солнца, высота Солнца над горизонтом, метеорологические факторы и т.д. (Дейвис и др., 1983; Выгодская, Горшкова, 1987).

В видимом диапазоне длин волн у растений пигменты листа являются доминирующим фактором. Анализ состава спектров ОР видов-доминантов показал, что в видимом диапазоне пик приходится на желто-оранжевую зону (576-613 нм), где коэффициент отражения достигает 0.09-0.31, что говорит о высоком содержании каротиноидов и антоцианов, которые образуются в период созревания плодов у травянистых растений, что также соответствует фенофазе данных видов и временному периоду полевых исследований (рис. 1, 2). С другой стороны, в кривых отражения почв в видимом диапазоне максимум (0.25-0.53) приходится также на желто-оранжевую зону, что объясняется палевым, коричневатым оттенком поверхности каштановых, бурых, палево-бурых, серо-бурых почв с вкраплениями сизого цвета щебенки на ее поверхности. В нашем случае можно предположить, что при съемке из-за морфологических особенностей строения видов-ксерофитов невозможно было навести линзу спектрометра именно на зеленую часть даже при угле обзора в 1° так, чтобы прибор не охватывал одревесневшие части у кустарников и поверхность почвы.

В БИК диапазоне на отражательную способность влияет внутренняя структура тканей листьев растений, плотность зеленых побегов, облиственность кроны. В БИК диапазоне ход кривой ОР у исследованных доминантов был разнонаправлен. У находящихся в хорошем жизненном состоянии *Allium polyrrhizum, Scorzonera divaricata, Zygophyllum xanthoxylon, Haloxylon ammodendron, Sympegma regelii* коэффициент отражения в БИК зоне увеличивался. У *Stipa gobica, Ephedra sinica, Haloxylon ammodendron*, находящихся в состоянии стресса, с подсыхающими побегами, отражение в БИК зоне снижалось, что можно объяснить слабой облиственностью, малой плотностью побегов и кроны. Ход кривой ОР поверхности почвы в БИК диапазоне так же, как и у растений, был разнонаправлен по отношению к видимой части спектра. Увеличение отражения в БИК зоне отмечено только у каштановых супесчаных сухостепных (МГ-Х) и у бурых пустынно-степных почв (Ц-2; рис. 1, 2).

Влияние физиологических и морфометрических характеристик растений в той или иной мере проявляется в характере отражения растительного покрова. Но поскольку в зональных сухостепных, пустынно-степных и пустынных экосистемах величина проективного покрытия, как правило, ниже 22%, то вклад почвенного фона в формирование спектрального образа фитоценоза может быть существенен. С одной стороны, он может формировать различия у одного и того же растительного сообщества, с другой стороны, может нивелировать контрасты между разными растительными сообществами.

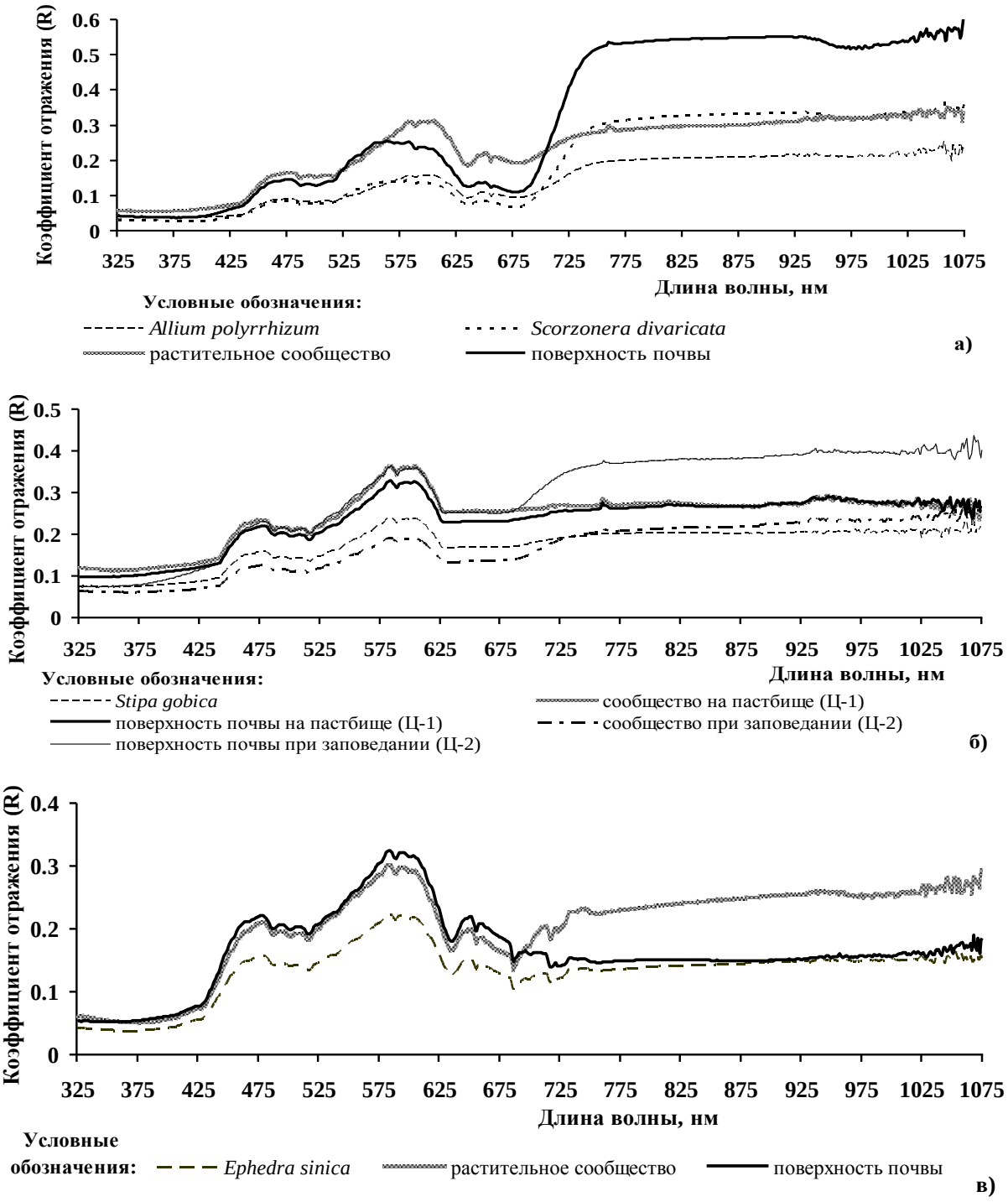


Рис. 1. Спектры ОР в степных сообществах: в луковом с караганой сообществе (МГ-Х) сухой степи (а), в луково-ковыльковом (Ц-2) и вьюнково-ковыльковом с однолетником (Ц-1) сообществах пустынной степи (б), в эфедровом сообществе (ГТ-1) горной степи (в).

В исследованных сообществах значения их отражения могли занимать как среднее положение между значениями ОР видов-доминантов и почв, так и быть ниже или выше. На границе видимого и БИК диапазона положение спектральных кривых отражения менялось также по-разному. Для более детального анализа влияния почвенного фона на спектральные характеристики растительного сообщества как элемента ландшафта необходимо проведение более тщательных исследований с большей повторностью и привлечением большего числа характеристик как самих почв, так и структуры растительных сообществ и распределения видов-доминантов по площади, их габитуса.

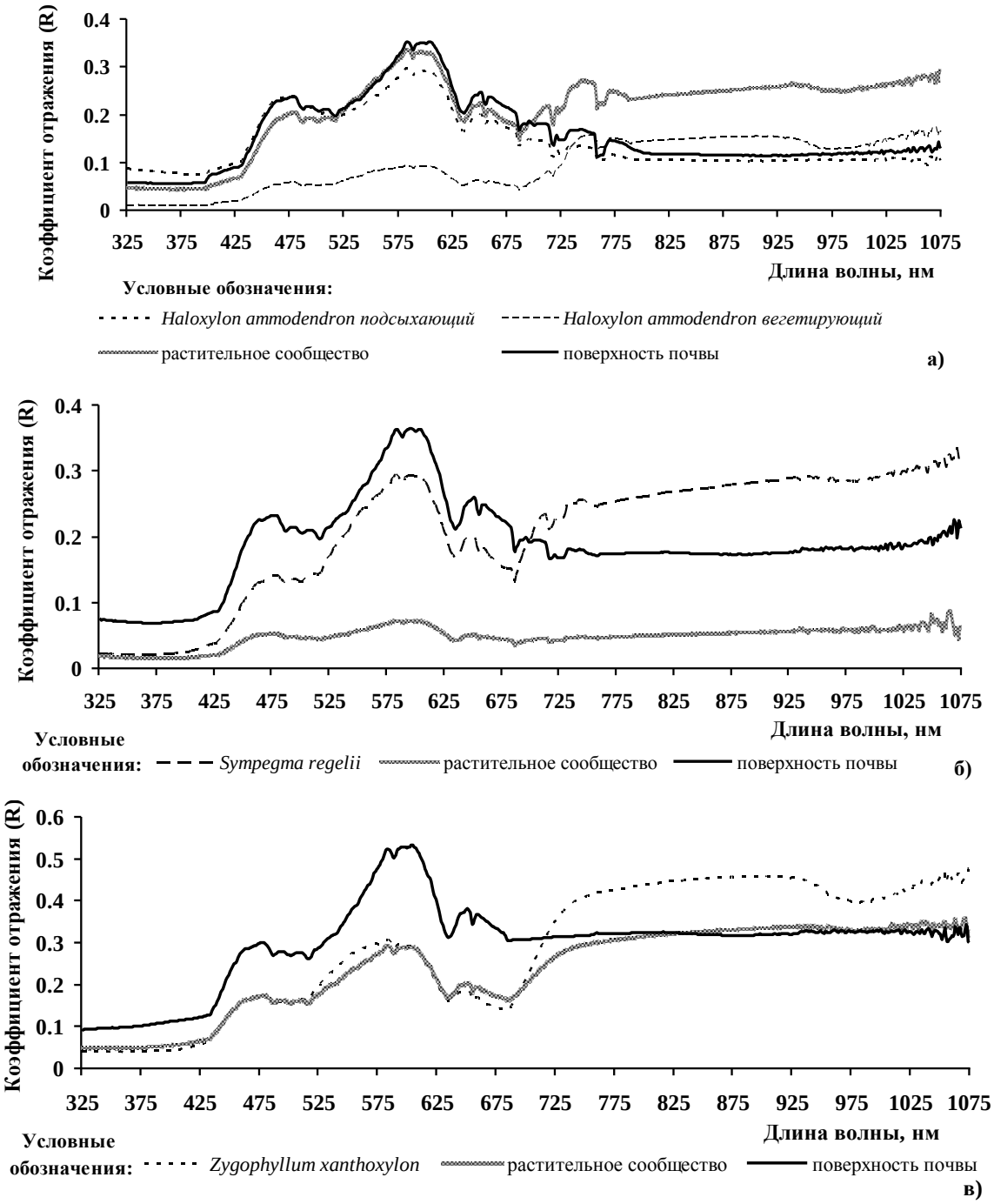


Рис. 2. Спектры ОР в сообществах пустынь: в эфедрово-саксауловом сообществе (участок 1) крайнеаридной пустыни (а), в парнолистниково-симпегмовом сообществе (участок 5) настоящей пустыни (б), в селитрянково-парнолистниково-карагановом сообществе (Ц-3) остепненной пустыни (в).

Заключение

Анализ наземных наблюдений на модельных полигонах в сухих степях (сомон Дэлгэр-Цогт) и остепненных пустынях (сомон Булган) показал четкую тенденцию не только к резкому снижению фитоценотических показателей, но и к изменению состава доминантов и субдоминантов сообществ. Если в первом случае была зарегистрирована замена типичных злаковых видов сухих степей (*Stipa krylovii, Agropyron cristatum, Cleistogenes squarrosa, Koeleria cristata*) на пустынно-степные виды (*Allium polyrrhizum*), то во втором отмечено значительное снижение роли травяных видов (*Stipa*

glareosa, Cleistogenes songorica) в структуре сообщества и увеличение доли пустынных полукустарничков (*Anabasis brevifolia, Salsola passerina*).

Что касается экосистем в Заалтайской Гоби, то изменения в сообществах пустынь носят неоднозначный характер. Так, в остепненных пустынях отмечено ухудшение жизненного состояния травяных видов (*Stipa glareosa, Allium polyrrhizum*), а также снижение их роли в сообществе. Растительность настоящих и крайнеаридных пустынь оказалась наиболее устойчивой к аридизации. Изменения здесь выявлены только в симпегмовом сообществе, где отмечено значительное снижение численности *Sympegma regelii*.

Значения индекса NDVI, полученные как со спутниковых данных, так и с помощью полевого спектрометра, не всегда соответствуют фитоценотическим показателям растительных сообществ. При низком проективном покрытии существенную роль в формировании спектральных образов растительных сообществ играет почвенный фон. Применение индекса NDVI, полученных дистанционно, для регионов с разреженной растительностью из-за искажения влияния подстилающей поверхности может использоваться весьма ограниченно без применения полевой коррекции данных. Это также подтверждается рядом исследований, проведенных в других регионах мира (Asner, 2004; Lange, 2004; Xiao, Moody, 2005; Wagenseil, Samimi, 2006). Таким образом, при оценке состояния гобийских экосистем на небольших площадях и выделения контуров для построения ландшафтных крупномасштабных карт опираться на этот показатель без привлечения более широкого набора данных наземных полевых исследований затруднительно.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бажа С.Н., Гунин П.Д., Данжалова Е.В., Дробышев Ю.И., Казанцева Т.И., Ариунболд Э., Мягмарсурэн Д., Хадбаатар С., Цэрэнханд Г. 2015. Инвазийные сукцессии как индикатор опустынивания сухих степей на примере Центральной Монголии // Российский журнал биологических инвазий. № 3. С. 2-20.

Выгодская Н.В., Горшкова И.И. 1987. Теория и эксперимент в дистанционных исследованиях растительности. Л.: Гидрометиздат. 248 с.

Губанов И.А. 1996. Конспект флоры Внешней Монголии (сосудистые растения). М.: Валанг. 136 с.

Гунин П.Д., Золотокрылин А.Н., Виноградова В.В., Бажа С.Н. 2004. Динамика состояния растительного покрова Южной Монголии по данным NDVI // Аридные экосистемы. Т. 10. № 24-25. С. 29-34.

Гунин П.Д., Бажа С.Н., Данжалова Е.В., Цэрэнханд Г., Дробышев Ю.И., Ариунболд Э. 2010. Современная структура и динамика растительных сообществ на южной границе сухих степей Центральной Монголии // Аридные экосистемы. Т. 16. № 2. С. 65-75.

Дейвис Ш.М., Ландгребе Д.А., Филлипс Т.Л., Свейн Ф.Х., Хоффер Р.М., Ланденлауб Д.С., Сиева Р.Ф. 1983. Дистанционное зондирование: количественный подход. М.: Недра. 415 с.

Золотокрылин А.Н., Гунин П.Д., Титкова Т.Б., Бажа С.Н., Данжалова Е.В., Казанцева Т.И. 2016. Диагностика динамики опустынивания аридных пастбищ Монголии по наблюдениям на ключевых участках и MODIS-данным // Аридные экосистемы. Т. 22. № 3 (68). С. 9-19.

Казанцева Т.И. 2009. Продуктивность зональных растительных сообществ степей и пустынь Гобийской части Монголии. М.: Наука. 336 с.

Карта растительности МНР. 1979. М 1:1500000 / Ред. Е.М. Лавренко М.: ГУГК. 4 л.

Кормоботаническая карта МНР. 1981. М 1:1000000. М.: ГУГК. 1 л.

Пустыни Заалтайской Гоби: Природные условия, экосистемы и районирование. 1987. М.: Наука. 207 с.

Пустынные степи и северные пустыни МНР. 1981. Ч. 2. Стационарные исследования. Л.: Наука. 260 с.

Харин Н.Г., Татейши Р. 2004. Карта деградации засушливых земель Азии // Аридные экосистемы. Т. 10. № 24-25. С. 17-28.

Asner G.P. 2004. Biophysical Remote Sensing Signatures of Arid and Semiarid Ecosystems // Remote Sensing for Natural Resource Management and Environmental Monitoring (Manual of Remote Sensing. 3rd ed. Vol. 4. P. 53-109.

Lange N. 2006. Geoinformatik in Theorie und Praxisю. 2nd ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 454 p.

Karnieli A., Bayarjargal Y., Bayasgalan M., Mandakh B., Dugarjav Ch., Burgheimer J., Khudulmur S., Bazha S.N., Gunin P.D. 2013. Do vegetation indices provide a reliable indication of vegetation degradation? A case study in Mongolian pastures // International Journal of Remote Sensing. Vol. 34. №. 17. P. 6243-6262.

Wagenseil H., Samimi C. 2006. Assessing spatial-temporal variations in plant phenology using Fourier analysis in NDVI time series: results from a dry savannah environment in Namibia // International Journal of Remote Sensing. No. 27 (16). P. 3455-3471.

Xiao J., Moody A. 2005. A comparison of methods for estimating fractional green vegetation cover within a desert-to-upland transition zone in central New Mexico, USA // Remote Sensing of Environment. No. 98 (2-3). P. 237-250.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 53-59

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

УДК 574.42:631.48

АНТРОПОГЕННАЯ ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ РЕЧНЫХ ТЕРРАС ВОЛГО-УРАЛЬСКОГО РЕГИОНА В ЭПОХУ БРОНЗЫ И ЕЕ ВЛИЯНИЕ НА СОВРЕМЕННЫЙ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ[1]

© 2019 г. Л.Н. Плеханова

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН
Россия, 142290, Московская обл., г. Пущино, ул. Институтская, д. 2. E-mail: dianthus1@rambler.ru

Поступила в редакцию 21.03.2018. После доработки 20.10.2018. Принята к публикации 22.10.2018

Антропогенная деятельность в эпоху бронзы вызвала значительные преобразования почв и ландшафтов Волго-Уральских степей. Особенно сильное антропогенное воздействие испытывали почвы в окрестностях древних поселений. Перевыпас и связанная с ним деградация растительного покрова, включая последующую эрозию почв, обусловили развитие нетипичных для степного региона сочетаний почвенно-растительного покрова и микрорельефа. Выявленные примеры развития солончаков в микропонижениях и зональных почв на микроповышениях обнаружены только в километровой зоне в окрестностях многочисленных поселений эпохи поздней бронзы в пределах степной зоны Челябинской, Оренбургской и Самарской областей. Предложена гипотеза формирования особой антропогенной комплексности почвенно-растительного покрова, начало которой было положено во II тыс. до н.э.

Ключевые слова: антропогенное воздействие, эпоха бронзы, экосистемы, степная зона, поселения, палеопочвы, инверсии, комплексность, перевыпас, низкие пойменные террасы.

DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10065

В последние годы вопросы изучения экологии древних обществ стали привлекать все большее внимание исследователей, вместе с современными антропогенными трансформациями экосистем выделяясь в антропогенное почвоведение как самостоятельную отрасль естественных наук (Залибеков, Биарсланов, 2015). Результаты этих работ востребованы и специалистами естественнонаучного плана, и археологами. Археология и этнология заинтересованы в получении максимально детальной реконструкции окружающей среды с целью оценки ее влияния на древние общества. В свою очередь экологам и специалистам смежных дисциплин кроме палеоэкологических реконструкций (Демкина и др., 2003; Каширская и др., 2018) и факторов организации и функционирования экосистем в зависимости от времени (Демкина и др., 2004; Каширская и др., 2017а; Chernisheva et al., 2015) предоставляется возможность изучения обратных процессов – антропогенной трансформации экосистем в древности. История хозяйственного освоения и антропогенной трансформации на небольших отрезках времени на примере степей Оренбургской области позволила выявить, что по мере развития земледелия частота вспышек деградации песчаных земель постепенно возросла и стала коррелировать с периодами повышенной засушливости (Чибилев, Рябуха, 2016). Подобные исследования позволяют оценить устойчивость экосистем и возможность восстановления различных их компонентов после антропогенного стресса, что чрезвычайно актуально на современном этапе в условиях глобальных техногенных вызовов (Валдайских и др., 2015; Прохорова и др., 2016). В этой связи особую важность приобретают вопросы изучения древней антропогенной трансформации почв, как важнейшего компонента любой экосистемы.

С момента возникновения производящего хозяйства и становления развитых форм земледелия и животноводства почвенный покров подвергался мощным многовековым антропогенным

[1] Работа выполнена в рамках госзадания № АААА-А18-118013190175-5 «Развитие почв в условиях меняющегося климата и антропогенных воздействий».

воздействиям, по своим масштабам и продолжительности сопоставимым с действием геологических факторов, последствия которого сохраняются до настоящего времени (Плеханова, 2004). Следует отметить, что в вопросах изучения антропогенных преобразований почв в древности и в средневековье имеет место неодинаковая изученность последствий разных форм хозяйственной деятельности. Так, например, накоплены обширные материалы по изучению следов древнего земледелия (Каширская и др., 2017б, 2018; Лисецкий, Родионова, 2015; Lisetskii et al., 2015; Walkington, 2010; Goodman, 2008; Homburg, Sandor, 2011; Borisov et al., 2016; Sandor, 2006; Sandor, Eash, 1995; Londono, 2008). Значительно менее изучены последствия древнего скотоводства. Здесь внимание уделяется изучению почвенных маркеров этой формы хозяйствования (Mlekuz, 2009; Baeten et al., 2012; Чернышева и др., 2016). Что касается последствий древнего скотоводства для современных почв и ландшафтов, то в этом направлении можно назвать работы М.В. Бобровского (2010) для почв лесной зоны, где рассмотрены следы выпаса и огненной подсеки в древности и средневековье, а также работы А.А. Гольевой (2000) для степных почв, где установлена резкая активизация эрозионных процессов в связи с неконтролируемым выпасом овец в раннем и развитом средневековье. В целом же следует отметить явный недостаток сведений о влиянии древнего скотоводства на степные почвы и особенно на почвы долин степных рек. Принимая во внимание, что в степной зоне практически все археологические памятники приурочены к долинам рек (Зданович и др., 2003), важность изучения этого вопроса еще более возрастает. В этой связи данная статья посвящена изучению комплексности почвенно-растительного покрова в окрестностях археологических памятников степной зоны Волго-Уральского региона. Цель данного следования − почвенно-растительные аспекты экологии древних обществ и последствия взаимодействия населения эпохи бронзы с окружающей средой.

Объекты и методы исследования

Исследования почв и растительности проведены в окрестностях археологического памятника эпохи бронзы – укрепленного поселения Аландское, принадлежащего синташтинской культуре и расположенного в Оренбургской области (Кваркенский район, долина р. Солончанка, 4 траншеи и более десятка разрезов), объект внесен в Красную книгу почв России (Плеханова, 2007, 2017). При геоботанических описаниях растительности оценивались общее проективное покрытие, средняя высота травостоя, горизонтальная структура сообщества, видовой состав и обилие по Друде, видовая насыщенность на 100 м^2. В траншеях, проходящих через различные элементы микрорельефа, фиксировали изменение морфологических свойств; в максимально контрастных почвенных разностях проводился отбор образцов для определения pH, содержания органического углерода, карбонатов, легкорастворимых солей, гипса и гранулометрического состава.

Результаты и их обсуждение

На низких пойменных террасах степных рек Волго-Уральского региона почвенно-растительный покров имеет характерную приуроченность к определенным элементам микрорельефа. В увлажненных микропонижениях формируются лугово-черноземные почвы под луговой растительностью. Микроповышениям свойственны меньшая увлажненность, ксероморфизм, разреженная растительность. При близких минерализованных грунтовых водах имеет место солончаковый эффект. Исследователями показано своеобразие продукционных процессов по типам почв и их независимость от размеров функционирующих площадей почв (Залибеков, 2018).

При полевом исследовании окрестностей поселений эпохи бронзы на низких пойменных террасах во всех случаях был выявлен микрорельеф с перепадом высот 30-50 см и комплексность почвенного покрова с участием солончаков и черноземно-луговых почв. Однако приуроченность почвенных разностей к формам микрорельефа не соответствовала обычной для данной зоны. Если в обычных условиях на микроповышениях развиваются солонцы, а микропонижения занимают черноземы с луговой растительностью, то в окрестностях поселений наблюдается обратное соотношение − на микроповышениях с луговыми сообществами развиты черноземно-луговые почвы с большой мощностью гумусированных горизонтов (до 80 см), в то время как на микропонижениях развиты солонцы и солончаки. Такого рода инверсия фиксируется только в километровой зоне вокруг археологических памятников и не встречается на большем удалении от поселения, равно как не была

встречена вне окрестностей поселений.

Рассмотрим свойства комплексов на примере почв низкой пойменной террасы ближайших окрестностей укрепленного поселения Аландское (Кваркенский район Оренбургской обл. р. Солончанка) – самого южного из группы памятников, получивших условное название «Страны Городов». В окрестностях данного памятника были заложены 4 траншеи, вскрывшие однотипные закономерности приуроченности почвенно-растительных разностей к элементам рельефа: на микроповышениях были развиты солоны тяжелосуглинистые, сформированные на древней черноземно-луговой почве (рис. 1, разрезы 114-115, координаты 52.19826° с.ш., 59.88538° в.д.), на микропонижениях − солончаки полугидроморфные (рис. 1, разрезы 113-116, координаты 52.19834° с.ш., 59.88650° в.д.). Почва в микропонижении − солончак полугидроморфный сульфатно-хлоридный. В профиле почвы выделяются горизонты: A_1(10)[2], B_1(40), B_{CA}(60), BC_{Fe}(100), C_1(110), C_2(135 и глубже). Почва в микроповышении − солонец осолоделый тяжелосуглинистый, сформированный по древней черноземно-луговой почве. Строение профиля: A_1A_2(4), AB_{NA} (17), $AB_{S,CA}$ (40), AB(80), B_{CA}(100), BC_{FE}(130), C_1(140 и глубже).

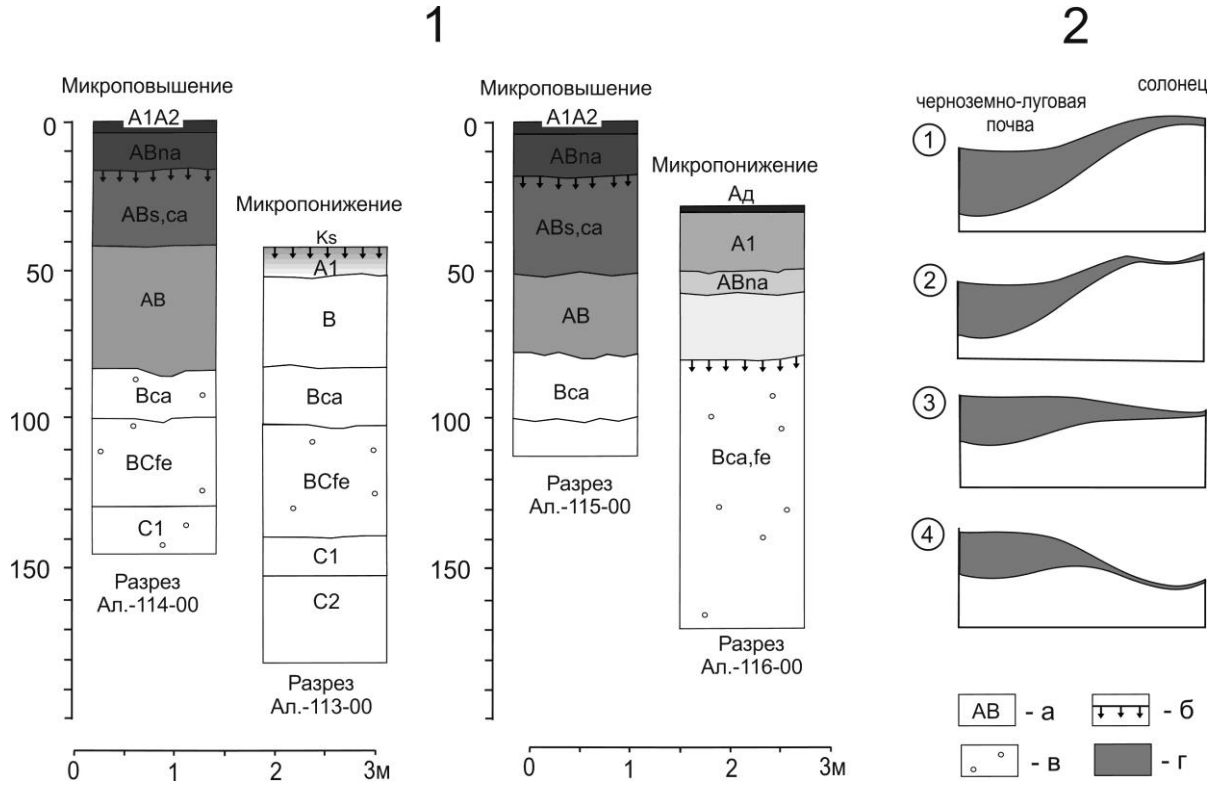


Рис. 1. Схема строения почвенных профилей (1) и этапы деградации почв (2) с обратной комплексностью в окрестностях укрепленного поселения Аландское в Оренбургской области. *Условные обозначения:* а − индексы горизонтов, б − глубина вскипания, в − железисто-марганцевые конкреции, г − гумусированные горизонты.

Характерными чертами почв микропонижений является малая мощность (до 10 см), малая гумусированность (2.44%) верхнего горизонта по сравнению с почвами микроповышений, для которых средняя мощность гумусового горизонта составляет 80 см, а количество гумуса в верхней части достигает 6% и очень плавно убывает с глубиной до 1.5-0.2%. Была отмечена остаточно-зернистая остаточно-копролитная структура гумусированного горизонта почв микроповышений на глубине 50-70 см, что свидетельствует о хорошо развитой черноземно-луговой почве данного участка в древности, до начала антропогенного прессинга.

Реакция почвенного раствора щелочная на всю глубину профиля для почвы микропонижений

[2] В скобках указана глубина нижней границы горизонта в сантиметрах.

(pH 8-9), и изменяется с глубиной от слабощелочной до щелочной для почвы микроповышений (pH 7.1-8.8). Карбонатный пик для почвы микропонижения фиксируется на глубине 20-60 см (5.2-5.8%).

Для почвы микроповышений характерно более глубокое залегание карбонатов (48-100 см), а также меньшее их содержание (2-3.5%). Среди поглощенных оснований преобладает натрий, причем, его максимальное количество приходится для микропонижения на глубину 5-10 см (76-90% от суммы обменных оснований), а для микроповышения на глубину 25-35 см, при более низких значениях на микроповышениях (58-65% от суммы обменных оснований). Химизм водной вытяжки микропонижения сульфатно-хлоридно-натриевый, как и в нижней части профиля почвы микроповышения; верхние горизонты микроповышения гидрокарбонатно-натриевые. Сумма солей в почве микропонижения изменяется от 1.57% в верхних горизонтах, падая до 0.6%; для микроповышения вверху – 0.08%, внизу – 0.4%.

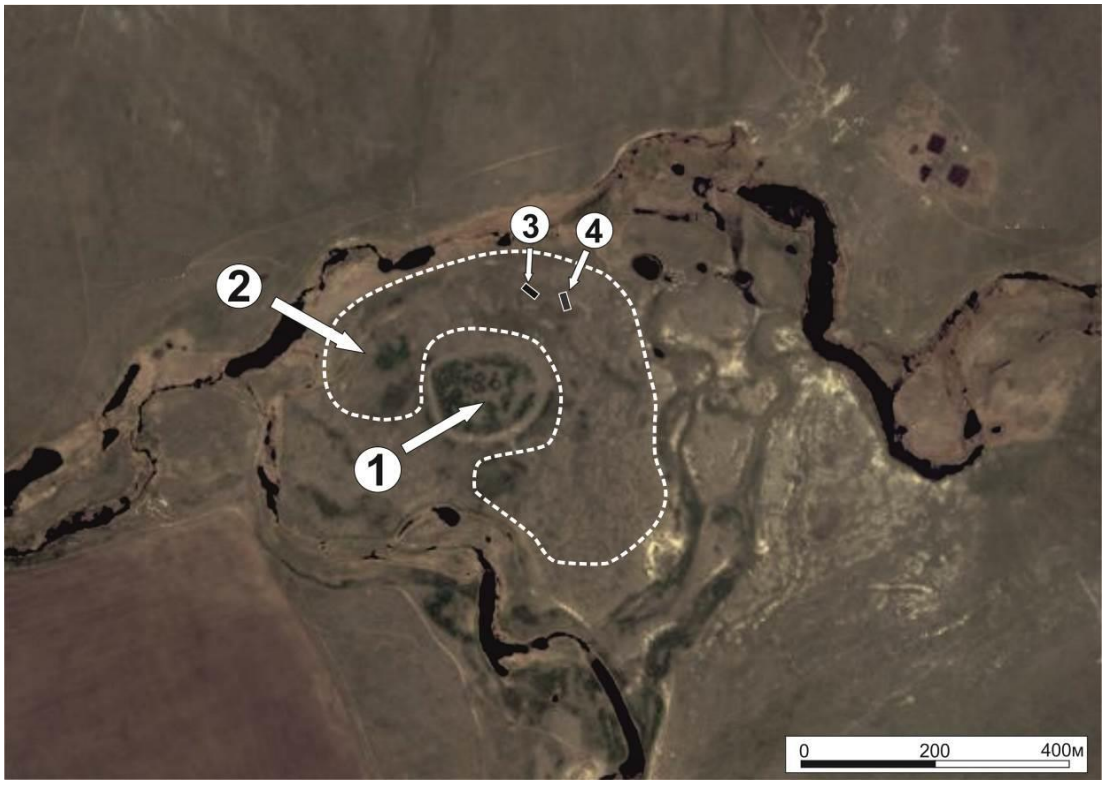


Рис. 2. Аэрофотоснимок укрепленного поселения Аландское (1), расположенного в месте впадения р. Солончанка в р. Суундук, с областью распространения обратной комплексности почвенно-растительного покрова и микрорельефа (2) и местами заложения траншей и разрезов (3, 4).

По гранулометрическому составу почвы верхних горизонтов повышений и понижений среднесуглинистые с содержанием физической глины на уровне 30%; основные горизонты микропонижения легкоглинистые (60-68% физической глины), подстилаемые глубже 100 см средними суглинками, а со 120 см супесью. Микроповышения в основном тяжелосуглинистые (54-59% физической глины), глубже 90 см легкоглинистые (66% физической глины).

Характерно, что в непосредственной близости от укрепленных культовых и производственных центров Сарым-Саклы и Аркаим (Челябинская обл.) обратной комплексности встречено не было, в то время как на расстоянии 1 км располагались мелкие неукрепленные поселки-сателлиты древних скотоводов, в окрестностях которых почвенными разрезами многократно зафиксирована обратная комплексность. Это позволило сделать предположение, что причиной инверсионной комплексности почвенно-растительного покрова является перевыпас в древности.

При проведении геоботанических описаний микроповышений и микропонижений вокруг древних поселений нами выявлено, что растительный покров находится на разных стадиях

деградации. Определялась стадия трансформации сообщества: 0 − не деградированное, I-II − слабо-средне деградированное, III − сильно деградированное. В окрестностях древних поселений в Самарской области была выявлена очень плотная дернина злаковых сообществ на микроповышениях; для объектов в Челябинской и Оренбургской областях травяные сообщества микроповышений были менее плотными, имели оголенные участки почвы, пятнистую горизонтальную структуру. Разнотравно-злаковые ассоциации микроповышений находятся на I-II стадиях деградации, что характеризуется общим проективным покрытием 50-70%, средней высотой до 20 см, видовой насыщенностью 15-25 видов на 100 м^2, с высокой долей синантропных видов, и приурочены к черноземно-луговым тяжелосуглинистым почвам. Окружающие их микропонижения заняты устойчивыми к засолению видами, находятся на III стадии деградации, а в некоторых случаях относятся к категории «сбой». Приурочены они, как правило, к сильноэродированным солончакам (рис. 1, разрез 113). Верхние горизонты частично разрушены, имеют белесую солончаковую корочку на поверхности.

Для выявленных примеров нетипичной комплексности возможен следующий сценарий их формирования. В результате перевыпаса в эпоху бронзы произошла быстрая деградация растительного покрова вследствие комплекса взаимосвязанных неблагоприятных явлений – уничтожения растительного покрова, уплотнения почв, изменения водного режима, обнажения и экспонирования поверхности почвы и связанного с этим сильного нагревания в летнее время и т.д. Эти процессы наложились на существовавшую в тот период комплексность почвенного покрова с нормальной приуроченностью участников комплексов к определенным элементам микрорельефа, когда микроповышения были заняты солонцами, и микропонижения – черноземовидными почвами. В результате выпаса солонцы подверглись наиболее интенсивной эрозии и дефляции вследствие непрочной пылеватой и пластинчато-плитчатой структуры верхних горизонтов, их облегченного гранулометрического состава и отсутствия защиты дерновинными злаковыми.

Устойчивыми против деградации оказались черноземно-луговые почвы, существовавшие в тот период в микропонижениях. В результате прогрессирующей дефляции и эрозии солонцов на микроповышениях поверхность последних опускалась относительно уровня поверхности микропонижений, плотно покрытых луговой растительностью, способствующей сохранению поверхностных горизонтов почвы (рис. 1, часть 2). Таким образом, через определенное время возникала ситуация, когда поверхность бывших микропонижений оказалась выше, чем поверхность бывших микроповышеней: возникли инверсионные формы почвенно-растительных комплексов. Особенно сильно такие следы перевыпаса заметны в километровой зоне вокруг поселений древних скотоводов эпохи бронзы, что дает основания рассматривать древнюю антропогенную деятельность как причину возникновения инверсионных форм комплексности почвенного покрова (рис. 1, часть 2).

Сходные инверсионные соотношения почвенно-растительного покрова и микрорельефа обнаружены нами в Самарской области (Кинельский район, долина р. Самары, 24 разреза и траншеи фоновых почв, инверсий, поселения и трех курганов; объект упоминается в тезисах Л.Н. Плехановой и И.В. Иванова (2000)), в Челябинской области (Кизильский и Брединский районы, долины рек Зингейка и Утяганка, более 30 разрезов, 6 траншей). Во всех случаях в геоморфологическом плане объекты исследования представляют собой пойменные террасы, высота до уреза воды около 2 м. Следует отметить, что статистическая обработка данных традиционными методами в подобных работах не может применяться. Подтверждением достоверности является однотипность приуроченности почвенных разностей к формам микрорельефа в разных траншеях и вокруг разных поселений. Однотипность обнаруженных инверсионных соотношений и близость их к используемым в хозяйственно-бытовых и скотоводческих целях жилым объектам позволяет предполагать повторяемость явления в степной зоне именно в окрестностях скотоводческих поселений эпохи средней бронзы.

Выводы

Установлено, что первый этап перевыпаса имел место в эпоху поздней бронзы. Именно в этот период, не позднее середины II тыс. до н.э., произошли первые нарушения естественной приуроченности почвенно-растительного покрова к элементам микрорельефа. Это подтверждается тесной приуроченностью выявленных инверсионных почвенно-растительных ассоциаций к окрестностям памятников эпохи поздней бронзы и практически полным отсутствием стационарных

поселений в данном районе в последующий период (Зданович, и др., 2003). Аридизация климата в I тыс. до н.э. (ранний железный век) позволила сложившимся обратным соотношениям закрепиться, а повсеместный выпас в более позднее время способствовал их поддержанию.

Для близких по типу культурно-хозяйственного использования объектов, какими являются памятники, условно называемые «Страной городов» (Зданович и др., 2001), ранее установлено, что суммарная площадь почв с древними нарушениями в пределах исследованной части Аркаимской долины (3000 га) составляет около 1% (Плеханова, 2004). Антропогенно-преобразованные почвы представлены палеоурбаноземами с различной степенью трансформации, с новыми горизонтами, встроенными в систему горизонтов естественных почв. Наследием общества эпохи бронзы являются 74% древних нарушений Аркаимской долины. На месте древних поселений сформировались природно-антропогенные наносы, включающие горизонт культурный слой, в верхней части переработанный почвообразованием. К сегодняшнему времени на таких наносах развиты черноземно-луговые почвы, легко подвергающиеся дефляции под воздействием антропогенного фактора. Кроме того, настоящим исследованием показано, что не только сами памятники, но и их окрестности также подверглись сильному антропогенному прессингу, выраженному в настоящее время в виде сформированной инверсионной комплексности почвенно-растительного покрова.

Следует отметить, что сегодня известна лишь малая часть рядовых стационарных поселений древних скотоводов эпохи поздней бронзы в степной зоне. Зона их выявления ограничена регионами, где применялось сплошное дешифрирование совместно с археологическими разведками. И лишь на нескольких памятниках проводились почвенно-геоботанические исследования, при этом во всех случаях в окрестностях этих поселений была выявлена нехарактерная инверсионная комплексность почвенно-растительного покрова. Это позволяет предполагать, что масштабы выявленного феномена гораздо больше, а вклад древней антропогенной деятельности в формирование современного почвенно-растительного покрова речных долин степной зоны гораздо более масштабный, чем это принято считать.

Благодарности: Автор выражает признательность к.и.н. Д.Г. Здановичу за организаторскую поддержку при раскопках археологических памятников экспедициями музея-заповедника Аркаим, а также к.б.н. А.В. Борисову за всестороннюю помощь в исследовании объекта.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бобровский М.В. 2010. Лесные почвы Европейской России: биотические и антропогенные факторы формирования. М.: Товарищество научных изданий КМК. 359 с.

Валдайских В.В., Махонина Г.И., Карпухин М.Ю. 2015. Оценка скорости формирования гумусовых горизонтов черноземных почв Зауралья // Аграрный вестник Урала. № 4. С. 19-22.

Гольева А.А. 2000. Взаимодействие человека и природы в северо-западном Прикаспии в эпоху бронзы // Сезонный экономический цикл населения северо-западного Прикаспия в бронзовом веке. Труды Государственного исторического музея. Вып. 120. М. С. 10-29.

Демкина Т.С., Борисов А.В., Демкин В.А. 2003. Палеопочвы и природная среда северных Ергеней в эпохи энеолита и бронзы (IV-II тыс. до н.э.) // Почвоведение. № 6. С. 655-669.

Демкина Т.С., Борисов А.В., Демкин В.А. 2004. Микробиологические исследования подкурганных палеопочв пустынно-степной зоны Волго-Донского междуречья // Почвоведение. № 7. С. 853-859.

Залибеков З.Г. 2018. О закономерностях формирования продукционных ресурсов засоленных почв Терско-Кумской низменности // Аридные экосистемы. Т. 24. № 2 (75). С. 5-12.

Залибеков З.Г., Биарсланов А.Б. 2015. Развитие антропогенного почвоведения как самостоятельной отрасли естественных наук // Аридные экосистемы. Т. 21. № 1 (62). С. 5-16

Зданович Г.Б., Батанина И.М., Левит Н.В., Батанин С.А. 2003. Археологический атлас Челябинской области. Степь-лесостепь. Кизильский район // Труды музея-заповедника «Аркаим». Челябинск: Южно-Уральское книжное издательство. Вып. 1. 240 с.

Зданович Г.Б., Иванов И.В., Плеханова Л.Н. 2001. Музей-заповедник «Аркаим» в Стране Городов // Природа. № 9 (1031). С. 50-58.

Каширская Н.Н., Плеханова Л.Н., Удальцо С.Н., Чернышева Е.В., Борисов А.В. 2017а. Механизмы и временной фактор функционирования ферментативной организации палеопочв // Биофизика. Т. 62. Вып. 6. С. 1235-1244.

Каширская Н.Н., Хомутова Т.Э., Кузнецова Т.В., Шишлина Н.И., Борисов А.В. 2018. Динамика химических и микробиологических свойств почв пустынно-степной зоны юго-востока Русской равнины во второй половине голоцена (IV тыс. до н. э. – XIII в. н. э.) // Аридные экосистемы. Т. 24. № 1 (74). С. 54-64.

Каширская Н.Н., Чернышева Е.В., Ходжаева А.К., Борисов А.В. 2017б. Биологическая активность горных антропогенных почв средневековых земледельческих террас горного Дагестана // Аридные экосистемы. Т. 23. № 1 (70). С. 5-16

Лисецкий Ф.Н., Родионова М.Е. 2015. Изменение почв сухой степи в результате многовековой длительности агрогенных воздействий (в окрестностях античной Ольвии) // Почвоведение. № 4. С. 1-13.

Плеханова Л.Н. 2004. Природно-антропогенная эволюция почв степного Зауралья во второй половине голоцена. Автореферат дисс. … канд. биол. наук. МГУ им. М.В. Ломоносова. М. 24 с.

Плеханова Л.Н. 2007. Заповедные эталоны экосистем: охранять или использовать? // Использование и охрана природных ресурсов в России. № 4 (94). С. 56-60.

Плеханова Л.Н. 2017. Проблемы поиска эталонных почв степного Зауралья для создания Красной книги почв // Аридные экосистемы. Т. 23. № 3. С. 50-58.

Плеханова Л.Н., Иванов И.В. 2000. Инверсионные соотношения почвенно-растительного покрова и микрорельефа в степной зоне // Степи Северной Евразии: стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования в XXI веке. Материалы международного симпозиума. Оренбург: Институт степи Уральского отделения РАН. С. 311-312.

Прохорова А.В., Плеханова Л.Н. 2016. Прогнозная оценка скорости восстановления залежных черноземов степного Зауралья при введении заповедного режима // Проблемы региональной экологии. № 2. С. 67-71.

Чернышева Е.В., Борисов А.В., Коробов Д.С. 2016. Биологическая память почв и культурных слоев археологических памятников. М.: Геос. 240 с.

Чибилев А.А., Рябуха А.Г. 2016. История хозяйственного освоения и антропогенной трансформации песчаных земель степной зоны Оренбургской области // Аридные экосистемы. Т. 22. № 1 (66). С. 48-55.

Baeten J., Marinova E., De Laet V., Degryse P., De Vos D. 2012. Faecal biomarker and archaeobotanical analyses of sediments from a public latrine shed new light on ruralisation in Sagalassos, Turkey // Journal of Archaeological Science. No. 39. P. 1143-1159.

Borisov A.V., Chernysheva E.V., Korobov D.S. 2016. Buried Paleoanthrosols of the Bronze Age agricultural terraces in the Kislovodsk basin (Northern Caucasus, Russia) // Quaternary International. Vol. 418. P. 28-36.

Chernysheva E.V., Khomutova T.E., Borisov A.V., Korobov D.S. 2015. Urease activity in cultural layers at archaeological sites // Journal of Archaeological Science. Vol. 57. C. 24-31.

Goodman E.M. 2008. Evaluating soil resilience in long-term cultivation: a study of pre-Columbian terraces from Paca Valley, Peru // Journal of Archaeological Science. Vol. 35. P. 3072-3086.

Homburg J.A., Sandor J.A. 2011. Anthropogenic effects on soil quality of ancient agricultural systems of the American Southwest // Catena. Vol. 85. No. 2. P. 144-154.

Lisetskii F.N., Stolba V.F., Marinina O. 2015. Indicators of agricultural soil genesis under varying conditions of land use, Steppe Crimea // Geoderma. P. 239-240, 304-316.

Londono A.C. 2008. Pattern and rate of erosion inferred from Inca agricultural terraces in arid Southern Peru // Geomorphology. No. 99. P. 13-25.

Mlekuz D. 2009. The materiality of dung the manipulation of dung in Neolithic Mediterranean caves // Documenta Praehistorica. Vol. XXXVI. P. 219-245.

Sandor J.A. 2006. Ancient agricultural terraces and soils // Foot- prints in the Soil: People and Ideas in Soil History / Ed. B. Warkentin. Elsevier, Amsterdam. P. 505-534.

Sandor J.A., Eash N.S. 1995. Ancient agricultural soils in the Andes of South Peru // Soil Science Society of America Journal. No. 59. P. 170-179.

Walkington H. 2010. Soil science applications in archaeological contexts: A review of key challenges // Earth Science Review. Vol. 103. P. 122-134.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 60-69

ОТРАСЛЕВЫЕ ПРОБЛЕМЫ ОСВОЕНИЯ ЗАСУШЛИВЫХ ЗЕМЕЛЬ

*УДК 630; 630*91; 574.34; 574.474*

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭФФЕКТИВНЫХ ФАКТОРОВ ЕСТЕСТВЕННОГО ВОССТАНОВЛЕНИЯ ПЕРСИДСКОГО ДУБА В КОХГИЛУЙЕ И БОЙЕРАХМЕДЕ ЮЖНОГО ЗАГРОСА (ИРАН)

© 2019 г. А. Салехи, М. Фарзини, Ш. Ализаде

Ясуджский университет, отделение лесного хозяйства, управления пастбищным хозяйством и водоразделом, факультет земледелия и природных ресурсов
Иран, 741, г. Ясудж, ул. Данежу. E-mail: asalehi@ yu.ac.ir

Поступила в редакцию 29.07.2018. После доработки 12.03.2019. Принята к публикации 15.03.2019.

Понимание факторов, которые способствуют успешному восстановлению древесных видов, – это ключевой шаг к сохранению и восстановлению лесов. Данное исследование проведено для того, чтобы смоделировать и сравнить влияние некоторых важных факторов на наличие/отсутствие двух вариантов естественного восстановления персидского дуба (*Quercus brantii* Lind) – путем пополнения популяции саженцами и пневой порослью – в наименее деградировавшем лесу южного Загроса в Западном Иране. Эти модели восстановления могут потенциально снизить затраты на контроль ситуации и посадку саженцев, а также стать источником решений, выгодных по срокам и финансированию, для того, чтобы добиться сохранения лесов. Данные получены на пробных площадках круговой формы, расположенных одна внутри другой. Помимо случаев естественного восстановления через саженцы или поросль внутри каждой основной площадки мы измерили, посчитали и/или оценили основные характеристики древостоя, процент сомкнутости крон, число экземпляров дуба, диаметр стволов на высоте груди, диаметр их крон и количество проростков на каждом пне. На каждой подплощадке, расположенной внутри основной, мы учли такие характеристики, как глубина подстилки, количество гравия и овечьего и козьего помета. Используя факторный анализ и две логит-модели, мы сравнили отношения между наличием/отсутствием саженцев и пневой поросли с уже учтенной информацией. Результаты показали, что наличие поросли зависит от плотности лесного покрова, но, в соответствии с уже существующими переменными, на поросль сильнее повлияло отсутствие гравия, наличие которого может стать критерием оценки почвенной эрозии. Для организации защиты и восстановления этих лесов рекомендуется запретить выпас скота в местах, подверженных сильной почвенной эрозии, а также организовать высадку семян и даже саженцев, чтобы сберечь почву и снизить ее эрозию.

Ключевые слова: подлесок, факторный анализ, логит-модель, естественное восстановление, эрозия почвы, Ясудж.

DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10066

Определение факторов, которые способствуют успешному восстановлению видов, – это ключевой шаг к сохранению и восстановлению лесов (Chai, Wang, 2016). Чтобы предсказать, как именно будут развиваться насаждения по стадиям роста, и оценить потенциал восстановления древостоя при разных режимах управления, важно смоделировать пути естественного восстановления. Модели восстановления созданы для того, чтобы выполнять функцию инструмента для достижения достаточного восстановительного потенциала и восстановительных целей (Rogers, Johnson, 1998). Более того, статистические модели восстановления и модели лесного покрова – это полезные инструменты для того, чтобы охарактеризовать пространственное распределение, равно как и оценить возможность естественного восстановления в лесных регионах (Fajardo et al., 2006; Scholl, Taylor, 2006; Matonis, 2011; Chai, Wang, 2016). Потенциальный результат их использования – это снижение цены за управление и посадки, и обеспечение вариантами, выгодными по срокам и финансам и необходимыми для достижения целей в сохранении лесов (Rogers, Johnson, 1998).

Видовой состав саженцев в дубовых лесах значительно зависит от среднего диаметра стволов на высоте груди, структурной разнородности яруса, многообразия древесных видов и плотности кустарникового яруса (Adam et al., 2013). Для большинства видов дуба, в том числе персидского дуба

(*Quercus brantii* Lind. var. Persica), существуют два варианта естественного возобновления – семенное и пневая поросль. Семенное возобновление – это обычный метод восстановления дубовых сообществ, ключевой для контроля подлеска в лесистой местности (Svatek, Matula, 2015).

Персидский дуб считается основным видом южного Загроса – лесистого региона на западе Ирана (Menitsky, 2005). Высокая стоимость сохранения лесов из персидского дуба – важная проблема для этого региона (Sagheb-Talebi et al., 2004). Из-за антропогенного воздействия (Çaliskan, Boydak, 2017), схожего с воздействием в прочих лесных регионах, на леса аридных и полуаридных экосистем нехватка естественного возобновления в западных дубовых лесах Ирана является серьезной угрозой для устойчивости и возобновления местных экосистем (Salehi et al., 2013). Пневая поросль – это более важный источник возобновления персидского дуба, чем семенное и саженцами, поскольку поросль растет быстрее, чтобы успешно развиться, пока полог становится слишком плотным для нормального роста молодых деревьев, и успеть до стадии смыкания крон (Atwood et al., 2009; Salehi, Eriksson, 2010). Более 90% дубов в лесах Загроса пребывают в стадии подлеска (Sagheb-Talebi et al., 2004).

Наше исследование направлено на то, чтобы сравнить влияние характеристик древостоя и других важных факторов, в том числе топографических, на наличие двух главных вариантов естественного возобновления персидского дуба – семенного (саженцами) и пневой порослью – в наименее деградировавшей области южного Загроса, в Иране.

Материалы и методы

Район исследования. Исследование было проведено на территории в 200 га небольшого лесистого водосборного бассейна (30° 32' 58" с.ш., 51° 35' 39" в.д.), который расположен примерно в 10 км на юго-восток от г. Ясудж в Иране (рис. 1). Здесь с 2000 года прекращены выпас скота и лесозаготовки, однако время от времени местные жители всё равно используют эту территорию для сбора съедобных и целебных трав. Леса здесь менее нарушены, чем другие неохраняемые леса в этой лесной зоне.

Режим выпадения осадков относится к средиземноморскому типу, большая их часть выпадает осенью, зимой и весной. Лето сухое. Измерения за 30-летний период (1986-2017 гг.) показывают, что объем среднегодовых осадков – примерно 790.6 мм, среднегодовая температура – 15°C, средняя минимальная температура января – 2.8°C, средняя максимальная для июля – 27.1°C.

Почвы варьируют от среднеглубоких глинисто-суглинистых до почв отвесных гравийных склонов с каменистыми обнажениями пород и коренными подстилающими породами известняка и известняковой глины третичного периода. В основном эти почвы классифицируются как бурые и известковые регосоли. В некоторых местах почвы очень чувствительны к эрозии и вымыванию. Исследования этих почв показали, что их электропроводность ничем не ограничена, а их pH варьирует от 7.2 до 7.5 (информация из главного офиса по управлению природными ресурсами Ясуджа).

Два основных древесных вида – персидский дуб (*Quercus brantii* Lind. var. *Persica*) и клен трехлопастный (*Acer monspessulanum* subsp. *cinerascens* Boiss.); разнообразные кустарниковые заросли простираются на высоте от 1900 до 2250 м н.у.м.

Сбор данных. Данные мы получили из двух мест, каждое – площадью в 1000 м^2. В первом наблюдения велись на 55 площадках, расположенных одна внутри другой по специально составленной сетке с систематической выборкой; второе состояло из 15 случайно измеренных площадок, расположенных в поле. Размеры сетки для первой выборки – 150x250 м. Используя GPS, мы вынесли спроектированные в ArcGIS Software (версия 9.3) площадки в поле. В общей сложности, было описано 7 га пробных площадок, что составляет 3.5% от всей площади в 200 га. Пробные площадки обеих местоположений друг друга не перекрывали. Данные для нашего исследования являются частью более объемной базы данных, полученной летом 2012 года и перепроверенной в 2015 году для уточнения информации о цифрах естественного возобновления на тех же площадках с целью оценить возможность естественного восстановления изученной территории и картографирования этих изменений.

Основная площадка для каждого образца имела круглую форму; в каждом из кругов находились еще 4 подплощадки. Внутри каждой основной площадки помимо таких основных характеристик как: высота н.у.м., уклон, проективное покрытие травяного яруса, были измерены различные

характеристики древостоя, включая процент сомкнутости крон, оцененный также путем таксации (Korhonen et al., 2006), число экземпляров дуба, диаметр крон и число проростков на каждом пне. Более того, на каждой площадке было оценено и записано количество случаев естественного возобновления – семенное и пневой порослью персидского дуба с высотой менее 1.30 см и более 1.30 см, с диаметром на уровне груди менее 2.5 см. Экспозиция склонов всех точек исследования была восточной.

Четыре подплощадки, расположенные внутри каждой основной площадки, соответствуют четырем географическим направлениям и расположены в 9 м от центра основной площадки. Они также имеют круглую форму и радиус 1.55 м. На каждой были посчитаны и записаны такие данные, как глубина подстилки, количество гравия и овечьих и козьих экскрементов. Размер гравия варьировал от 2 до 64 мм (галька).

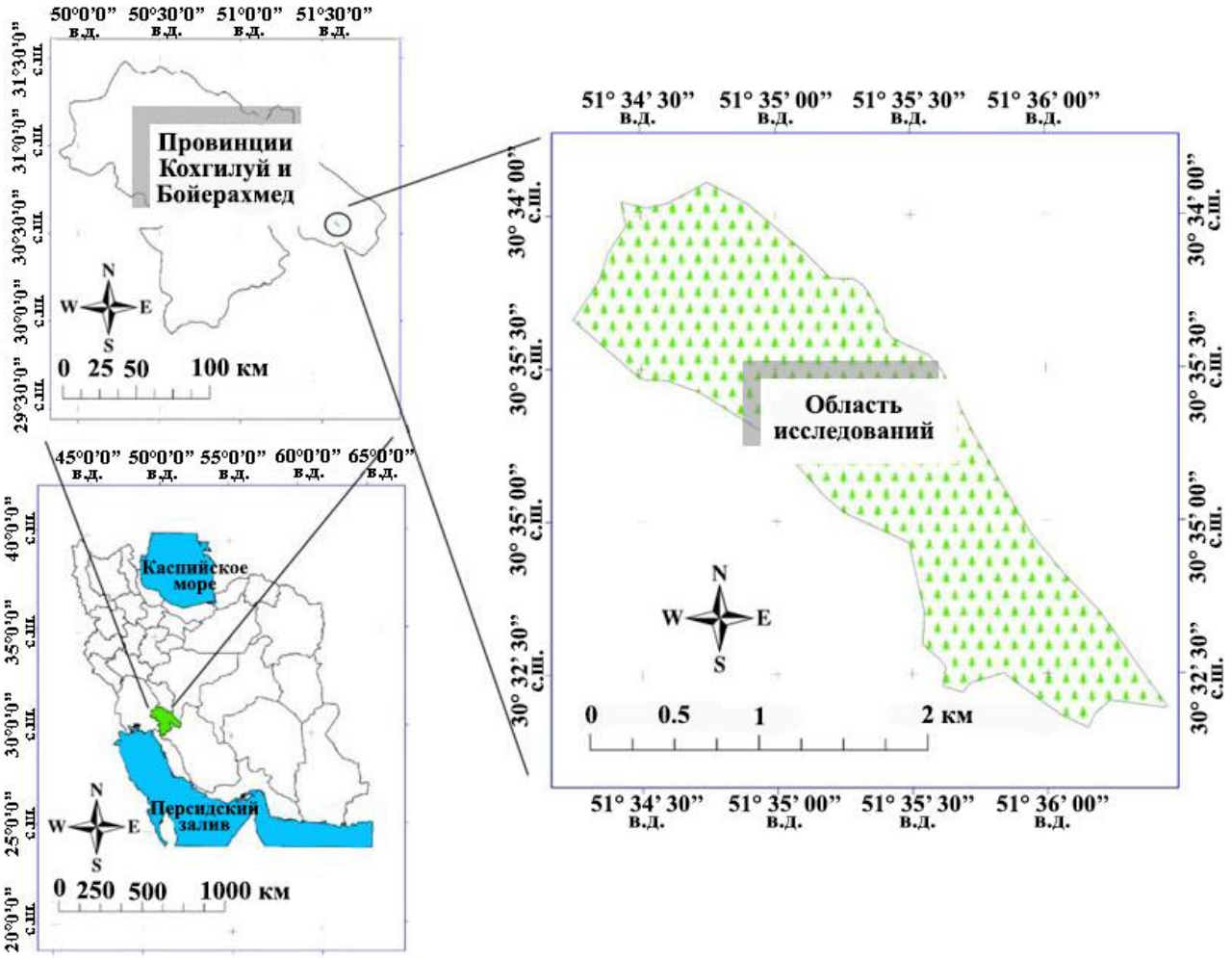


Рис. 1. Участок исследований в 200 га, расположенный примерно в 10 км на юго-восток от г. Ясудж в провинциях Кохгилуй и Бойерахмед в Иране.

Анализ данных. Для описания характеристик древостоя использовалась описательная статистика. Более того, для того, чтобы изучить отношение между наличием/отсутствием естественного возобновления персидского дуба и окружающей средой с агролесомелиорационными факторами, были разработаны два уравнения логит-модели (модель I, модель II). В модели I зависимой переменной было количество стандартных форм естественного возобновления (т.е. количество саженцев и поросли); в модели II – количество пневой поросли. Естественные условия и агролесомелиоративные факторы были включены в обе модели в качестве объясняющих переменных. На каждой из 4 подплощадок измерялись следующие параметры, или конечные объясняющие переменные – высота н.у.м. (м), плотность крон (%), проективное покрытие травяного яруса (%),

уклон (%), средний размер гравия (см), средняя мощность подстилки (см), количество остатков овечьих и козьих экскрементов, количество дубовых стволов, средний диаметр дубовой кроны (м), средняя высота дубов (м), общая площадь, занятая дубовым стволом ($м^2$), и количество ростков, которые приходятся на 1 ствол. Из-за большого числа переменных к тем, которые являются непрерывными, был применен факторный анализ на основе корреляционной матрицы в программе R 3.0.1 – для того, чтобы выявить новый, меньший набор некоррелирующих переменных, которые можно использовать в логит-моделях (Quinn, Keough, 2007). Наконец, первые три фактора, полученные из факторного анализа, а также средний размер гравия и количество экскрементов были введены в логит-модели.

Результаты и обсуждение

В общей сложности на 70 пробных площадках были изучены 7356 стволов 7 древесных видов, среди них персидский дуб (50.5%) является доминантным (табл. 1). Вторым доминантом стал клен трехлопастный (40.4%), тогда как прочие виды деревьев встречались с частотой примерно в 3% или менее. Среднее число стволов (стеблей) персидского дуба на гектар составило 556.4 (стандартное отклонение – 515.1). Согласно среднему числу проростков на ствол (4.1), среднее число пней на 1 гектар составило 135.

На 39 площадках из 70 (55.7%) естественного возобновления не было. Это означает, что данные о восстановлении в регионе – это вектор нулевых завышенных ожиданий с распределением с асимптотической частью. Персидские дубы присутствовали только на 59 площадках из 70 (84.3%), поэтому анализ продолжили на основе данных, полученных именно с этих площадок. Из них только на 31 (52%) наблюдалось естественное возобновление, а на оставшихся 28 (48%) не наблюдалось ни одного из типов возобновления, представленных в таблице 1. Из 31 площадки на 16 была только пневая поросль, на 8 – только саженцы, а на 7 – и то, и другое. В таблице 2 показаны описательные параметры двух видов возобновления. Их среднее значение и стандартное отклонение практически идентичны, но распределение по пробным площадкам очень разнообразно.

Таблица 1. Состав и частота встреч взрослых видов деревьев на 70 пробных площадках.

Название вида	Частота встреч (%)	Количество измеренных стволов (побегов)
Quercus brantii Lind.	50.5	3719
Acer monspessulanum subsp. *cinerascens* Boiss.	40.4	2972
Fraxinus rotundifolia Mill	3.2	232
Lonicera nummularifolia Jaub. & Spach	1.5	111
Pistacia atlantica Desf.	1.3	76
Amygdalus reuteri Boiss	1.03	76
Cratagus azarolus L.	0.7	52
Prunus avium L.	0.5	40
Pyrus communis L.	0.3	23
Cotoneaster morulus Pojark	0.3	39
Daphne angustifolia C. Koch	0.2	14
Ramnus Kurdica Boiss	0.02	2

Всего на 31 площадке зарегистрировано 166 случаев естественного семенного возобновления (росток – саженец – ствол), из которых персидский дуб составил 86.7% (144 случая). Восстановление клена трехлопастного составило 9.6% (16 экземпляров), прочих деревьев – всего 3.6% (6 экземпляров). Частотный коэффициент количества возобновления экземпляров по отношению к количеству взрослых стволов дуба – 1.72, клена – 0.24, остальных видов – 0.4.

Факторный анализ был проведен для всех 10 переменных, перечисленных в таблице 3. Присутствовали явные отклонения, поэтому была использована корреляционная матрица для того, чтобы избежать влияния этих отклонений на анализ. У первых трех факторов собственные значения

оказались выше единицы, что и объяснило 60% общего отклонения (табл. 4).

Таблица 2. Описательные параметры двух видов естественного возобновления персидского дуба на пробных площадках.

Тип	Стандартная погрешность	Минимум, шт.	Максимум, шт.	Стандартное отклонение	Среднее значение	Количество пробных площадок
Пневая поросль	0.551	1	11	2.643	3.435	23
Саженцы (семенное)	0.593	1	8	2.295	3.467	15

Таблица 3. Описательная статистика десяти непрерывных переменных.

Переменная	Максимум	Минимум	Стандартное отклонение	Среднее значение
Высота н.у.м. (м)	2186	1901	75.8	2015.3
Плотность крон (%)	75	3	17.67	29.9
Проективное покрытие травянистого яруса (%)	80	5	20.0	21.5
Уклон (%)	60	0	16	31.5
Средняя мощность подстилки (см)	7	0	1.9	1.9
Количество стволов (шт.)	181	1	47.3	63.0
Средний диаметр кроны (м)	11.8	1	1.3	5.0
Средняя высота (м)	9.5	1.8	1.3	5.2
Общая площадь, занятая стволами дуба ($м^2$)	5.9	0.001	1.2	1.5
Количество проростков на 1 ствол (шт.)	17	0	2.5	4.1

Таблица 4. Основные показатели первых 3 факторов, полученных путем факторного анализа из 10 переменных, указанных в таблице 2.

Показатели	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3
Сумма квадратичных нагрузок (собственные значения)	2.589	2.187	1.325
Дисперсия пропорций	0.259	0.219	0.132
Общая дисперсия	0.259	0.478	0.610

Коэффициенты первых 3 факторов (нагрузок) и однозначность переменных представлены в таблице 5. Факторные нагрузки показывают вес переменных для каждого фактора. Помимо прочего, нагрузки демонстрируют корреляцию между переменными для каждого фактора. Однозначность переменных в таблице 5 дает количественное соотношение относительной дисперсии переменной, не связанной с факторами (Idir, 2013). Высокая нагрузка говорит о том, что переменная сильнее коррелирует (т.е. сильнее нагружает) с определенным фактором (Quinn, Keough, 2007). Значения нагрузки могут варьировать между единицей, означающей сильную корреляцию, и нулем, означающим ее отсутствие. Обычно для интерпретации допустимы нагрузки от 0.5 и выше как с

положительным, так и с отрицательным знаком (Quinn, Keough, 2007). С учетом указанных в таблице 5 нагрузок, похоже, что плотность крон, средняя толщина подстилки, количество дубовых стволов и общая площадь, занятая стволами (все переменные – с положительным значением), последовательно вносят вклад в фактор 1. Средний диаметр дубовой кроны, средняя высота и количество проростков на ствол (все переменные – с положительным значением) – в фактор 2. Наконец, высота н.у.м., проективсное покрытие травянистого яруса и уклон – в фактор 3; к тому же фактор 3 сопоставляет высоту и уклон с проективным покрытием трав. Чтобы протестировать гипотезу о том, что эти три фактора важны, приведем следующие данные: статистика хи-квадрата составляет 14.54 на 18 степеней свободы, при р-значении в 0.69 (α=0.05). Это р-значение доказывает, что нельзя отвергать гипотезу, а все три фактора действительно важны.

Таблица 5. Факторные нагрузки и однозначность для факторного анализа по 10 переменным.

Переменные	**Однозначность**	**Факторные нагрузки**		
		Фактор 1	**Фактор 2**	**Фактор 3**
Высота н.у.м. (м)	0.573	-0.354		**0.547**
Плотность крон (%)	0.402	**0.693**	0.184	0.291
Проективное покрытие травяного яруса (%)	0.443	-0.235	0.133	**-0.695**
Уклон (%)	0.621		0.158	**0.594**
Средняя мощность подстилки (см)	0.71	**0.475**	-0.106	-0.231
Количество стволов (шт.)	0.005	**0.985**	0.159	
Средний диаметр кроны (м)	0.052		**0.973**	
Средняя высота (м)	0.337	0.206	**0.767**	0.182
Общая площадь стволов дуба ($м^2$)	0.277		0.151	**0.834**
Количество проростков на ствол (шт.)	0.478		**0.718**	

Примечания к таблице 5: статистика хи-квадрата – 14.54 из 18 степеней свободы, р-значение равно 0.69 (α=0.05).

В таблице 6 показано сжатие коэффициентов из двух логит-моделей с переменными дихотомического отклика, включая наличие/отсутствие саженцев (модель I) и наличие/отсутствие пневой поросли (модель II). Первые три фактора из анализа и две качественные переменные включают в себя средний размер гравия и количество остатков овечьих и козьих экскрементов (объясняющие переменные) на пробных площадках.

Для создания модели использована программа Call. Таблица 6 демонстрирует какие опции были в ней выставлены (Idre, 2013). Более того, при сравнении остаточных отклонений, которые являются мерой соответствия для 2 моделей, третий квадрат для распределения остаточных отклонений для модели II демонстрирует более высокие величины, чем в модели I. Оценка коэффициентов, их стандартных ошибок, z-статистики (также известная как z-статистика Вальда) и соответствующие р-значения в таблице 6 показывают, что вклады пересекающих отрезков в обе модели статистически значимы, но находятся на двух разных уровнях точности – 0.001 и 0.1 для модели I и II соответственно. Средний размер гравия статистически значим для обеих моделей на обоих уровнях точности и составляет 0.05. Количество экскрементов и фактор 3 также незначительны, а вклад фактора 1 и 2 значимы только для логит-модели II – 0.01 и 0.05 соответственно. Таким образом, для каждого изменения в показателях среднего размера гравия логарифм отношения шансов наличия саженцев (в сравнении с их отсутствием) увеличивается на 1.31, а пневой поросли – на 1.24. Тот же логарифм для поросли в факторе 1 увеличивается на 0.74, в факторе 2 – на 0.57. Немаловажно, что для модели I значим только вклад среднего размера гравия с положительным значением, а для модели II помимо вклада среднего размера гравия – также факторы 1 и 2. У фактора 1 наблюдается положительная корреляция с плотностью крон, средней глубиной подстилки, количеством дубовых стволов и суммой площади, занятой стволом; у фактора 2 – со средним диаметром кроны, средней

высотой дуба и количеством проростков на ствол.

Чтобы оценить, насколько соответствуют модели, в таблице 6 (под коэффициентами) показаны нулевое и остаточное отклонения и информационный критерий Акаике (AIC); для обеих моделей остаточное отклонение меньше, чем нулевое. Остаточное для модели I и II составляет 56.6 и 63.6 соответственно с 53 степенями свободы; нулевое – 66.9 и 78.9 соответственно с 58 степенями свободы. Сжатие этих отклонений показывает, что обе модели (при адекватности объясняющих переменных) значительно лучше, чем нулевая модель (Idre, 2013).

Таблица 6. Сжатие данных остаточного отклонения, коэффициентов, оценок параметров, средней квадратической ошибки, значения z, нулевого отклонения и информационного критерия Акаике (AIC) для дополнительных логит-моделей саженцев (модель I) и пневой поросли (модель II). Факторы 1-3 – это новые переменные, с помощью факторного анализа выведенные из десяти переменных из таблицы 2 для сокращения их количества.

Call: glm(formula=y1(or y2)~x1+x2+x3+x4+x5, family=binomial(logit)), y1=саженцы, y2=пневая поросль								
Максимальное		3Q	Среднее	1Q	Минимальное	Остаточное отклонение		
2.427		0.354	-0.441	-0.809	-1.463	Саженцы		
1.751		0.966	-0.420	-0.878	-1.860	Поросль		
Pr(>|z|)		*Значение z*		*Средняя квадратическая ошибка*		*Оценка*		
II	I	II	I	II	I	II	I	
0.037	0.004	-2.082	-2.871	0.515	0.598	-1.074	-1.717	Отрезок
0.070	0.084	1.811	1.723	0.687	0.760	1.244	1.309	Гравий
0.3941	0.213	-0.852	-1.245	0.827	1.148	-0.704	-1.429	Экскре-менты
0.0294	0.129	2.179	1.518	0.341	0.355	0.744	0.539	Ф. 1
0.090	0.809	1.692	0.241	0.334	0.394	0.5661	0.095	Ф. 2
0.3496	0.899	0.935	0.126	0.440	0.461	0.412	0.058	Ф. 3
Коды значимости: 0, 0.001, 0.01, 0.05, 0.1								
(Параметр дисперсии для биноминального множества взят за 1)								
Модель II				**Модель I**				
Нулевое отклонение: 78.903 на 58 степеней свободы				Нулевое отклонение: 66.899 на 58 степеней свободы				
Остаточное отклонение: 63.575 на 53 степеней свободы				Остаточное отклонение: 56.598 на 53 степеней свободы				
AIC: 75.575				AIC: 68.598				
Количество взаимодействий критерия Фишера: 4				Количество взаимодействий критерия Фишера: 5				

Сжатие AIC и этих двух моделей (табл. 6) демонстрирует, что AIC модели I (68.59) меньше, чем модели II (75.57). Обычно, чтобы получить наилучшую подходящую модель, меньшее значение AIC – лучше (Idre, 2013). Таким образом, можно предположить, что логит-модель саженцев подходит

лучше, чем логит-модель пневой поросли. Выражаясь более кратко, AIC – это индекс количества информации о данных, утраченных в процессе использования модели для описания этих данных.

Недостаточное естественное возобновление в этих лесах могло быть вызвано повышением уровня объедания деревьев, сбором семян и засухой, что является основным предметом для беспокойства об устойчивости этих лесов (Jazirehi, Ebrahimi, 2003; Ghazanfari et al., 2004; Salehi et al., 2008; Soltani et al., 2012). Результаты, представленные в таблице 2, говорят о том, что средние значения количества саженцев и пневой поросли крайне схожи, тогда как количество пробных площадок только с порослью больше, чем только с саженцами. Исследования в регионе Загроса продемонстрировали, что восстановление дубов из семян происходит реже, чем из поросли (Salehi, Eriksson, 2010; Sagheb-Talebi et al., 2004). Персидскому дубу свойственно пребывание в стадии подлеска (Sagheb-Talebi et al., 2004), а стойкость местных лесов можно объяснить только отличной репродуктивной способностью дубов, которые снова прорастают после рубки (Pourhashemi et al., 2004) или естественных повреждений (Rackham, 2001). Сравнительно обильное количество случаев восстановления ствола у дуба, а не у других видов, может быть связано с большим потенциалом персидского дуба к порослеобразованию (Pourhashemi et al., 2004; Rackham, 2001). Существуют два вида появления порослевого возобновления: из корней и из пней. При полевых исследованиях отличить корневую поросль от пневой трудно. Следовательно, в данной работе мы сосредоточились только на пневой поросли.

По данным B.G. Tabachnick и L.S. Fidell (2007), факторный анализ основан на корреляционной матрице вовлеченных в исследование переменных, а корреляциям обычно необходим большой размер образцов, прежде чем они стабилизируются; таким образом, 59 пробных площадок можно полагать статистически слабозначимыми, т.е. дающими плохие результаты; с другой стороны, мы были ограничены временем и ценой оборудования.

Как следует из таблицы 4, плотность крон, средняя глубина подстилки, количество дубовых стволов и общая площадь стволов дуба (все – с положительным значением) делают вклад в фактор 1; однако все четыре переменные могут хорошо соответствовать горизонтальной структуре древостоя (Müller et al., 2000; Hitimana et al., 2004; McElhinny et al., 2005). Средний диаметра дубовой кроны, средняя высота дубов и количество проростков на ствол (все – с положительным значением) делают вклад в фактор 2; две из этих переменных, средний диаметр и средняя высота, могут соответствовать вертикальной структуре древостоя (Latham et al., 1998; Hitimana et al., 2004; McElhinny et al., 2005). Высота н.у.м., плотность травяного покрова и уклон делают вклад в фактор 3 и, скорее всего, соответствуют форме рельефа. Следовательно, логично соотнести первый, фактор 2 и 3 с горизонтальной структурой, вертикальной структурой и формой рельефа соответственно.

Обе логит-модели подразумевают, что наличие гравия на пробных площадках может быть сдерживающим фактором для естественного восстановления: гравий может являться индикатором почвенной эрозии, а эрозийные почвы не в состоянии обеспечивать необходимую подстилку для успешного восстановления леса (Sano, Ohsawa, 2008; Liu et al., 2011). Отсутствие в этом регионе остатков овечьих и козьих экскрементов можно объяснить отсутствием выпаса животных, а топографические условия не являются статистически значимыми для наличия/отсутствия естественного возобновления. С начала 2000 года территория исследования была объявлена зоной, охраняемой от выпаса скота; таким образом, в противоположность другим районам Загроса (Pourhashemi et al., 2004; Salehi et al., 2010), выпас нельзя считать фактором, воздействующим на естественное восстановление. До 2000 года эта территория подвергалась серьезному перевыпасу, который затронул качество почвы, выступающей средой для прорастания семян. Выпас уплотняет почву, снижает впитывание влаги и вызывает увеличение поверхностного стока и эрозию в аридных условиях (Savadogo et al., 2007; Cantón et al., 2011). Однако небольшие изменения в содержании песка и гравия в почве могут иметь значительные последствия для образования почвенной корки, сток воды и эрозию (Valentin et al., 2004). Таким образом, эродированные почвы по отношению к восстановлению лесов являются еще одним препятствием к естественному восстановлению, которое не исчезнет даже после запрета выпаса животных в данной области (Savadogo et al., 2007; Li et al., 2008; Zhou et al., 2010). Горизонтальная (фактор 1) и вертикальная (фактор 2) структуры древостоя значительно коррелируют с плотностью лесного покрова в данной местности; однако оба фактора оказывают положительное влияние на наличие пневой поросли. Двенадцати лет между 2000 годом, когда прекратили выпас, и 2012 годом, когда произвели сбор данных, должно быть достаточно для

ограждения территории от хозяйственного воздействия до тех пор, пока деревья смогут вернуть себе часть восстановительных способностей, тем самым сделав возможным восстановление дубов из саженцев (Kelly, Sork, 2002).

Основываясь на выводах из нашего исследования, мы рекомендуем уведомить тех, кто занимается стратегическим планированием восстановления лесов Загроса, о том, что защита лесов от животного выпаса для стимуляции роста подроста дуба, который выступает естественным способом возобновления, не является достаточной; более того, успешность восстановления в данной области может потребовать подрост соответствующего происхождения. Конечно, необходимо подчеркнуть, что статистически полученные модели сильно зависят от данных, т.е. для построения таких моделей требуются сравнительно большие объемы информации, при условии, тем не менее, что ограниченность таких моделей может увеличить их точность и правдоподобность (Rogers, Johnson, 1998). Помимо прочего, более всестороннее исследование, в частности, состояния почв и их влияния на восстановление лесов, в данном регионе необходимо для получения достоверной информации о схемах восстановления лесов в Загросе. Изучение масштабов восстановления в лесах требует геостатистической работы, которая выходит за пределы нашей статьи. Однако данные нашего исследования могут стать точкой отсчета для другого исследования в этой области.

Заключение

Из-за недостаточного естественного возобновления лесов из персидского дуба на западе Ирана существует серьезная угроза устойчивости и восстановлению этих экосистем. Таким образом, сохранение и реабилитация деградировавших лесов имеет высокий приоритет. Запрет на выпас скота в лесной зоне на длительный период – это один из наиболее частых методов, к которым прибегают органы, занимающиеся охраной лесов. Результаты нашего исследования показывают, что один только запрет выпаса не может гарантировать достаточного увеличения количества естественного семенного возобновления, а значит, и улучшения состояния леса. Деградация почвы и продолжительный износ почвенного покрова – причины, которые действительно могут снизить способность древостоя Загроса к естественному восстановлению. Таким образом, для достижения целей, которые ставят государственные программы, поощряющие сохранение и реабилитацию этих лесов, рекомендуется запретить выпас в местах, где наблюдается сильная эрозия почв, а также организовать высадку семян и даже саженцев, чтобы сохранить почву и снизить уровень ее эрозии.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Adam R., Odor P., Boloni J. 2013. The effects of stand characteristics on the understory vegetation in *Quercus petraea* and *Q. cerris* dominated forests community // Community Ecology. Vol. 14. No. 1. P. 101-109.

Atwood C.J., Fox T.R., Loftis D.L. 2009. Effects of alternative silviculture on stump sprouting in the Southern Appalachians // Forest Ecology and Management. Vol. 257. P. 1305-1313.

Çaliskan S., Boydak M. 2017. Afforestation of arid and semiarid ecosystems in Turkey // Turkish Journal of Agriculture & Forestry. Vol. 41. P. 317-330.

Cantón Y., Solé-Benet A., de Vente J., Boix-Fayos C., Calvo-Cases A., Asensio C., Puigdefábregas J. 2011. A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid South-Eastern Spain // Journal of Arid Environments. Vol. 75. P. 1254-1261.

Chai Z.Z., Wang D.X. 2016. Environmental influences on the successful regeneration of pine-oak mixed forests in the Qinling Mountains, China // Scandinavian Journal of Forest Research. Vol. 31. No. 4. P. 368-381.

Fajardo A., Goodburn J.M., Graham J. 2006. Spatial patterns of regeneration in managed uneven-aged ponderosa pine/douglas-fir forests of Western Montana, USA // Forest Ecology and Management. Vol. 223. P. 255-266.

Ghazanfari H., Namiranian M., Sobhani H., Mohajer R.M. 2004. Traditional forest management and its application to encourage participation for sustainable forest management in the northern mountains of Kurdistan Province, Iran // Scandinavian Journal of Forest Research. Vol. 19. P. 65-71.

Hitimana J., Kiyiapi J.L., Thairu N.J. 2004. Forest structure characteristics in disturbed and undisturbed sites of Mt. Elgon Moist Lower Montane Forest, Western Kenya // Forest Ecology and Management. Vol. 194. P. 269-291.

Idre R. 2018. Data analysis examples: logit regression [Электронный ресурс https://stats.idre.ucla.edu/r/dae/logit-regression (дата обращения 22.01.2018)].

Jazirehi M.H., Ebrahimi M. 2003. Silviculture in Zagros. Tehran, Iran: University of Tehran Press. (In Persian)

Kelly D., SorkV.L. 2002. Mast seeding in perennial plants: why, how, where? // Annual Review of Ecology and Systematics. Vol. 33. P. 427-447.

Korhonen L., Korhonen K.T., Rautiainen M., Stenberg P. 2006. Estimation of forest canopy cover: a comparison of

field measurement techniques // Silva Fennica. Vol. 40. No. 4. P. 577-588.

Latham P.A., Zuuring H.R, Coble D.W. 1998. A method for quantifying vertical forest structure // Forest Ecology and Management. Vol. 104. P. 157-170.

Li Ch., Hao X., Zhao M., Han G., Willms W.D. 2008. Influence of historic sheep grazing on vegetation and soil properties of a Desert Steppe in Inner Mongolia // Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 128. P. 109-116.

Liu X., Lu Y., Zhou Y., Lei X., Zhang X., Meng J. 2011. The influence of soil conditions on regeneration establishment for degraded secondary forest restoration, Southern China // Forest Ecology and Management. Vol. 261. P. 1771-1780.

Matonis M.S., Walters M.B., Millington J.D.A. 2011. Gap, stand, and landscape-scale factors contribute to poor sugar maple regeneration after timber harvest // Forest Ecology and Management. Vol. 262. P. 286-298.

McElhinny Ch., Gibbons Ph., Brack C., Bauhus J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement // Forest Ecology and Management. Vol. 218. P. 1-24.

Menitsky Y.L. 2005. Oaks of Asia: a translation of Russian. Science Publishers / Ed. A. Fedorov. Enfield: NH. 549 p.

Müller S., Ammer Ch., Nüsslein S. 2000. Analyses of stand structure as a tool for silvicultural decisions – a case study in a *Quercus petraea – Sorbus torminalis* stand // European Journal of Forest Research. No. 119. P. 32-42.

Pourhashemi M., Mohajer M.R., Zobeiri M., Amiri G.Z., Panahi P. 2004. Identification of forest vegetation units in support of government management objectives in Zagros forests, Iran // Scandinavian Journal of Forest Research. Vol. 19. No. 4. P. 72-77.

Quinn G.P., Keough M.J. 2007. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge, UK: University Press. 537 p.

Rackham O. 2001. Trees & woodland in the British landscape: the complete history of Britain's trees, woods & hedgerows. London: Phoenix Press. 234 p.

Rogers R., Johnson P.S. 1998. Approaches to modelling natural regeneration in oak-dominated forests // Forest Ecology and Management. Vol. 106. No. 1. P. 45-54.

Sagheb-Talebi Kh., Sajedi T., Yazdian F. 2004. Forests of Iran. Tehran: Research Institute of Forest and Rangelands Press. 28 p. (In Persian)

Salehi A., Eriksson L.O. 2010. A model for management of mixed coppice stands in semiarid Persian oak forests // Mathematical and Computational Forestry & Natural-Resource. Vol. 2. P. 20-29.

Salehi A., Karltun L.Ch., Söderberg U., Eriksson L.O. 2010. Livelihood dependency on woodland resources in southern Zagros, Iran // Caspian Journal of Environmental Sciences. Vol. 8. P. 181-194.

Salehi A., Söderberg U., Eriksson L.O., Mirzaei M.R. 2013. Impacts of forest-based activities on woodland characteristics in a forested watershed of Southern Zagros, Iran // Caspian Journal of Environmental Sciences. Vol. 11. No. 2. P. 161-176.

Salehi A., Wilhelmsson E., Söderberg U. 2008. Land cover changes in a forested watershed, southern Zagros, Iran // Land Degradation & Development. Vol. 19. No. 5. P. 542-53.

Sano T., Ohsawa M. 2008. Classification and comparison of oak dominated forests on the eroded fan remnant at the foot of Yatsugatake volcano, central Japan // Forest Ecology and Management. Vol. 255. P. 817-829.

Savadogo, P., Sawadogo L., Tiveau D. 2007. Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso // Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 118. No. 1-4. P. 80-92.

Scholl A.E., Taylor A.H. 2006. Regeneration patterns in old-growth red fir–western white pine forests in the northern Sierra Nevada, Lake Tahoe, USA // Forest Ecology and Management. Vol. 235. P. 143-154.

Soltani A., Angelsen A., Eid T., Noori N.M.S., Shamekhi T. 2012. Poverty, sustainability, and household livelihood strategies in Zagros, Iran // Ecological Economics. Vol. 79. P. 60-70.

Svatek M., Matula R. 2015. Fine-scale spatial patterns in oak sprouting and mortality in a newly restored coppice // Forest Ecology and Management. Vol. 348. P. 117-123.

Tabachnick B.G., Fidell L.S. 2007. Using multivariate statistics. Northridge, California, USA: State University Press. 848 p.

Valentin C., Rajot J.L., Mitja D. 2004. Responses of soil crusting, runoff and erosion to fallowing in the sub-humid and semi-arid regions of West Africa // Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 104. P. 287-302.

Zhou Z.C., Gan Z.T., Shangguan Z.P., Dong Z.B. 2010. Effects of grazing on soil physical properties and soil erodibility in semiarid grassland of the Northern Loess Plateau (China) // CATENA. No. 82. P. 87-91.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 70-78

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 556

ПОТЕНЦИАЛЬНАЯ РОЛЬ ГРУНТОВЫХ ВОД В ЗАГРЯЗНЕНИИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД КАСПИЙСКОГО МОРЯ ОРГАНИЧЕСКИМИ ПОЛЛЮТАНТАМИ

© 2019 г. Н.М. Исмаилов, С.Р. Алиева

Институт микробиологии Национальной академии наук Азербайджана
Азербайджан, AZ1073, г. Баку, ул. М. Мушвига, д. 103. E-mail: ismaylovn@mail.ru

Поступила в редакцию 30.07.2018. После доработки 18.10.2018. Принята к публикации 22.10.2018.

Используя методы синтетического анализа и обобщения литературных данных о грунтовых водах на территории Азербайджана, путей и механизмов загрязнении грунтовых вод, фундаментальных понятий и принципов, разработанных в геохимии ландшафтов, впервые прогнозируется место и потенциальная роль грунтовых вод в загрязнении прибрежных вод Каспийского моря. Результаты исследования показывают, что грунтовые воды, вбирая в себя определенные объемы органических загрязнений с поверхности почвенного покрова, в том числе с территорий нефтедобывающих предприятий, разгружаясь, потенциально могут выносить их в акваторию Каспийского моря, загрязняя его, и наряду с поверхностным стоком этих загрязнений оказывать негативное влияние на экологию этого уникального водоема.
Ключевые слова: Каспийское море, нефтяные месторождения, загрязненные реки, нефть, загрязнение, загрязненные грунтовые воды, вычленение в прибрежные воды.
DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10067

Под загрязнением подземных вод понимается изменение их свойств (химических, физических и биологических) по сравнению с фоновым состоянием, которое делает воду полностью или частично непригодной для использования по хозяйственному назначению (Гольдберг и др., 1988).

Загрязнение подземных вод и водозаборов нефтью и нефтепродуктами встречается часто и представляет значительную опасность в связи с большой распространенностью потенциальных источников этого вида загрязнения – территорий предприятий по переработке и хранению нефти, участков нефтедобычи и трасс нефтепроводов, где утечки и разливы нефти и нефтепродуктов наиболее вероятны (Гольдберг, 1987; Орадовская, Лапшин, 1987). Нефтепромыслы занимают сотни квадратных километров во всех природных зонах мира – от тундр до пустынь и субтропиков (Пиковский, 1983). При загрязнении почв нефтью и нефтепродуктами имеются особенности загрязнения грунтовых вод, почв и грунтов на территориях нефтеперерабатывающих заводов, резервуарных (товарных) парках, нефтебазах, подземных хранилищах нефтепродуктов (Пиковский и др., 2015; Дорохова, Солнцева, 2012).

В наибольшей степени подвержены загрязнению нефтяными углеводородами грунтовые воды. Это происходит в результате промывания пород зоны аэрации атмосферными осадками. При большом количестве разлитых нефти и нефтепродуктов в процессе вертикальной инфильтрации они заполняют всю зону аэрации, капиллярную кайму и расплываются на поверхности грунтовых вод в виде слоя той или иной толщины. Колебания уровня грунтовых вод приводят к увеличению мощности загрязненных нефтепродуктами пород в водоносном горизонте. Крупномасштабное загрязнение аллювиального водоносного горизонта и водозабора нефтепродуктами произошло на о-ве Житном, на левобережье р. Дуная (Pelican, 1972) в результате утечек на территории нефтехимического комбината и сброса в реку недостаточно очищенных сточных вод. Ухудшение качества подземных вод вблизи участков разлива нефти не исчезнет и через 70 лет (Орадовская, Лапшин, 1987).

Каспийское море, общая площадь которого составляет 378400 км^2, является крупнейшим соленым бессточным озером. Имеется целый ряд предпосылок для высокого уровня загрязнения Каспийского моря. Среди них – наличие значительных запасов углеводородного сырья, высокая плотность населения и промышленности в отдельных регионах, интенсивное сельскохозяйственное

освоение земель в долинах впадающих рек, замкнутость бассейна и др. Вся история нефтяного освоения Каспия одновременно является историей его загрязнения (Зонн, 1999). В этой связи вопрос экологии Каспийского моря в настоящее время является одним из наиболее актуальных в науке и практической жизни.

Анализ основных видов антропогенной деятельности на Каспии за последние 100 лет (загрязнение, неуправляемый лов рыбы и тюленей, судоходство, зарегулирование стока рек, нефтегазодобыча и др.) показал, что на современном этапе основным лимитирующим экологическим фактором для морской и прибрежной экосистем выступает именно углеводородная деятельность, а в первую очередь – вероятность разливов нефти. Наиболее значительные нефтяные загрязнения площадью более 20 км^2 обнаружены в районе месторождения «Нефтяные камни» (Каспий, 2009).

Основными источниками загрязнения Каспийского моря являются предприятия нефтедобывающей промышленности, сброс неочищенных пластовых, промышленных и коммунальных вод, речные системы, а также в определенной степени – грязевулканическая деятельность в результате естественных процессов (Касымов, 1994; Панин и др., 2005).

Впадающие в Каспий реки также являют собой грязные потоки, несущие в море огромное количество отравляющих фауну и флору веществ, в том числе нефть и нефтепродукты (Мамедов и др., 2007). Так, источником загрязнения Северного Каспия является волжский сток, составляя от 70 до 90 тыс. т/год (Катунин и др., 2000). В таблице 1 приведены ориентировочные ежегодные данные по попаданию в Каспий нефтепродуктов с речными стоками с территории отдельных Прикаспийских государств.

Таблица 1. Среднегодовые значения объема нефтепродуктов (тыс. тонн), поступающих в Каспий с территорий Прикаспийских государств (Мамедов и др., 2007).

Территория	Стоки рек	Нефтепродукты (тыс. т)
Россия	Волга, Терек, Сулак, Самур	143.5
Азербайджан	Кура	3.0
Казахстан	Урал	0.6

Поступление сточных вод, нефти, нефтепродуктов и других химических поллютантов оказало мощное воздействие на жизненно важные функции водных организмов, в том числе негативное воздействие на биоресурсы. Вследствие этого многие участки Каспийского моря теряют свой ассимиляционный потенциал, способность к самоочищению, что сопровождается снижением улова ценных пород рыб (Касымов, 1994; Салманов, 1999; Панин и др., 2005). В результате загрязнения улов рыбы сократился с 6 млн. ц (1930-1931 гг.) до 221.06 тыс. ц (2000 г.), т.е. в 27 раз (Касымов, 2001)!

В трудах А.Г. Касымова (1994), Г.Н. Панина с соавторами (2005), М.А. Салманова (1999) и других всесторонне рассмотрены и проанализированы источники загрязнения Каспия, однако роль грунтовых вод в этих негативных процессах не рассматривалась.

В данном исследовании мы ставили перед собой задачу оценить в первом приближении потенциальную роль грунтовых вод в загрязнении прибрежных вод Каспийского моря. В этой связи основной целью данной работы было установление потенциальной возможности загрязнения органическими веществами грунтовых вод и их негативное воздействие на прибрежные воды Каспийского моря. Актуальность исследований в этом направлении связана с тем, что, несмотря на практическое значение подземных вод в экономике и социальной жизни страны, исследования в этом направлении не проведены. Более того, в отличие от поверхностных вод, в Азербайджане не установлены предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в грунтовых водах.

Объекты и методы исследований

Объектом исследований была система грунтовых вод Азербайджана. Основное внимание в прогнозной оценке уделено Апшеронскому промышленному региону, в котором наблюдается наиболее напряженная экологическая ситуация (Исмаилов, 2006; Экологический атлас ..., 2009; Исмаилов и др., 2015), характеризующаяся крайне высоким антропогенным и техногенным

давлением на окружающую среду.

Основным методом исследований был синтетический анализ и обобщение литературных данных о грунтовых водах на территории страны (Исрафилов, Листенгартен, 1978; Исмаилов, 2017), научные данные о путях и механизмах загрязнении грунтовых вод (Гольдберг, 1987; Гольдберг и др., 1988; Жузе, 1986), фундаментальные понятия и принципы, разработанных в геохимии ландшафтов (Глазовская, 1988; Солнцева, 1998).

Результаты и их обсуждение

Нефтяные месторождения на суше в Азербайджане располагаются в основном вдоль или ближе к побережью – на Сиазань-Сумгаитском массиве, Апшеронском полуострове, Нефтчала, Сальян на протяжении около 300 км вдоль побережья. Площадь нефтезагрязненных почв на Апшеронском полуострове составляет свыше 5592 га, а площадь, занятая нефтедобывающими предприятиями, составляет 1.4% от всей площади Апшеронского полуострова (Исмаилов, 2006). Нефтезагрязненные почвы в этом регионе по глубине и по степени загрязнения следующие: до 10 см – 1029 га, до 25 см – 857.3 га, до 50 см – 1285.3 га, ниже 50 см – 2420.6 га. Нефтезагрязненные земли в районе расположения нефтяного месторождения Сиазань составляют свыше 432.5 га. Из них слабозагрязненные, т.е. до глубины 10 см, составляют 31.4 га, до 25 см – 99.0 га, ниже 25 см – 302.1 га. Нефтезагрязненные почвы в Нефтечалинском и Сальянском районах составляют: свыше 176.8 га в районе Нефтечала и 814.7 га в Сальянском районе. Глубина загрязнения – в пределах 0-50 см и глубже (Морфогенетические профили ..., 2004).

Почвенный покров прибрежных районов расположения нефтяных месторождений легкосуглинистый, суглинисто-супесчаный, супесчаный и песчаный (Экологический атлас ..., 2009). Породы, слагающие водоупор в этих районах, характеризуются слабым органогенным сорбционным барьером (содержание гумуса в верхнем горизонте почв не превышает 1.0-1.3%), меньшим объемом порового пространства и легким гранулометрическим составом. С поверхности этих почв в составе фильтраторов в горизонты грунтовых вод в процессе латерального переноса могут проникать маловязкие органические вещества, в том числе нефть и нефтепродукты. Глубина залегания грунтовых вод в этих районах разная, например, на территории пос. Бинагади Апшеронского полуострова – доли метров, в Мугани и Сальяне – до 3 м, в Ширванской степи – 3-5 м и т.д. (Исрафилов, Листенгартен, 1978; Мусеибов, 1998). В прибрежных к Каспийскому морю территориях, в районе г. Нефтчала и на Апшеронском полуострове грунтовые воды располагаются близко к поверхности – например, в новокаспийских и современных пляжных отложениях они залегают на глубине 1.5-6.1 м, в хвалынских отложениях в восточной части Апшеронского полуострова – 1-15 м и т.д., в связи с чем органические поллютанты по вертикальным каналам миграции потенциально могут достигать их в составе инфильтрационных вод. Наибольшую опасность этот тип загрязнения представляет для северной прибрежной полосы, территории Бакинской мульды и Восточного Апшерона (районы Сиазань и Нефтечала), где имеется единое зеркало грунтовых вод с глубиной залегания менее 1-2 м.

Степень загрязненности грунтовых вод на Апшеронском полуострове на глубине 1.8-6.9 м превышает ПДК в 22-100 раз (табл. 2). При загрязнении грунтовых вод особую опасность представляют углеводороды сырой нефти и нефтепродуктов, фенолы, поверхностно-активные вещества, полимеры и хромат-анионы, обладающие высокой миграционной способностью. Загрязненность грунтовых вод свидетельствует о том, что на территории Апшеронского полуострова в районах нефтедобычи имеет место значительная инфильтрация загрязнений до уровня грунтовых вод. Это является показателем того, что степень загрязненности настолько превышает буферные свойства почво-грунтов, что углеводородные соединения могут проникать в область грунтовых вод.

Наиболее глубоко нефть и нефтепродукты продвигаются в почвах легкого гранулометрического состава – гравелистых отложениях, песках, супесях, а также в трещиноватых породах (Солнцева, 1998). При этом надо принимать во внимание, что почвенный покров представляет собой специфическую хроматографическую колонку, при миграции по профилю имеет место фракционирование нефти, ее молекулярный вес снижается, и вглубь почвенного профиля в основном будут проникать низкомолекулярные углеводороды (Солнцева, 1998). В этих сложных процессах наиболее значимы физико-химические свойства нефти – плотность и вязкость, а также генетические

свойства почв, морфоструктурная организация, механический состав, сорбционные свойства и др. В этой связи органические загрязнения в водоносные слои могут поступать с поверхности земли при непосредственной инфильтрации органических загрязнений, при этом площадь и ее интенсивность зависят от свойств грунтов. Например, для Апшеронского полуострова они отличаются в широких пределах: коэффициент фильтрации песков и супесей варьирует от десятых долей до 5-7, а иногда и более, а известняков – от 6 до 15 и даже до 25 м/сут.

Таблица 2. Загрязнение углеводородами грунтов и грунтовых вод (Исмаилов, 2006).

№ скважины	Глубина, м	Сумма углеводородов	Превышение ПДК, раз
Грунты (мг/кг сухого веса)			
1	1.0	410	–
6	1.0	80	–
8	0.5	18600	3.7-372.0
9	0.5	50	–
14	0.9	80	–
ПДК*: 300-5000 мг/кг (Германия), 50-5000 мг/кг (Голландия)			
Грунтовые воды			
1	5.2	3.28	65.6
6	2.0	5.01	100.0
8	1.8	3.38	68.0
9	3.0	1.12	22.4
13	6.0	2.03	40.6
14	6.9	3.72	74.0
ПДК: 0.05 (стандарт Азербайджана)			

Примечания к таблице 2: ПДК* – для рыбохозяйственного назначения.

Одним из основных источников загрязнения грунтовых вод являются также сбросные нефтяные воды, объем которых только на территории Апшеронского полуострова составляет около 20.3 млн. т/год (Исрафилов, Листенгартен, 1978). Несмотря на то что в центральной части Апшеронского полуострова – области широкого развития пород продуктивной толщи – в разрезах зоны аэрации преобладают переслаивающиеся пески и глины, в какой-то степени сдерживающие скорость инфильтрации сбросных нефтяных вод, определенная их часть может проникать в горизонты грунтовых вод там, где мощность глинистых водоупоров незначительна и грунтовые воды расположены близко к поверхности почвы. Совместное использование буровых и грунтовых вод с нефтью в отстойниках привело к повышению уровня вод с 10 до 0.5 м. Именно эти зоны грунтовых вод также являются потенциальными источниками загрязнения прибрежных вод моря органическими поллютантами, которые инфильтруются с поверхности загрязненного почвенного покрова и поверхностных вод.

Концентрация фракций легкого дизельного топлива в нефтезагрязненных водах может достигать 7.5, а тяжелого топлива – 2.2 мг/л (Benjamin, Polak, 1973), т.е. ежегодно около 140-150 т и 40-41 т соответствующих веществ могут поступать в зону грунтовых вод. Если принять, что в воде могут растворяться от 0.1 до 10 мг/л углеводородных соединений с 6-12 атомами углерода, то при инфильтрации сбросных нефтеносных вод в грунтовые воды может потенциально поступать от 2 до 200 т этих соединений. Принимая во внимание, что приходная часть грунтовых вод Апшеронского полуострова ежегодно составляет в среднем около 174.6 млн. м^3, из которых значительная часть (более 50%) приходится на инфильтрацию атмосферных осадков и конденсационных вод, последние, «отмывая» с поверхности грунта органические соединения и загрязняясь, могут в процессе инфильтрации пополнять грунтовые воды на большие территории. Из 174.6 млн. м^3 грунтовых вод ежегодно около 98 млн. м^3 (свыше 56%) в результате подземного стока попадают в акваторию Каспийского моря как в южной, так и в северной части полуострова (Исрафилов, Листенгартен, 1978).

Поток грунтовых вод в северной прибрежной полосе Апшеронского полуострова направлен к северу, в центральной части и на восточном Апшероне имеет радиальный характер и направлен к северо-восточному и южному побережьям полуострова (рис. 1). Следовательно, грунтовые воды, вбирая в себя определенную часть органических загрязнений с поверхности, разгружаясь, могут выносить их в акваторию Каспийского моря. Таким образом, определенная часть органических загрязнений со всей площади Апшеронского полуострова площадью 2110 км^2 так или иначе будут стекать в море как в результате поверхностного (в основном в период дождей), так и подземного стока. Площадь территории с неглубоким залеганием грунтовых вод и развитием растительного покрова (20-30%) составляет только около 60 км^2, а величина транспирации – около 1000 м^3/га (Исрафилов, Листенгартен, 1978). В связи с этим некоторая часть органических поллютантов может вновь мигрировать на поверхность в результате испарения с зеркала грунтовых вод, в процессе транслокации потребляясь и перерабатываясь растениями (Угрехелидзе, 1976). Определенная часть органических загрязнений может также выходить на поверхность земли при водозаборе, подпитывании некоторых озер Апшеронского полуострова (Беюк-Шор, Масазыр, Зыря и др.).

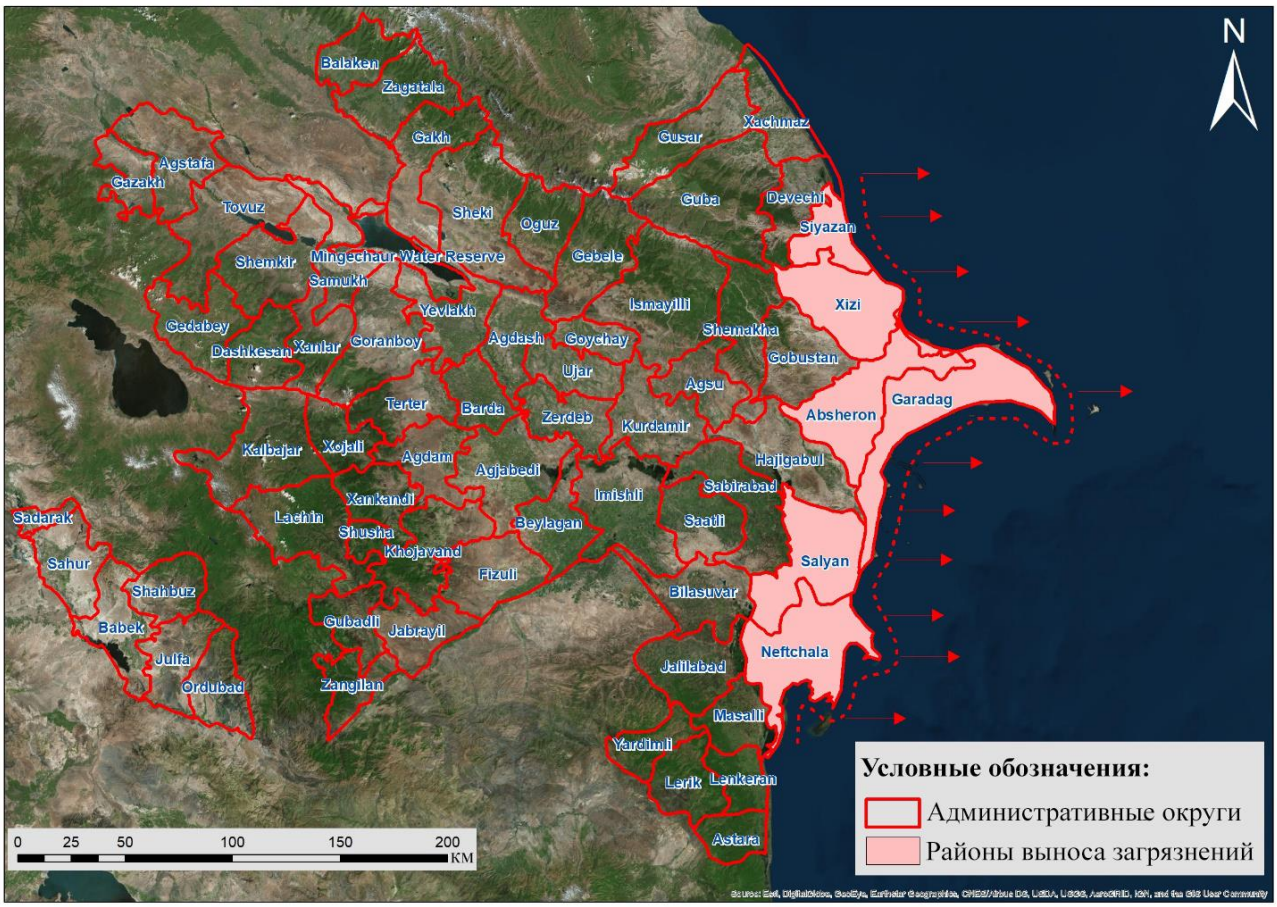


Рис. 1. Карта прогнозируемого выноса органических загрязнений в составе грунтовых вод в прибрежные зоны Каспийского моря. *Условные обозначения:* районы выноса загрязнений – прибрежные зоны Каспия, в которых уровень грунтовых вод менее 1-2 м (районы Сиазань, Нефтчала и др.), стрелки – выход загрязняющих веществ в прибрежные воды моря в составе грунтовых вод.

С другой стороны, в процессе разработки нефтяных месторождений путем поддержания пластового давления методами заводнения, как это имеет место уже в течение многих лет для истощенных нефтяных месторождений в районах, непосредственно примыкающих к побережью Каспия, могут возникать депрессии, при которых могут иметь место вертикальные перетоки флюидов по трещинным зонам и загрязнению вышележащих грунтовых вод (Быков, 2000). Наличие таких

трещин в слагающих породах на данной территории подтверждает то обстоятельство, что территория Азербайджана с древности известна горящими очагами, храмами огня. На Апшероне имеется место, называемое Янардаг (горящая гора), вечно горящий и никогда не гаснущий Атешгях (храм огня).

Грунтовые воды потенциально могут также подвергаться загрязнению органическими поллютантами, в том числе нефтью и нефтепродуктами, фенолами в зонах орошаемого земледелия, в основном в зоне расположения аридных почв. Общая длина водных каналов в стране достигает 51755 км. Указанные каналы обеспечивают оросительной водой низменные районы в Гарабагской, Мильской, Муганской, Сальянской, Ширванской, Самур-Дивичинской низменности. Водопропускная способность всех каналов составляет около 676.8 м^3/сек, общая площадь орошения составляет более 670 тыс. га. За год из водных источников посредством каналов на орошение пашен используется около 11 млрд. м^3 воды. Общая площадь орошаемых земель в республике составляет 1.35 млн. га. В то же время воды рек Куры, Самур и других сильно загрязнены органическими веществами – нефтью, нефтепродуктами, пестицидами, поверхностно-активными веществами, а также тяжелыми металлами (табл. 3). Эти поллютанты аккумулируются в почвенном покрове и при орошении могут проникать в нижележащие грунтовые воды, а при осенней промывке почв через дренажные системы попадают в Главный Ширванский и Главный Мил-Муганский коллекторы. В составе вод этих коллекторов вещества поступают в прибрежные воды Каспийского моря, негативно действуя на биоресурсы Каспия. Так, исследования вблизи дельты р. Кура вдоль прибрежной зоны в Азербайджане показали, что донные отложения сильно загрязнены соединениями, связанными с инсектицидом ДДТ, максимальная концентрация которых – от 6600 до 13400 нг/г (de Mora et al., 2004). Концентрации ДДД (12.5 нг/г) и ДДТ (5.88 нг/г) во взвешенном веществе были также зарегистрированы в Нефтечала – вблизи стоков Главного Мил-Муганского коллектора. Уровни содержания соединений ДДТ в образцах свидетельствуют как о предыдущем, так и о недавнем использовании ДДТ в регионе.

Вместе с тем можно прогнозировать, что наличествует инфильтрация загрязненных вод через дно и стенки этих коллекторов в область распространения грунтовых вод, которые в дальнейшем могут выклиниваться в прибрежные зоны Каспия. В водах речных систем, в том числе использующихся для орошения, содержится большое количество поверхностно-активных веществ (ПАВ; табл. 3), которые могут активировать растворимость углеводородов (Жузе, 1986), повышая их миграционную активность в зону расположения грунтовых вод.

Таблица 3. Загрязненность рек Кура и Самур (Гюль, 2003).

Водный сток, км^3/год	НУ*	Фенолы	СПАВ**	NH_4	NO_2	NO_3	PO_4	Металлы	Пестициды	Взвеси
	Тонны/год (1978-1995 гг.)									Тыс. тонн
Самур										
2.2	220	4.4	39.6	902	63.8	1078	220	66.2	0.06	5002
Кура										
18.6	1860	167.4	632.4	2604	8370	31620	1392	2531	1.02	14505

Примечания к таблице 3: НУ* – нефтяные углеводороды, СПАВ** – синтетические поверхностно-активные вещества.

Определенную роль в распределении органических поллютантов, просочившихся в горизонты грунтовых вод, играют колебания их уровня. За последние десятилетия на значительной части Апшерона уровень грунтовых вод поднялся на 4-6 м, а в ряде мест на 15-16 м (Гаджизаде и др., 2000).

Существенное влияние на динамику режима уровня грунтовых вод оказывал Апшеронский ирригационный канал и сбросные каналы сточных вод. Это влияние носит не только локальный характер, но и региональный. С вводом в эксплуатацию Самур-Апшеронского канала и развитием орошаемого земледелия произошло почти повсеместное повышение уровня грунтовых вод как в непосредственной их зоне, так и на сопредельных территориях. В северо-восточной части Бина-Говсанской мульды уровень грунтовых вод до развития орошения (1956-1975 гг.) залегал на глубине

12-16 м. С развитием орошаемого земледелия произошел подъем уровня к 1970 г. – до 9.3 м, 1980 г. – до 4.75-6 м, а к 1990 г. – до 3.25-4.81 м.

Вышеописанные закономерности характерны также для всей рассматриваемой территории в целом. Например, в Мильской степи в 30-е годы XX века на 46% территории уровень грунтовых вод был более 5 м, а в настоящее время только лишь на 5% он располагается глубже 5 м (Мусеибов, 1998). В Муганской и Сальянской степях 90% вод располагаются на глубине до 3 м и только на небольшой площади этих территорий – несколько глубже, на 3-5 м. В Ширванской степи воды, фильтрующиеся из Главного Ширванского канала, оросительные воды, а также Главный Ширванский коллектор при отсутствии противофильтрационных покрытий оказали негативное влияние на режим грунтовых вод. На этой территории воды располагаются не глубже 1-3 м.

В связи с подъемом уровня грунтовых вод объемы органических загрязнений, вымываемых с поверхности в область грунтовых вод, могут значительно увеличиться. С экологической точки зрения этот факт – положительный, так как способствует снижению модуля техногенного загрязнения на единицу площади и способствует очищению почвенного покрова от загрязнений. Однако отрицательным моментом является повышение степени загрязнения нижележащих пород и грунтовых вод органическими поллютантами, миграция их из зоны аэрации в анаэробные зоны, в которых процессы микробного разложения практически заторможены.

При прочих условиях существенное значение приобретает сезонность. Можно прогнозировать, что загрязнение грунтовых вод менее всего возможно в мае-сентябре в условиях интенсивного испарения и отсутствия атмосферных осадков. В это время слой проницаемых водоненасыщенных пород над уровнем грунтовых вод представляется своеобразным защитным экраном. Наиболее опасным периодом проникновения органических загрязнений в область грунтовых вод является промежуток с конца октября по март. В этот период во всех этих регионах выпадает основная часть годовых атмосферных осадков, поднимается уровень зеркала грунтовых вод.

Лишь при особых обстоятельствах поверхностные инфильтрованные воды, несущие органические загрязнения и продукты их разложения, не достигают уровня грунтовых вод. Чем надежнее перекрыты грунтовые воды слабопроницаемыми отложениями, чем больше их мощность и ниже фильтрационные свойства, чем больше глубина грунтовых вод и интенсивнее биогенные и абиогенные процессы очистки вод от органических загрязнений, тем выше вероятность защищенности грунтовых вод от органических загрязнений, проникающих с поверхности земли. Например, в условиях Апшеронского полуострова протекающие в зоне аэрации физические, химические и микробиологические процессы способны существенно, хотя и в известных пределах, снизить негативное воздействие инфильтранта на подземную гидросферу, однако часть органических загрязнений могут проникать в область грунтовых вод, особенно, если они располагаются близко к поверхности. Это характерно для окисленных производных органических веществ – кислот, спиртов, альдегидов и др., а также углеводородов, которые легче растворяются в водной среде и далее, мигрируя по почвенному профилю, выносятся в горизонты грунтовых вод.

Выводы

Таким образом, системный анализ показывает, что с территорий нефтяных месторождений суши, располагающихся в районе прибрежной части Каспия на территории Азербайджана: Сиазань-Сумгаитском массиве, Апшеронском полуострове, Нефтчала, Сальян на протяжении около 300 км вдоль побережья, а также зон орошаемого земледелия, располагающихся в основном в зоне расположения аридных почв, грунтовые воды могут вбирать в себя определенные объемы органических загрязнений с поверхности почвенного покрова и, разгружаясь, потенциально могут выносить их в акваторию Каспийского моря, загрязняя его, и наряду с поверхностным стоком этих загрязнений оказывать негативное влияние на экологию этого водоема.

Роль грунтовых вод в процессе самоочищения ландшафтов прибрежных зон Каспийского моря заключается в том, что они принимают на себя определенную часть органических загрязнений с поверхностных горизонтов, активно переносят их в сторону прибрежных вод Каспийского моря и рассевают их на большие площади, снижая, таким образом, техногенное давление на поверхность почвенного покрова.

Однако в процессе миграции загрязнений в грунтовые воды имеют место и негативные моменты,

связанные с адсорбцией нижележащими слагающими породами загрязнений и продуктов их частичного разложения. Так, известно, что глины могут сорбировать до 40 л/м^3 нефтепродуктов, песок средний и мелкий – до 25 л/м^3 (Жузе, 1986). В связи с отсутствием в нижележащих слоях условий для биологического разложения органических загрязнений, они могут надолго консервироваться в породах, представляя собой опасность последующего выхода на поверхность, когда загрязненные почвы будут очищены, а использование экологически чистых технологий предотвратит загрязнение грунтов и вод.

Представляется, что по отношению к грунтовым водам наиболее целесообразна политика предупреждения загрязнений, так как их очистка дорога и не всегда технически возможна. На территории Азербайджана это, прежде всего, предусматривает очистку оросительных вод в системах оросительных каналов, источником которых являются загрязненные органическими поллютантами различной природы рек Кура и Араз, Самур, а также очистку нефтезагрязненных почво-грунтов на территориях расположения нефтегазодобывающих предприятий, основная часть которых расположена в прибрежной части Каспийского моря.

Основная часть углеводородных запасов Каспийского региона сосредоточена на суше, на морские месторождения приходиться 30-40% разведанных ресурсов нефти и газа. Проведенный прогнозный анализ показывает, что наряду с Азербайджаном территории других стран, например, Казахстана, Туркмении и других, нефтяные месторождения которых располагаются в прибрежной части Каспия, – это Тенгиз, Карачаганак и Кашаган и прочие, также могут быть потенциальными источниками поступления нефтяных углеводородов через систему грунтовых вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Быков В.Н. 2000. Экология недропользования. Пермь. Кн. 1. 186 с.

Гаджизаде Ф., Азизов Б., Алиев М. 2000. Экологический зов Апшерона // Природа Азербайджана. № 3-4. С. 1-4.

Глазовская М.А. 1988. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа. 328 с.

Гольдберг В.М. 1987. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды. Л.: Гидрометеоиздат. 211 с.

Гольдберг В.М., Мелькановицкая С.Г., Лукьянчиков В.М. 1988. Методические рекомендации по выявлению и оценке загрязнения подземных вод. М.: ВСЕГИНГЕО. 61 с.

Гюль А.К. 2003. Проблемы загрязнения Каспия. Баку. 70 с.

Дорохова М.Ф., Солнцева Н.П. 2012. Экспериментальные исследования процессов миграции нефти в почвах Калининградской области // Геохимия ландшафтов и география почв. К 100-летию М.А. Глазовской. М.: ООО «АПР». С. 259-276.

Жузе Т.Б. 1986. Миграция углеводородов в осадочных породах. М.: Недра. 188 с.

Зонн И.С. 1999. Каспий: Иллюзии и реальность. М.: ТОО «Каркас». 468 с.

Исмаилов Н.М. 2006. Глобалистика и экология Азербайджана. Баку: Элм. 192 с.

Исмаилов Н.М., Наджафова С.И., Гасымова А. 2015. Апшеронский промышленный регион – факторы экологической напряженности // Аридные экосистемы. Т. 21. № 3. С. 92-100.

Исмаилов Н.М. 2017. Биотехнология нефтедобычи. Принципы и применение. М.: ИНФРА-М. 167 с.

Исрафилов Г.Ю., Листенгартен В.А. 1978. Грунтовые воды и освоение земель Апшерона. Баку: Элм. 131 с.

Каспий. 2009 [Электронный ресурс http://www.intast.ru/astr/2009/kaspy.shtml (дата обращения 25.02.2019)].

Касымов А.Г. 1994. Экология Каспийского озера. Баку. 238 с.

Касымов А.Г. 2001. Современные проблемы экологии Каспийского моря // Современные проблемы биологических ресурсов Каспийского моря. Материалы Международной конференции, 15-17 сентября, Баку. С. 21-23.

Катунин Д.Н. Курочкина Т.Ф., Насибулина Б.М., Попова О.В. 2000. Эколого-токсикологическая характеристика Волго-Каспийского бассейна в условиях антропогенного воздействия на биоресурсы и среду обитания // Рыбохозяйственные исследования на Каспии: Результаты НИР за 1999 г. Астрахань: КаспНИРХ. С. 30-44.

Мамедов Р.М., Алиев Ч.С., Фейзуллаев А.А. 2007. О роли рек в загрязнении Каспия // Известия Академии наук Азербайджана. Отделение о Земле. № 3. С. 67-74.

Морфогенетические профили почв Азербайджана. 2004. Баку: Элм. 202 с.

Мусеибов М.А. 2009. Физическая география Азербайджана. Баку: Маариф. 398 с.

Орадовская А.Е., Лапшин Н.Н. 1987. Санитарная охрана водозаборов подземных вод. М.: Недра. 167 с.

Панин Г.Н., Мамедов Р.М., Митрофанов И.В. 2005. Современное состояние Каспийского моря. М.: Наука. 354 с.

Пиковский Ю.И. 1983. Дифференциация геохимических систем как составная часть ландшафтно-геохимического районирования // Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды. М.: Мысль. С. 109-117.

Пиковский Ю.И., Исмаилов Н.М., Дорохова М.Ф. 2015. Основы нефтегазовой геоэкологии. Учебное пособие. М.: ИНФРА-М. 400 с.

Салманов М.А. 1999. Экология и биологическая продуктивность Каспийского моря. Баку. 398 с.

Солнцева Н.П. 1998. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Издательство МГУ. 370 с.

Угрехелидзе Д.Ш. 1976. Метаболизм экзогенных алканов и ароматических углеводородов в растениях. Тбилиси: Мецниереба. 223 с.

Экологический атлас Азербайджанской Республики. 2009. 156 с.

Benjamin C.L., Polak J. 1973. A Study of the Solubility of Oil in Water. Rep. EPS-4-EC-76-1. Environmental Protection Service, Ottawa. P. 1-25.

De Mora S., Villeneuve J.P., Sheikholeslami M.R., Cattini C., Tolosa I. 2004. Organochlorinated Compounds in Caspian Sea Sediments // Marine Pollution Bulletin. No. 48. P. 30-43.

Pelican X. 1978. Hydraukic Protection of Ground Waters against Oil Substances // Mezinárodní sympoziem o znečištění podzemních vod ropnymi uhlovod. Praha. Sborník přednášky. P. 61-71.

АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, 2019, том 25, № 3 (80), с. 79-84

ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ АРИДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 598.2; 578.4

ОБ ИНТЕГРАЛЬНОЙ ДИАГНОСТИКЕ КАЧЕСТВА МОРСКОЙ ВОДЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ФИТО- И ЗООПЛАНКТОНА

© 2019 г. Н.И. Рабазанов*, *, А.Ф. Сокольский**, С.С. Евсеева**, Р.Н. Рабазанов*****

**Прикаспийский институт биологических ресурсов Дагестанского научного центра РАН*
Россия, 367000, г. Махачкала, ул. М. Гаджиева, д. 45. E-mail: rnuh@mail.ru

***Астраханский архитектурно-строительный университет*
Россия, 414056, г. Астрахань, ул. Татищева, д. 18. E-mail: a.sokolsky@mail.ru

****Дагестанский государственный университет*
Россия, 367000, г. Махачкала, ул. М. Гаджиева, д. 43

Поступила в редакцию 01.02.2019. После доработки 01.03.2019. Принята к публикации 01.03.2019.

В статье приведена интегральная диагностика качества морской воды методом биологического тестирования на примере участка «Тюлений». Она выполнена на основе методических указаний Российского регистра гидротехнических сооружений и государственного водного кадастра Министерства природных ресурсов России. За основу приняты морские токсикологические биотесты многолетних экспериментальных исследований Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии (ВНИРО) по проблеме загрязнения водоемов и другие данные, позволившие выявить особенности реагирования гидробионтов на токсические примеси. Экспериментальная часть исследований проводилась на культуре морских одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, на планктонных ракообразных *Artemia salina L.* Сравнительный анализ результатов исследований 2001-2006 годов показал отсутствие острого токсического действия на тест-объект зоопланктона и фитопланктона. На всем протяжении исследуемого периода удалось выделить весну 2002 года, когда был зафиксирован средний самый низкий за пять лет исследований уровень токсичности воды. Из полученных результатов следует, что средние значения уровня токсичности вод не претерпевали значительных изменений и находились на одном уровне.

Ключевые слова: Каспийское море, участок «Тюлений», биотестирование, уровень токсичности, тест-объект, микроводоросли, зоопланктон.

DOI: 10.24411/1993-3916-2019-10068

В условиях растущего техногенного загрязнения окружающей среды оценка ее состояния в значительной мере зависит от достоверности и оперативности контроля качества воды (Абдурахманов и др., 2003). Полный физико-химический анализ воды по всем установленным нормативам не позволяет оценить результаты комплексного воздействия присутствующих в воде загрязняющих веществ на экосистему водного объекта в целом. В связи с острой необходимостью в практике предотвращения загрязнения следует широко использовать токсикологические методы в отношении химического загрязнения водоемов (Абдурахманов и др., 2002). К числу наиболее эффективных мероприятий, отвечающих целям охранных мер и учитывающих экологический аспект, относится применение методов биотестирования с использованием чувствительных тест-организмов для оценки токсичности воды. При этом представлены возможности получить интегральную оценку токсичности, значительно сократить объем химико-аналитической работы и повысить оперативность контроля над состоянием природных водных объектов (Абдурахманов и др., 2004, 2011).

Объект и методы исследования

Результаты биотестирования исследуемых сред позволяют оперативно оценивать воздействие на жизнедеятельность водных организмов различных загрязнений, причем не отдельных токсикантов, а их соединений, частью неизвестной природы и не выявляемых другими методами анализа.

Определение полного перечня присутствующих в исследуемых водах веществ современными аналитическими методами связано с большими материальными затратами. Выявление достоверного количественного значения тест-параметров (смертность, выживаемость, плодовитость) и тест-реакций организма (изменение морфологического, биохимического, поведенческого и функционального показателей) позволяет получить наиболее полные сведения при минимальных затратах на выполнение контрольных операций.

Исследования в области разработки и использования метода биотестирования в водоохранной практике проводились во многих научно-исследовательских и учебных институтах. В 1980 г. была признана необходимость применять биотестирование как показатель оперативной интегральной диагностики качества вод. В 1981-1986 гг. методики биотестирования были апробированы и рекомендованы для определения токсичности сточных и природных вод.

Остров Тюлений, второй по величине (после острова Чечень) и самый отдалённый изолированный от моря участок суши дагестанского побережья, расположен в северо-западной части акватории Каспийского моря в 50 км к юго-востоку от устья р. Кума. Основными факторами, влияющими на формирование гидрофауны прилегающей акватории о. Тюлений, являются смешение морских и пресных вод (влияние волжского стока), небольшие глубины и господствующие здесь северо-западные и юго-восточные ветры. Определение уровня токсичности морских вод проведено на участке «Тюлений» в акватории Западного Прикаспия с применением общепринятых методов исследований (Методические ..., 1978; Руководство ..., 2002). В основу предлагаемой системы морских токсикологических биотестов положены результаты обобщения многолетних экспериментальных исследований ВНИРО по проблеме загрязнения водоемов и многочисленных литературных данных, позволивших выявить особенности реагирования гидробионтов разных систематических групп на токсические примеси различной природы и происхождения. Экспериментальная часть исследований проводилась на культуре морских одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, на планктонных ракообразных *Artemia salina L*.

Результаты и их обсуждение

Фитопланктон. Использование микроводорослей для биотестирования природных вод отличается от других тест-объектов быстротой и высокой чувствительностью к действию токсикантов различной химической природы. В качестве тест-объекта была использована культура клеток морских одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. Данный вид чувствителен к различного рода загрязнениям и наиболее хорошо изучен в токсикологическом плане (Методические ..., 1978). Применение этих водорослей также обусловлено быстрым получением большого количества биологического материала и возможностью выращивания в лабораторных условиях в течение всего года.

Данные биотестирования вод акватории участка «Тюлений» объективно отражают высокую чувствительность выбранной культуры водорослей, характерной для условий Западного Каспия, представляющего акваторию, подверженную интенсивному антропогенному воздействию.

Наибольшая величина процента отклонения численности культуры водорослей в опыте от контроля была зафиксирована в 2001 году в весенний период. В последующие годы максимальные значения этого отклонения не достигали высоких показателей. Из всего исследуемого периода (2001-2003, 2005-2006 гг.) необходимо выделить весну 2002 года, когда был зафиксирован средний самый низкий уровень токсичности воды для анализируемой акватории (табл. 1).

Таблица 1. Уровень общей токсичности воды на участке «Тюлений» (% отклонения численности клеток водорослей *Phaeodactylum tricornutum* от контроля).

Процент отклонения, %	2001 год		2002 год		2003 год		2005 год		2006 год	
	весна	осень	весна	осень	лето	осень	лето	осень	лето	осень
min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
max	11.8	88.6	88.3	24.5	24.0	30.0	35.0	40.0	35.0	35.0
среднее	3.8	7.7	3.0	13.0	9.5	15.8	8.8	13.5	17.6	14.8

Рассматривая результаты биотестирования по периодам, следует отметить, что средние значения уровня токсичности вод не претерпевали значительных изменений и находились на одном уровне, не превышая 17.6%. Согласно классификации, приведенной в таблице 2, вода на исследуемой акватории оценивается как «нетоксичная».

Таблица 2. Характеристики степени токсичности испытуемых проб (Жмур, Орлова, 2001).

Отклонение от контроля, %	Оценка
до 20	нетоксичная
от 50 и более	острая токсичность

По осредненным данным повышенный уровень токсичности воды за весенний период был характерен: на участке «Тюлений» для центрально-восточного и частично западного районов, а на прилегающей территории – для запада (район о. Чапурья коса и о. Тюлений; рис. 1).

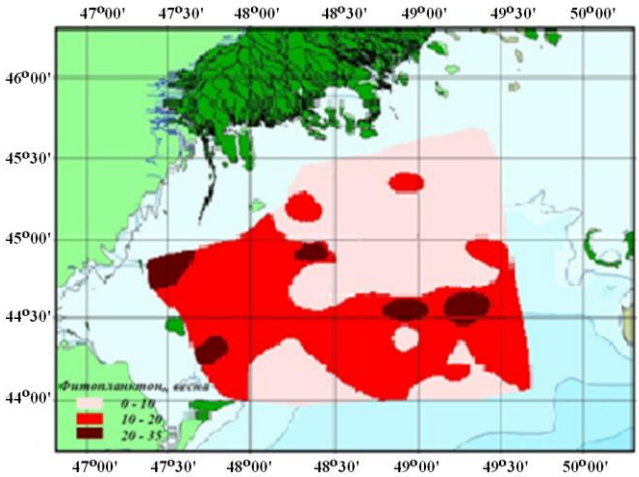


Рис. 1. Пространственное распределение относительной численности *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin в весенний период, %.

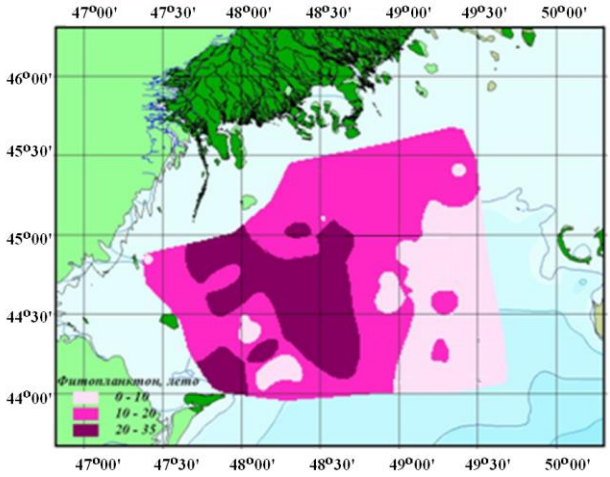


Рис. 2. Пространственное распределение относительной численности *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin в летний период, %.

В летний период 2003, 2005 и 2006 гг. максимальные величины показателя токсичности воды (30%) регистрировались на участке «Тюлений» и прилегающей к нему акватории. Доля зон с высокими значениями критерия токсичности была выше вне рассматриваемого участка. По осредненным за рассматриваемый период данным, зоны, характеризующиеся повышенной токсичностью, располагались в западно-центральной части анализируемого участка и в большей части западного района прилегающей акватории (рис. 2).

В осенний период на протяжении пяти лет исследований также отмечались пространственные смещения зон, характеризующихся повышенной токсичностью. С 2003 года отмечен рост средней величины показателя токсичности.

Средние из максимальных значений критерия токсичности за осенний период 2001-2003, 2005-2006 гг. не превышали 21% и относительно равномерно распределялись на всей акватории участка «Тюлений» и прилегающих участках моря (рис. 3).

В исследуемые периоды на протяжении нескольких лет токсичность воды в районе участка «Тюлений» характеризовалась относительно небольшой изменчивостью. Зоны с повышенным процентом отклонения водорослей от контроля были малочисленны, имели локальное распределение и в большей степени регистрировались на прилегающей к участку акватории, т.е. за пределами участка «Тюлений». Чуть более повышенные осредненные значения уровня общей токсичности воды на участке были характерны для летнего и осеннего периодов (табл. 3).

Анализ данных с 2001 по 2006 гг. показал, что максимальные значения показателя токсичности

воды на акватории участка «Тюлений» были зафиксированы весной многоводного 2001 г., тогда как минимум отмечен осенью 2001, весной 2002 и летом 2003 и 2005 гг.

Результаты исследований за периоды весны, лета и осени 2001-2003, 2005-2006 гг. позволяют сказать, что вода в районе участка «Тюлений» не обладала острым токсическим действием для тест-объекта *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin.

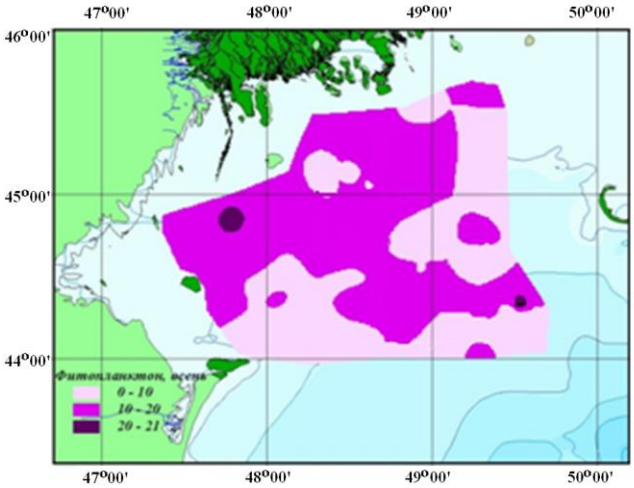


Рис. 3. Пространственное распределение относительной численности *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin в осенний период, %.

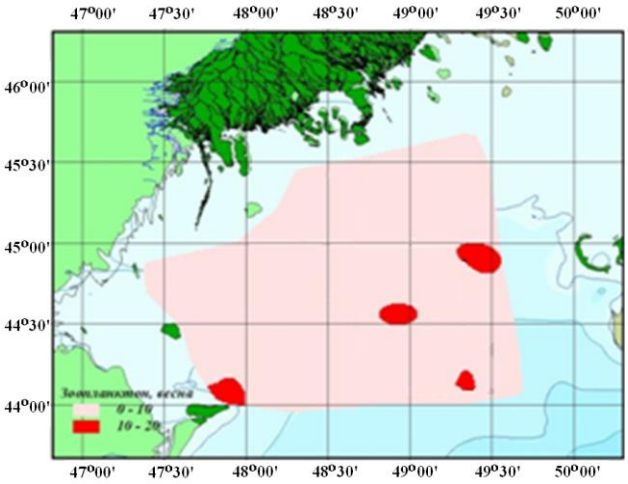


Рис. 4. Пространственное распределение средних значений гибели тест-объектов зоопланктона в весенний период, %.

Таблица 3. Осредненные значения уровня общей токсичности воды на лицензионном участке «Тюлений».

Виды гидробионтов	Процент отклонения от контроля, %	Весна	Лето	Осень
Фитопланктон: одноклеточная водоросль *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin (численность клеток водорослей)	среднее	9	13	13
	max	31.6	30	21
Зоопланктон: жаброногий рачок *Artemia salina* (кол-во организмов)	Процент гибели, %	Весна	Лето	Осень
	среднее	5.8	16.4	11.1
	max	20	27.5	23.3

Зоопланктон. В качестве тест-объекта зоопланктона использовали жаброногого ракообразного *Artemia salina* L.

Анализ материалов, характеризующих токсикологическое состояние морской среды экспериментального участка «Тюлений» в 2001-2006 годах с использованием тест-объекта *Artemia salina* L., показывает, что степень загрязнения воды на отдельных его участках по сезонам года была различной.

В весенний период наибольшая токсичность морской среды (13.5-20%) отмечена на станциях, расположенных в центральной (в районе б. Кулалинской) и южной (восточнее б. Б. Жемчужной) частях акватории. Уровень токсичности, соответствующий 20%, был зарегистрирован также на акватории, прилегающей к западной границе изучаемого участка. На остальной акватории участка гибель тест-объектов не превышала 10% (уровень, допустимый в контроле).

В среднем в весенний период уровень токсичности воды лицензионного участка «Тюлений» был ниже допустимого в контроле и составил 5.8%, повышенные его значения отмечены в центральной части наиболее интенсивного использования участка, включая прилегающую акваторию о. Чечень (рис. 4).

В летний период с поступлением волжских полых вод возрастает и уровень токсичности воды изучаемой акватории моря по сравнению с весенними значениями. Наибольшая степень токсичности тестируемой воды (25.9-27.5%) участка «Тюлений» отмечена на станциях, расположенных в центральной (районы б. Ракушечная и б. Кулалинская) и северо-западной частях, включая западную границу исследуемой части акватории моря.

Уровень токсичности, соответствующий 15-23.4%, формировался в северо-западной, центральной, а также в юго-восточной частях участка. На остальной территории уровень токсичности воды был несколько выше допустимого, чем в контроле, и составил 11.7-13%, за исключением станций, расположенных в южной части, где он соответствовал контрольным значениям.

Анализ материалов летнего периода 2003-2006 гг. показывает, что наибольшая токсичность воды отмечена в многоводном 2005 году. В целом, средний уровень токсичности воды участка «Тюлений» в летний период составлял 16.4% (табл. 3). Наибольшие значения отмечены в северо-западной и центральной его частях и на прилегающей акватории в зоне адвекции волжских вод (рис. 5).

В осенний период уровень токсичности воды участка «Тюлений» снижается. Наибольший процент гибели тест-объектов отмечен в северо-западной, центральной и юго-восточной частях исследуемой акватории и составляет 20.01-23.3%. Уровень токсичности, соответствующий 30%, зарегистрирован на прилегающей к западной границе участка акватории, находящегося под воздействием поступления в море вод Волго-Каспийского канала. На остальной акватории участка «Тюлений» уровень токсичности морской воды находился в интервале значений от 11.3 до 18.3%. Средний уровень токсичности воды на участке «Тюлений» для осеннего периода составил 11.1% (табл. 3). Наибольшие его значения отмечены в северо-западной и юго-восточной частях и в западном районе прилегающей акватории (рис. 6).

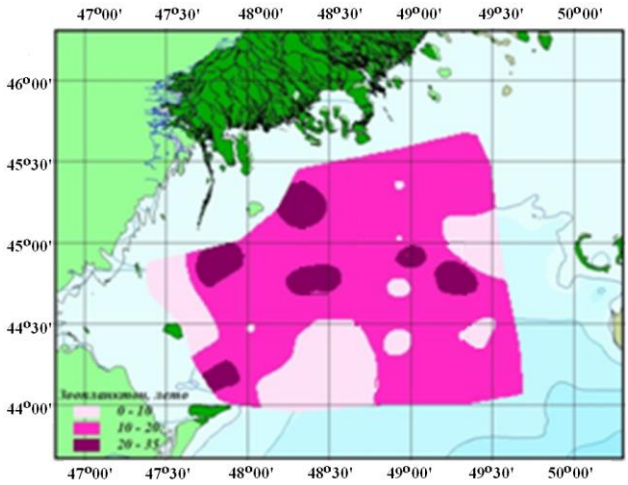


Рис. 5. Пространственное распределение средних значений гибели тест-объектов зоопланктона, летний период, %.

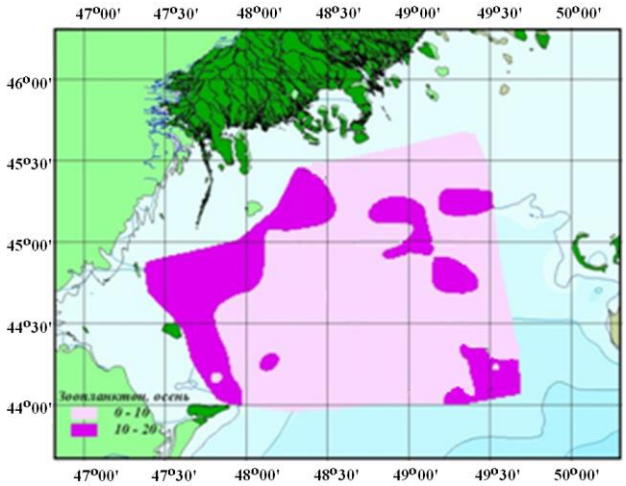


Рис. 6. Пространственное распределение средних значений гибели тест-объектов зоопланктона, осенний период, %.

Сравнительный анализ результатов исследований 2001-2006 годов показал отсутствие острого токсического действия на тест-объект зоопланктона. Наибольший уровень токсичности воды (30-33.3%) на экспериментальном участке «Тюлений» отмечен в летний период 2005 г. и осенний 2006 г. Установлено, что наиболее высокая токсичность воды была в центральной и южной частях изучаемой акватории и характеризовались коагуляцией и седиментогенезом взвешенных веществ, поступающих с речным стоком и сорбирующих на своей поверхности токсические вещества, включая хлорорганические соединения и тяжелые металлы.

Заключение

В результате интегральной оценки качества воды методом биотестирования показано, что весной 2002 года наблюдался самый низкий за пять лет исследований уровень токсичности воды для

анализируемой акватории. В течении всех пяти лет наблюдений уровень токсичности вод не претерпевал значительных изменений и находился на уровне 17.6% от контроля. Согласно известной классификации, вода на исследуемой акватории оценивается как «нетоксичная».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абдурахманов Г.М., Гаджиев А.А., Гаджиев А.А. 2011. Поисковое бурение скважины № 1 в глубоководной части Среднего Каспия – Комплексная оценка и анализ состояния фитопланктона флуоресцентными методами анализа как объект антропогенного воздействия. Saarbrucken, Germany: LAP Lambert Academic Publishing GmbH&Co. KG DudweilerLandstr. 54 с.

Абдурахманов Г.М., Абдусамадов А.С., Карпюк М.И. 2004. Современное состояние эколого-экономические перспективы развития рыбного хозяйства в Западно-Каспийском регионе России. М.: Наука. 420 с.

Абдурахманов Г.М., Гаджиев А.А., Шихшабеков М.М., Мунгиев А.А. 2003. Анализ экологического состояния Среднего Каспия и проблема воспроизводства рыб. М.: Наука. 286 с.

Абдурахманов Г.М., Карпюк М.И., Морозов Б.Н., Пузаченко Ю.Г. 2002. Современное состояние и факторы, определяющие биологическое и ландшафтное разнообразие Волжско-Каспийского региона России. М.: Наука. 414 с.

Методические указания по морским токсикологическим биоресурсам. 1978. М.: Издательство ВНИРО. 31 с.

Руководство по определению методом биотестирования токсичных вод, донных отложений, загрязняющих веществ в буровых растворах. 2002. М.: Природа. 118 с.

Жмур Н.С., Орлова Т.Л. 2001. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. М.: Акварос. 43 с.

ISSN 1993-3916

ЖУРНАЛ АРИДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ 2019. Т. 25. № 3 (80)

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.

ТОВАРИЩЕСТВО НАУЧНЫХ ИЗДАНИЙ КМК

Формат 60х 84 $^1/_8$	Объем 11 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

Индекс 39775 (каталог «Пресса России»)