



## СОДЕРЖАНИЕ

- Бондарева В. В., Голуб В. Б.** Оценка динамики растительности Волго-Ахтубинской поймы (на примере трансекты в районе с. Болхуны) . . . . . 243
- Кашин А. С., Петрова Н. А., Шилова И. В., Гребенников К. А., Куликова Л. В.** Состояние ценопопуляций *Calophaca wolgarica* (L.) Fisch. ex DC. (Fabaceae, Angiospermae) в Волгоградской области . . . . . 253
- Кислов Д. Е., Прилуцкий А. Н., Брижатая А. А.** Статистический анализ неоднородности горизонтальной структуры древостоев . . . . . 268
- Опарин М. Л., Кондратенков И. А., Конюшкова М. В., Опарина О. С., Мамаев А. Б., Трофимов И. А., Трофимова Л. С.** Динамика структуры гнездового населения жаворонков (Alaudidae, Aves) в полупустыне саратовского Заволжья . . . . . 277
- Пайдулова Ю. А., Турковская О. В.** Фиторемедиационный потенциал некоторых высших водных растений водоёмов Саратовской области . . . . . 294
- Пельгунов А. Н., Пельгунова Л. А.** Накопление радионуклидов грибами на территории Национального парка «Плещеево озеро» . . . . . 301
- Сапанов М. К., Сиземская М. Л.** Изменение климата и динамика целинной растительности в Северном Прикаспии . . . . . 307
- Сафонов М. А.** Влияние генезиса древостоев на биоту дереворазрушающих грибов Национального парка «Бузулукский Бор» . . . . . 321
- Степанова И. Э., Бикбулатов Е. М.** Значимость соотношений форм биогенных элементов для оценки современного состояния Рыбинского водохранилища . . . . . 330
- Филипчечев А. О., Беляченко А. В., Савонин А. А.** Американская норка – *Neovison vison* Schreber, 1777 (Carnivora, Mustelidae) в пойменных и правобережных экосистемах Волгоградского водохранилища: сезонные изменения пространственной структуры, питания и временной активности . . . . . 338

## КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

- Аргунов А. В.** Социальная структура сибирской косули – *Capreolus pygargus* Pall., 1771 (Cervidae, Mammalia) на северо-востоке ареала . . . . . 352
- Кирдей Т. А.** Фитотоксичность свинца в присутствии гумата . . . . . 357



## CONTENTS

- Bondareva V. V. and Golub V. B.** Estimate of the vegetation dynamics in the Volga-Akhtuba floodplain (with a transection near the Bolkhuny village as an example) ..... 243
- Kashin A. S., Petrova N. A., Shilova I. V., Grebennikov K. A., and Kulikova L. V.** Status of the *Calophaca wolgarica* (L.) Fisch. ex DC. (Fabaceae, Angiospermae) cenopopulations in the Volgograd region ..... 253
- Kislov D. E., Prilutsky A. N., and Brizhataya A. A.** Statistical analysis of the inhomogeneity of the spatial distribution of trees ..... 268
- Oparin M. L., Kondratenkov I. A., Konyushkova M. V., Oparina O. S., Mamayev A. B., Trofimov I. A., and Trofimova L. S.** Structure dynamics of the breeding population of larks (Alaudidae, Aves) in a semi-desert of the Saratov Trans-Volga region ..... 277
- Paydulova J. A. and Turkovskaya O. V.** Phytoremediation potential of some higher aquatic plants in Saratov Region water bodies ..... 294
- Pelgunov A. N. and Pelgunova L. A.** Radionuclide accumulation in mushrooms over the territory of the «Pleshcheyevo Lake» National Park ..... 301
- Sapanov M. K. and Sizemskaya M. L.** Climate changes and the virgin vegetation dynamics in the Northern Caspian Lowland ..... 307
- Safonov M. A.** Influence of the genesis of stands of trees on the wood-destroying fungi biota in the «Buzuluksky Bor» National Park ..... 321
- Stepanova I. E. and Bikbulatova E. M.** Importance of the biogenic element form ratio for assessing the current status of the Rybinsk Reservoir ..... 330
- Filipechev A. O., Belyachenko A. V., and Savonin A. A.** American mink – *Neovison vison* Schreber, 1777 (Carnivora, Mustelidae) in the floodplain and right-bank ecosystems of the Volgograd reservoir: seasonal changes in its spatial structure, nutrition and temporal activity ..... 338

## SHORT COMMUNICATIONS

- Argunov A. V.** Social structure of the Siberian roe deer – *Capreolus pygargus* Pall., 1771 (Cervidae, Mammalia) in the north-east of its habitat ..... 352
- Kirdey T. A.** Lead phytotoxicity in the presence of humate ..... 357

УДК 581.5(282.247.418.4)

## ОЦЕНКА ДИНАМИКИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ

(на примере трансекты в районе с. Болхуны)

**В. В. Бондарева, В. Б. Голуб**

*Институт экологии Волжского бассейна РАН*

*Россия, 445003, Тольятти, Комзина, 10*

*E-mail: vbgolub2000@mail.ru*

Поступила в редакцию 30.07.14 г.

**Оценка динамики растительности Волго-Ахтубинской поймы (на примере трансекты в районе с. Болхуны).** – Бондарева В. В., Голуб В. Б. – Проведен анализ повторных наблюдений (1955, 1971, 1982, 2013 гг.) на трансекте, пересекающей Волго-Ахтубинскую пойму в районе с. Болхуны (Астраханская область). В 2013 г. отмечена наибольшая степень ксерофитизация растительного покрова.

*Ключевые слова:* Волго-Ахтубинская пойма, регулирование водного стока, ксерофитизация растительности.

**Estimate of the vegetation dynamics in the Volga-Akhtuba floodplain (with a transection near the Bolkhuny village as an example).** – Bondareva V. V. and Golub V. B. – Our repeated observations (1955, 1971, 1982, and 2013) on the transection crossing the Volga-Akhtuba floodplain near the Bolkhuny village (the Astrakhan region) are analyzed. The highest degree of xerophytization of the vegetation was noted in 2013.

*Key words:* Volga-Akhtuba floodplain, water stream regulation, xerophytization of vegetation.

### ВВЕДЕНИЕ

Ранее проведена оценка динамики растительности Волго-Ахтубинской поймы за многолетний период по данным, полученным на трансекте в районе с. Капустин Яр. Был сделан вывод о значительной ксерофитизации растительного покрова в этом районе (Иолин и др., 2011). Важно проверить, произошли ли подобные изменения в других районах поймы. С этой целью аналогичные исследования были осуществлены на трансекте, заложенной в 1955 г. вблизи с. Болхуны в Ахтубинском районе Астраханской области.

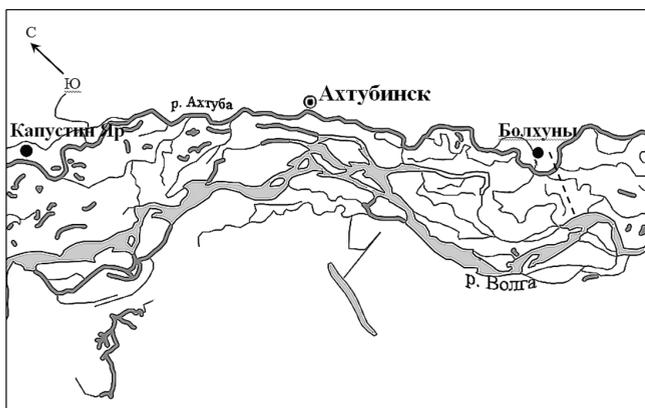
### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Методика исследований на трансекте в районе с. Болхуны и обработка материала во многом были такие же, как и при оценке динамики растительности вблизи с. Капустин Яр. Они были описаны в статье М. М. Иолина с соавторами (2011). Поэтому мы обратим внимание лишь на те аспекты нашей работы, которые отличались от изложенных в упомянутой статье.

Трансекта в районе с. Болхуны была заложена в 1955 г. Прикаспийской экспедицией Московского государственного университета (рис. 1). Общая ее длина составляет 18905 м. Часть площади поймы, пересекаемой трансектой, которая примы-

кает к селу, в 60-х гг. прошлого века была обвалована и превращена в пашню. Эта часть трансекты, длина которой 6390 м, была исключена из рассмотрения.

Сохранились полевые дневники участников Прикаспийской экспедиции Московского государственного университета Л. В. Петровой и Г. С. Шилова с описаниями геоботанических площадок, размещенных на трансекте. После 1955 г. трансекту



**Рис. 1.** Схематическая карта Волго-Ахтубинской поймы в районе проведения полевых исследований: пунктиром обозначена геоботаническая трансекта

посещали в 1971, 1982 и 2013 гг. При этом повторные геоботанические описания проводили примерно в тех же местах, что и в 1955 г. Описания, сделанные во все годы исследований, аккумулированы в базе данных на основе программы TURBOVEG (Голуб и др., 2009).

При анализе динамики флоры мы ограничились списком видов только теми, встречаемость которых в каком-либо году наблюдений

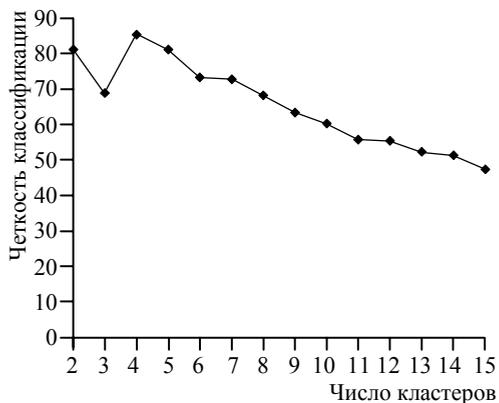
превышала 15%. К числу доминантов формально были отнесены виды, отмеченные в геоботанических описаниях с наибольшим обилием и которые встретились чаще, чем в 10% описаний хотя бы в одном из годов наших учетов на трансекте. Для выявления направления изменений в растительности применили DCA-ординацию геоботанических описаний с помощью встроенного в программу JUICE модуля «Ordjuice» из программного пакета R с параметрами, установленными по умолчанию и с понижением веса редких видов (Zelený, Tichý, 2009).

Для сравнения состава растительных сообществ общее число описаний подвергли кластерному анализу на основе определения их сходства, рассчитывая относительный коэффициент Сьеренсена, примененный к количественным данным, и связыванием кластеров методом «гибкой беты» (flexible beta), при  $\beta = -0.25$ . Для усиления роли видов с низким обилием произвели трансформацию данных с помощью извлечения квадратного корня из значений обилия растений. Кластерный анализ был проведен с использованием пакета программ PC-ORD 5.0 (McCune et al., 2002).

Уровень кластеризации определяли путем вычисления показателя четкости классификации (Botta-Dukát et al., 2005), который был реализован с помощью пакета программ JUICE 7.0 (Tichý, 2002; JUICE version 7.0, 2014). В нашем случае максимальное значение четкости достигается при расчленении выборки описаний на 4 группы (рис. 2).

## ОЦЕНКА ДИНАМИКИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ

Для выделенных с помощью кластерного анализа групп сообществ были определены их «верные виды». Верность оценивали с помощью *phi*-коэффициента, расчет которого предложили чешские геоботаники (Chytrý et al., 2002). Поскольку на величину *phi*-коэффициента влияет размер групп, предварительно их выравняли (Tichý, Chytrý, 2006). После стандартизации *phi*-коэффициент в целевой группе может достигнуть высокого значения даже в случаях, когда верность определенного вида к этой группе статистически незначительна. Поэтому в дополнение к *phi*-коэффициенту для каждого вида группы вычисляли статистическое значение верности, используя критерий Фишера (Chytrý et al., 2002). Если «всплеск» встречаемости вида в целевой группе не отличался от случайного на уровне  $P < 0.05$ , то его не включали в число верных даже при наличии высокого значения *phi*-коэффициента. Вся процедура расчетов *phi*-коэффициента и критерия Фишера реализовывали с помощью программы JUICE 7.0.



**Рис. 2.** Изменение показателя четкости классификации с увеличением числа кластеров

Верные виды мы считали диагностическими для выделенных с помощью кластерного анализа сообществ. Величина *phi*-коэффициента, выше которой таксон относили к диагностическому, была принята равной 0.25. Если эта величина достигала 0.50, то такой таксон считали высокодиагностическим. Разумеется, что эти границы условны: они были выбраны с таким расчетом, чтобы количество диагностических таксонов было не слишком маленьким и не слишком большим.

Данные о гидрологии р. Волги получены в органах гидрометеослужбы. За объем половодий мы условно принимаем сток воды в створе Волгоградской ГЭС в течение второго квартала, в период которого проводятся специальные попуски воды в нижний бьеф этого гидроузла (Грин, 1971).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

**Флористический состав.** Количество видов и их агрегаций, встречаемость которых хотя бы в одном из лет учетов превышала 15%, оказалось равным 58 (табл. 1). Так же, как и в районе с. Капустин Яр, в большинстве случаев колебания их встречаемости можно квалифицировать как флуктуирующие. В отличие от трансекты вблизи с. Капустин Яр не произошло увеличения распространения адвентивного вида *Xanthium strumarium* s.l. и комплекса *Bidens frondosa* + *B. tripartita*. Зато очевидно больше стало видов ксерофитной ориентации (*Cannabis sativa* var. *spontanea*, *Artemisia abrotanum*, *Glycyrrhiza glabra*, *G. echinata*, *Eremopyrum triticeum*, *Carex stenophylla*, *Artemisia* cf. *santonicum*, *Medicago sativa* ssp. *caerulea*). Среди

доминантов в 2013 г. в сравнении с предыдущими годами учетов реже стали встречаться гигрофиты (*Eleocharis palustris* + *E. uniglumis*), мезофиты (*Bromus inermis*, *Elymus repens*, *Hierochloë repens*), но гораздо чаще – виды-мезоксерофиты (*Glycyrrhiza glabra*, *Poa angustifolia*). В числе доминантов в 2013 г. было отмечено пустынное растение (*Eremopyrum triticeum*), которое ранее в таком качестве не отмечали.

Таблица 1

Встречаемость видов растений и их агрегаций, %

Список видов и их агрегаций	Год учета			
	1955	1971	1982	2013
1	2	3	4	5
Среднее значение показателей шкалы увлажнения Л. Г. Раменского	80	66	64	62
Среднее число видов на площадке	17	13	18	18
<i>Inula britannica</i>	<b>72</b>	47	<b>60</b>	48
<i>Eleocharis palustris</i> + <i>E. uniglumis</i>	<b>69</b>	<b>57</b>	<b>55</b>	<b>36</b>
<i>Carex melanostachya</i>	<b>53</b>	<b>57</b>	<b>41</b>	<b>60</b>
<i>Convolvulus arvensis</i>	59	53	69	60
<i>Bromus inermis</i>	<b>66</b>	<b>50</b>	<b>66</b>	<b>45</b>
<i>Euphorbia esula</i> s. <i>esula</i>	<b>66</b>	55	55	55
<i>Xanthium strumarium</i> s.l.	66	21	10	<b>59</b>
<i>Carex praecox</i>	<b>36</b>	<b>34</b>	<b>40</b>	29
<i>Galium verum</i>	41	<b>47</b>	<b>60</b>	48
<i>Hierochloë repens</i>	<b>52</b>	<b>50</b>	<b>53</b>	33
<i>Elymus repens</i>	<b>45</b>	40	<b>40</b>	31
<i>Rorippa brachycarpa</i>	62	–	34	10
<i>Echinochloa crus-galli</i>	<b>50</b>	9	2	5
<i>Artemisia austriaca</i>	12	<b>43</b>	<b>41</b>	21
<i>Bidens frondosa</i> + <i>B. tripartita</i>	34	9	7	9
<i>Potentilla bifurca</i>	36	31	33	21
<i>Polygonum aviculare</i> agr.	26	24	28	33
<i>Tragopogon brevisrostris</i> ssp. <i>podolicus</i>	26	21	45	17
<i>Senecio jacobaea</i>	31	24	29	9
<i>Butomus umbellatus</i>	26	9	14	22
<i>Bolboschoenus glaucus</i>	29	5	14	26
<i>Rubia tatarica</i>	26	21	<b>24</b>	34
<i>Acroptilon repens</i>	17	24	22	24
<i>Carex acuta</i>	<b>16</b>	9	<b>21</b>	<b>16</b>
<i>Poa angustifolia</i>	2	5	<b>29</b>	<b>28</b>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<b>21</b>	<b>17</b>	19	17
<i>Taraxacum officinale</i> agr.	2	3	43	5
<i>Asparagus officinalis</i>	19	3	10	17
<i>Cannabis sativa</i> var. <i>spontanea</i>	9	7	7	19
<i>Allium angulosum</i>	7	2	24	16
<i>Althaea officinalis</i>	24	2	12	14
<i>Eryngium planum</i>	7	26	43	26

ОЦЕНКА ДИНАМИКИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ

Окончание табл. 1

1	2	3	4	5
<i>Artemisia abrotanum</i>	12	9	16	28
<i>Glycyrrhiza glabra</i>	12	14	22	31
<i>Glycyrrhiza echinata</i>	9	9	9	22
<i>Galium rubioides</i>	16	9	17	16
<i>Stachys palustris</i>	24	16	19	16
<i>Medicago sativa</i> ssp. <i>caerulea</i>	7	19	22	26
<i>Lotus corniculatus</i>	10	10	24	5
<i>Cirsium arvense</i>	10	16	38	36
<i>Chenopodium album</i>	16	10	9	21
<i>Achillea cartilaginea</i>	12	16	17	3
<i>Mentha arvensis</i>	17	5	19	7
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	10	3	14	16
<i>Gratiola officinalis</i>	14	7	7	16
<i>Lysimachia vulgaris</i>	7	5	19	12
<i>Lythrum salicaria</i> + <i>L. virgatum</i>	40	22	33	45
<i>Amaranthus albus</i>	21	5	–	5
<i>Crypsis aculeata</i>	31	3	–	–
<i>Euphorbia palustris</i>	17	5	2	–
<i>Herniaria glabra</i>	7	–	22	2
<i>Gypsophila muralis</i>	14	21	34	–
<i>Vicia cracca</i>	–	–	7	19
<i>Atriplex</i> sp.	2	2	–	17
<i>Eremopyrum triticeum</i>	–	–	12	19
<i>Alisma lanceolatum</i> + <i>A. plantago-aquatica</i>	5	–	5	16
<i>Carex stenophylla</i>	–	14	24	19
<i>Artemisia</i> cf. <i>santonicum</i>	–	–	–	16

Примечание. Полужирным шрифтом выделены значения встречаемости видов-доминантов.

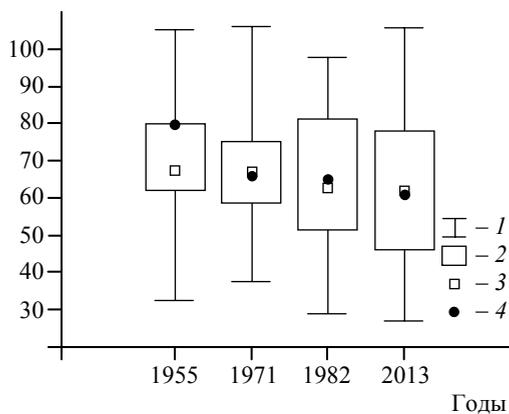
Показатели шкал Л. Г. Раменского. Сопоставление совокупности распределений описаний по шкале увлажнения Л. Г. Раменского показало, что они достоверно отличаются в 1982 и 2013 гг. от 1955 г. (табл. 2, рис. 3) и свидетельствуют об иссушении экотопов, пересекаемых трансектой.

DCA ординация. Абсцисса диаграммы ординации (DCA 1) хорошо интерпретируется как ось увлажнения (рис. 4). Коэффициенты отрицательной линейной корреляции между величинами проекций на эту ось положений геоботанических описаний и степенями увлажнения за все годы менее 0.85 не опускались. На диаграмме видно смещение левой границы облаков описаний в 1982 и 2013 гг. в сторону меньшего увлажнения.

Таблица 2

Достоверные (+) и недостоверные (–) различия распределения описаний по степеням шкалы увлажнения Л. Г. Раменского, оцененные тестом Манна – Уитни

Год	1971	1982	2013
1955	–	+	+
1971	–	–	–
1982	–	–	–

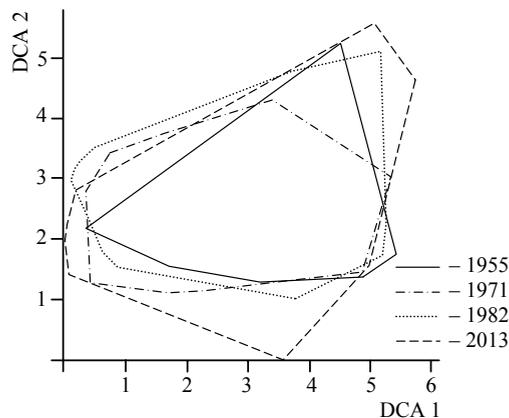


**Рис. 3.** Статистические параметры распределения описаний по ступеням увлажнения шкалы Л. Г. Раменского в разные годы: 1 – минимальное и максимальное значение, 2 – верхний и нижний квартиль, 3 – медиана, 4 – среднее арифметическое

ристорический состав которых отражен в табл. 3. В данную таблицу включены только те виды и их агрегации, встречаемость которых превышает 25% в любой из групп.

Первая группа – это в основном сообщества с доминированием *Carex acuta*. Данный вид является также высокодиагностическим для этой группы. Кроме него, в число таких видов входят *Stachys palustris*, *Lysimachia vulgaris*, *Mentha arvensis*. Сообщества этой группы занимают нижние части склонов к обводненным понижениям, реже – сами понижения. Из четырех выделенных групп – это наиболее гигрофитные сообщества. В 2013 г. они были представлены минимальным числом геоботанических описаний.

Вторая группа – это влажные луга, преимущественно выровненных участков поймы. Высокодиагностических видов нет. Среди диагностических: *Carex melanostachya*, *Rubia tatarica*, *Butomus umbellatus*, *Bolboschoenus glaucus*. В число доминантов чаще всего входят *Carex melanostachya* и *Eleocharis palustris* + *E. uniglumis*. В годы учетов число представленных в этой группе описаний флуктуировало без определенной направленности.



**Рис. 4.** Диаграмма DCA-ординации геоботанических описаний: линии обводят внешние границы «облаков» описаний, сделанных в разные годы. Собственное значение осей, характеризующее долю общей информации: для оси 1 = 0.59, для оси 2 = 0.33

Сопоставляя описания растительности, имеющие самые маленькие и самые большие проекции на вторую ось ординации (DCA 2), мы пришли к выводу, что она имеет комплексный характер, отражающий одновременно степень дренированности местообитаний, величину и переменность увлажнения. Интерпретировать данные проекций геоботанических описаний на эту ось для оценки динамики растительности не удалось.

#### Растительные сообщества.

Как было показано, при кластерном анализе максимальное значение четкости достигается при расчленении выборки описаний на 4 группы (см. рис. 2). Рассмотрим эти группы, флористический состав которых отражен в табл. 3. В данную таблицу включены только те виды и их агрегации, встречаемость которых превышает 25% в любой из групп.

Первая группа – это в основном сообщества с доминированием *Carex acuta*. Данный вид является также высокодиагностическим для этой группы. Кроме него, в число таких видов входят *Stachys palustris*, *Lysimachia vulgaris*, *Mentha arvensis*. Сообщества этой группы занимают нижние части склонов к обводненным понижениям, реже – сами понижения. Из четырех выделенных групп – это наиболее гигрофитные сообщества. В 2013 г. они были представлены минимальным числом геоботанических описаний.

Вторая группа – это влажные луга, преимущественно выровненных участков поймы. Высокодиагностических видов нет. Среди диагностических: *Carex melanostachya*, *Rubia tatarica*, *Butomus umbellatus*, *Bolboschoenus glaucus*. В число доминантов чаще всего входят *Carex melanostachya* и *Eleocharis palustris* + *E. uniglumis*. В годы учетов число представленных в этой группе описаний флуктуировало без определенной направленности.

ОЦЕНКА ДИНАМИКИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ

Таблица 3

Группы сообществ, выделенных с помощью кластерного анализа

Список видов и их агрегаций	Номер группы			
	1	2	3	4
1	2	3	4	5
Общее количество геоботанических описаний в группе	23	83	68	58
в том числе, сделанных в 1955 г.	7	25	22	4
1971 г.	5	19	19	15
1982 г.	7	16	17	18
2013 г.	4	23	10	21
Среднее число видов на площадке	11	16	17	19
Среднее значение показателей шкалы увлажнения Л. Г. Раменского	87	76	63	46
<i>Carex acuta</i>	96 <sup>3-5</sup>	13	–	3
<i>Stachys palustris</i>	83 <sup>+2</sup>	24	6	–
<i>Lysimachia vulgaris</i>	65 <sup>+2</sup>	12	–	–
<i>Mentha arvensis</i>	52 <sup>+2</sup>	16	3	2
<i>Achillea cartilaginea</i>	52 <sup>+2</sup>	13	1	7
<i>Thalictrum flavum</i>	35 <sup>+1</sup>	14	1	2
<i>Althaea officinalis</i>	35 <sup>+1</sup>	23	4	–
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	30 <sup>+2</sup>	10	–	–
<i>Carex melanostachya</i>	–	66 <sup>+3</sup>	66 <sup>+4</sup>	40 <sup>+3</sup>
<i>Rubia tatarica</i>	30 <sup>+2</sup>	49 <sup>+4</sup>	18	2
<i>Butomus umbellatus</i>	9	39 <sup>+3</sup>	10	–
<i>Bolboschoenus glaucus</i>	13	37 <sup>+4</sup>	12	2
<i>Bromus inermis</i>	9	45 <sup>+4</sup>	94 <sup>+5</sup>	48 <sup>+2</sup>
<i>Eleocharis palustris</i> + <i>E. uniglumis</i>	26 <sup>+3</sup>	69 <sup>+5</sup>	84 <sup>+3</sup>	10
<i>Galium verum</i>	–	25 <sup>+2</sup>	84 <sup>+3</sup>	62 <sup>+2</sup>
<i>Inula britannica</i>	17	65 <sup>+2</sup>	82 <sup>+4</sup>	31 <sup>+1</sup>
<i>Euphorbia esula</i> ssp. <i>esula</i>	–	59 <sup>+2</sup>	81 <sup>+2</sup>	52 <sup>+2</sup>
<i>Convolvulus arvensis</i>	22	61 <sup>+2</sup>	76 <sup>+2</sup>	55 <sup>+3</sup>
<i>Elymus repens</i>	–	19	72 <sup>+5</sup>	43 <sup>+2</sup>
<i>Carex praecox</i>	–	12	66 <sup>+3</sup>	45 <sup>+3</sup>
<i>Hierochloë repens</i>	13	59 <sup>+4</sup>	63 <sup>+4</sup>	24
<i>Tragopogon brevirostris</i> ssp. <i>podolicus</i>	–	8	59 <sup>+3</sup>	28 <sup>+2</sup>
<i>Gypsophila muralis</i>	–	5	32 <sup>+1</sup>	24
<i>Senecio jacobaea</i>	–	16	51 <sup>+2</sup>	10
<i>Rorippa brachycarpa</i>	22	29 <sup>+2</sup>	49 <sup>+2</sup>	–
<i>Lotus corniculatus</i>	–	4	31 <sup>+2</sup>	9
<i>Artemisia austriaca</i>	–	2	28 <sup>+2</sup>	81 <sup>+4</sup>
<i>Medicago sativa</i> ssp. <i>caerulea</i>	–	2	7	62 <sup>+4</sup>
<i>Acroptilon repens</i>	–	4	18	62 <sup>+2</sup>
<i>Glycyrrhiza glabra</i>	–	11	10	52 <sup>+5</sup>
<i>Carex stenophylla</i>	–	2	6	47 <sup>+2</sup>
<i>Cannabis sativa</i> var. <i>spontanea</i>	–	4	–	36 <sup>+2</sup>
<i>Eremopyrum triticeum</i>	–	–	–	31 <sup>+2</sup>
<i>Polygonum aviculare</i> agr.	–	17	24	59 <sup>+2</sup>
<i>Potentilla bifurca</i>	–	5	53 <sup>+2</sup>	52 <sup>+1</sup>

Окончание табл. 3

1	2	3	4	5
<i>Eryngium planum</i>	–	7	43 <sup>+2</sup>	41 <sup>+1</sup>
<i>Poa angustifolia</i>	–	5	13	41 <sup>+4</sup>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	–	7	21	40 <sup>+5</sup>
<i>Chenopodium album</i>	4	11	3	34 <sup>+2</sup>
<i>Carduus uncinatus</i>	–	–	3	31 <sup>+2</sup>
<i>Centaurea arenaria</i>	–	1	–	26 <sup>+1</sup>
<i>Lactuca serriola</i>	–	2	1	26 <sup>+2</sup>
<i>Xanthium strumarium</i> s.l.	22	54 <sup>+4</sup>	40 <sup>+2</sup>	22

*Примечание.* Встречаемость видов приводится в %. Значения встречаемости диагностических видов (имеющих значение  $phi \geq 0.25$ ) закрашены светло-серым цветом, высокодиагностических ( $phi \geq 0.5$ ) – темно-серым цветом. Надстрочными индексами указаны интервалы варьирования обилия растений, у которых встречаемость равна или превышает 25%.

Третья группа – это сухие луга, представленные на высоких гривах. Высокодиагностическим видом является *Bromus inermis*. Он же чаще других является доминантом сообществ. Кроме него, в их число входит *Elymus repens*. Четко выражено направленное уменьшение встречаемости этих сообществ от 1955 г. к 2013 г.

Четвертая группа – это остепненные луга, так же как и сообщества третьей группы они приурочены к вершинам грив. Высокодиагностическими видами являются: *Artemisia austriaca*, *Medicago sativa* ssp. *caerulea*, *Acroptilon repens*, *Glycyrrhiza glabra*, *Carex stenophylla*, *Cannabis sativa* var. *spontanea*, *Eremopyrum triticeum*. В число доминантов входят *Glycyrrhiza glabra*, *Artemisia austriaca*, *Medicago sativa* ssp. *caerulea*, *Calamagrostis epigejos*. Наблюдается направленное увеличение встречаемости этой группы сообществ от 1955 г. к 2013 г. В последний год учетов эта группа была зафиксирована на трансекте более чем в 5 раз чаще, чем в первый. В эту группу, начиная с 1971 г., постепенно переходили учетные площадки, на которых до этого отмечали сообщества третьей группы.

## ОБСУЖДЕНИЕ

Итак, анализ флоры и растительных сообществ на трансекте свидетельствуют о ксерофитизации растительного покрова. Причем в большей мере этот процесс коснулся фитоценозов, расположенных на высоких гривах.

Существование в Волго-Ахтубинской пойме интразональной болотной и луговой растительности обязано ежегодным весенне-летним половодьям, которые с 1959 г. регулируются каскадом волжских водохранилищ. Регулирование водного стока отразилось, прежде всего, на сокращении объема половодий, которые определяют степень увлажнения поймы. Однако если обратить внимание на последнее десятилетие, то объем половодий немного увеличился по сравнению с предыдущим (табл. 4). Как было показано ранее (Июлин и др., 2011), в последние годы возросло и количество осадков, выпадающих над территорией долины Нижней Волги.

Если обратиться к данным об объемах половодий в годы, когда велись наблюдения на трансекте (табл. 5), то можно видеть, что в год последнего учета объ-

## ОЦЕНКА ДИНАМИКИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ

ем половодий уступал лишь тому, которое было в 1955 г. Следовательно, 2004 – 2013 гг. и, в частности 2013 г. были не худшими для лугов по сравнению с предыдущими периодами и годами учетов, если об этом судить по объему попусков воды, предназначенных для затопления поймы. Однако именно к 2013 г. ксерофитизация растительного покрова на трансекте в районе с. Болхуны достигла максимальной величины. Это можно объяснить не только запоздалой реакцией растительности на улучшение условий увлажнения в последний период, но и геоморфологическими особенностями поймы и русла Волги в районе расположения трансекты. Участок поймы здесь сужен, и он в целом высоко приподнят над меженью. Для затопления грив нужен высокий уровень подъема воды во время половодий. По данным промеров, русло Волги в районе трансекты углубилось (Атлас русловой морфодинамики..., 2009). Поэтому для затопления одних и тех же отметок поймы в створе трансекты в настоящее время необходимы большие расходы воды, чем это требовалось ранее.

Если сравнивать степень ксерофитизации растительности в районе двух трансект, одна из которых расположена в районе с. Капустин Яр, а вторая – у с. Болхуны, то, несомненно, этот процесс более выражен на трансекте у с. Болхуны. Вблизи с. Капустин Яр среднее значение ступени увлажнения для всех описаний с 1954 г. к 2010 г. уменьшилось с 79 до 73, а на трансекте у с. Болхуны – с 1955 г. к 2013 г. – с 80 до 60. Конечно, сказывается и то обстоятельство, что трансекта у с. Болхуны находится южнее. Однако, по нашему мнению, основная причина различий в динамике флоры и растительности на этих трансектах связана с тем, что режим затопления поймы в районе с. Болхуны ухудшился в большей степени, чем у с. Капустин Яр.

Авторы благодарят за помощь в проведении полевых работ Я. А. Афанасьеву, Е. В. Крутских, А. Н. Сорокина, А. В. Чувашова.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-04-00011).*

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Атлас русловой морфодинамики Нижней Волги. М. : Изд-во МГУ, 2009. 232 с.  
 Голуб В. Б., Сорокин А. Н., Ивахнова Т. Л., Старичкова К. А., Николайчук Л. Ф., Бондарева В. В. Геоботаническая база данных долины Нижней Волги // Изв. Самар. науч. центра РАН. 2009. Т. 11, № 1 (4). С. 577 – 582.  
 Грин Г. Б. Попуски в нижние бьефы. М. : Энергия, 1971. 95 с.

**Таблица 4**  
Средний объем водного стока в створе Волгоградской ГЭС, км<sup>3</sup>

Годы	За год	За второй квартал
1946 – 1955	263	148
1962 – 1971	237	104
1973 – 1982	233	92
2004 – 2013	217	98

**Таблица 5**  
Гидрологические показатели в годы проведения исследований на трансекте

Год	Объем водного стока в створе Волгоградской ГЭС, км <sup>3</sup>	
	За год	За второй квартал
1955	308	190
1971	232	98
1982	225	78
2013	271	125

*Иолин М. М., Сорокин А. Н., Старичкова К. А., Бармин А. Н., Николайчук Л. Ф., Голуб В. Б.* Оценка динамики растительности Волго-Ахтубинской поймы на трансекте в районе с. Капустин Яр // Поволж. экол. журн. 2011. № 4. С. 431 – 441.

*Botta-Dukát Z., Chytrý M., Hájková P., Havlová M.* Vegetation of lowland wet meadows along a climatic continentality gradient in Central Europe // *Preslia*. 2005. Vol. 77. P. 89 – 111.

*Chytrý M., Tichý L., Holt J., Botta-Dukát Z.* Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures // *J. of Vegetation Science*. 2002. Vol. 13, № 1. P. 79 – 90.

JUICE version 7.0 // Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity [Electronic resource]. Brno : Masaryk University, 2014. Available at: <http://www.sci.muni.cz/botany/juice/> (accessed 30 May 2014).

*McCune B., Grace J. B., Urban D. L.* Analysis of Ecological Communities. Glenden Beach : MjM Software, 2002. 302 p.

*Tichý L.* JUICE, software for vegetation classification // *J. of Vegetation Science*. 2002. Vol. 13, № 3. P. 451 – 453.

*Tichý L., Chytrý M.* Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size // *J. of Vegetation Science*. 2006. Vol. 17, № 6. P. 809 – 818.

*Zelený D., Tichý L.* Linking JUICE and R : New developments in visualization of unconstrained ordination analysis // 18th Workshop of European Vegetation Survey in Rome. Roma : La Sapienza Univerzita, 2009. P. 123.

УДК 58.009+582.736

**СОСТОЯНИЕ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *CALOPHACA WOLGARICA* (L.) FISCH. ex DC. (FABACEAE, ANGIOSPERMAE) В ВОЛГОГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ**

**А. С. Кашин<sup>1</sup>, Н. А. Петрова<sup>1</sup>, И. В. Шилова<sup>1</sup>,  
К. А. Гребенников<sup>2</sup>, Л. В. Куликова<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Саратовский государственный университет им. Н. Г. Чернышевского  
Россия, 410010, Саратов, акад. Навашина, 1  
E-mail: kashinas2@yandex.ru

<sup>2</sup> Государственный природный заповедник «Богдинско-Баскунчакский»  
Россия, 416502, Астраханская обл., Ахтубинск, мр-н Мелиораторов, д. 19, кв. 1  
E-mail: kgrebennikov@gmail.com

Поступила в редакцию 17.08.14 г.

**Состояние ценопопуляций *Calophaca wolgarica* (L.) Fisch. ex DC. (Fabaceae, Angiospermae) в Волгоградской области.** – Кашин А. С., Петрова Н. А., Шилова И. В., Гребенников К. А., Куликова Л. В. – Проведён мониторинг ценопопуляций *Calophaca wolgarica* на территории Волгоградской области. Выявлено, что они приурочены к участкам со светло-каштановыми почвами с горизонтальной поверхностью рельефа, реже – к более или менее крутым склонам балок различной экспозиции. Показано, что сообщества с *C. wolgarica* разреженные, злаково-кустарниковые. Число особей *C. wolgarica* в ценопопуляциях составляет от 14 до 122 шт./100 м<sup>2</sup>. Ценопопуляции преимущественно зрелые с низким самовозобновлением. Для них характерна мозаичная и агрегированная пространственная структура. Основными угрожающими существованию ценопопуляций факторами указаны: интенсивный выпас; пожары; прямое уничтожение растений при производстве дорожно-ремонтных работ; возрастание степени проективного покрытия сопутствующих растений в фитоценозах; неблагоприятные погодные условия для семенного возобновления в период диссеминации. Эффективному семенному возобновлению способствует наличие участков с нарушенным верхним слоем почвенного покрова.

*Ключевые слова:* *Calophaca wolgarica*, мониторинг, возрастная структура популяций.

**Status of the *Calophaca wolgarica* (L.) Fisch. ex DC. (Fabaceae, Angiospermae) cenopopulations in the Volgograd region.** – Kashin A. S., Petrova N. A., Shilova I. V., Grebennikov K. A., and Kulikova L. V. – The cenopopulations of *Calophaca wolgarica* in the Volgograd region were monitored. They are confined to areas with light-brown soils and a horizontal surface, or (sometimes) to more or less steep slopes of various exposure beams. The communities with *C. wolgarica* are shown to be sparse (crops and bushes). The numbers of *C. wolgarica* individuals per a unit area in the cenopopulations vary from 14 to 122 ind/100 m<sup>2</sup>. The cenopopulations are predominantly mature, with low self-renewal. They are characterized by a mosaic and aggregated spatial structure. The main factors threatening the existence of these cenopopulations are: overgrazing, fires, direct destruction of plants while road works, an increased degree of the projective cover of the related plants in phytocenoses, adverse (for seed reproduction) weather conditions during dissemination. The presence of sites with a disturbed top soil layer contributes to effective seed reproduction.

*Key words:* *Calophaca wolgarica*, monitoring, age structure of populations.

## **ВВЕДЕНИЕ**

Одним из видов, по-видимому, исчезнувшим с территории Саратовской области и нуждающемся в реинтродукции, является майкараган волжский (*Calopha-*

*ca wolgarica* (L.) Fisch. ex DC. Это – высоко декоративный засухоустойчивый кустарник семейства Fabaceae Lindl., 20 – 100 см высотой. Растет на степных участках, пологих склонах и каменистых почвах. Эндемик Юго-Восточной Европы, нуждающийся в полной охране (Редкие..., 1981). Повсеместно в регионах произрастания редок. Подлежит охране в Ставропольском крае, со статусом I(E) – «исчезающий вид» (Красная книга..., 2002). Со статусом 2(V) – «Уязвимый вид» занесён в Красную книгу Волгоградской области (Лазарев, Климова, 2006). В Красной книге Российской Федерации вид *C. wolgarica* со статусом 2a – сокращающийся в численности – указывается для территории Ставропольского края, Республики Калмыкия, Астраханской, Волгоградской, Оренбургской, Ростовской, Самарской областей (Камелин, Федяева, 2008).

Известно, что для успешного проведения работ в области реинтродукции необходимо иметь информацию о биологических особенностях видов, структуре фитоценозов с их участием, способах адаптации и акклиматизации растений в условиях искусственно создаваемых популяций. В этой связи необходимы исследования особенностей биологии и экологии, а также состояния популяций этих видов в их естественных местообитаниях. Наличие такой информации позволит оперативно регулировать и увеличивать численность особей и популяций, как на территории естественного произрастания, так и в сопредельных регионах.

Цель данной работы – изучение состояния ценопопуляций *C. wolgarica* на территории Волгоградской области с выявлением условий произрастания и лимитирующих факторов для реинтродукции данного вида на территорию Саратовской области.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В вегетационные периоды 2009 – 2014 гг. было исследовано десять ценопопуляций (ЦП) *C. wolgarica* в шести (Палласовском, Городищенском, Светлоярском, Октябрьском, Котельниковском и Суровикинском) административных районах Волгоградской области (рис. 1). Исследования проводились в фазу массового созревания плодов – в первой половине июля.

В каждой ЦП проводили геоботаническое описание, изучение онтогенетической структуры и плотности. Экологическая оценка местообитаний по растительному покрову проведена В. И. Гориным с использованием экологических шкал (Раменский и др., 1956; Горин, Болдырев, 2013) по оригинальной компьютерной программе.

Состояние ЦП оценивалось по следующим параметрам: размер (занимаемая площадь), численность, соотношение возрастных групп, пространственная структура.

Площадь, занимаемая ЦП, определялась с помощью GPS-навигатора. Численность определялась прямым пересчетом особей на учетных площадках размером 100 м<sup>2</sup> с экстраполяцией полученных данных на занимаемую популяцией площадь. В малочисленных ЦП проводился полный бесплощадочный учет особей. Так как для майкарагана характерно только семенное размножение, счетной единицей служила особь семенного происхождения (Заугольнова и др., 1988).

Возрастные состояния (табл. 1) выделялись по общепринятым методикам, исходя из размеров и количества вегетативных и генеративных органов, а также по

общему габитусу особей, исключая уничтожение растений (Заугольнова, 1976; Правила сбора..., 1981). Распределение особей по возрастным группам представлено в виде возрастных спектров. По средним показателям участия возрастных групп в структуре ЦП построен базовый спектр. Зону базового спектра определяли как величину отклонения  $\pm 3\delta$  от средней арифметической (Заугольнова и др., 1988).

Важной характеристикой возрастной структуры ЦП является индекс восстановления (Кашин др., 2007). Индекс восстановления для исследованных ЦП вычисляли как отношение количества растений прегенеративного периода к количеству растений генеративного периода (Жукова, 1987). К ЦП, способным к самовозобновлению, относили ЦП, характеризующиеся индексом восстановления больше 1 (Заугольнова и др., 1988).

В качестве характеристик состояния ЦП *C. wolgarica* использовали также коэффициент возрастности ( $\Delta$ ), понимая его как средневзвешенную возрастность одной особи (Уранов, 1975), и среднюю энергетическую эффективность популяции, или индекс эффективности ( $\omega$ ), как средневзвешенное значение величин энергетической эффективности одной особи (Животовский, 2001). Чем они были выше, тем более старой считалась исследуемая ЦП. Для определения типа нормальных популяций использовали классификацию «дельта-омега» (Животовский, 2001), которая основана на совместном использовании индексов возрастности  $\Delta$  и эффективности  $\omega$  (см. табл. 1).

Для характеристики пространственной структуры ЦП руководствовались рекомендациями Г. И. Дохман, А. М. Якшиной, О. В. Шаховой (Воронов, 1973), а именно: измеряли расстояние от одного экземпляра (выбранного случайным образом), который принимали за центр, до четырех ближайших экземпляров. Данные промеров, выраженные в сантиметрах, разбивали на классы (по 20 см). Результаты представлены в виде кривой. При построении кривой по горизонтальной оси наносили классы расстояний, а по вертикальной – число расстояний между экземплярами данного вида, относящимися к тому или иному классу.

Результаты измерений и подсчетов подвергались статистической обработке при уровне значимости  $P \leq 0.95$  (Рокицкий, 1973; Гланц, 1999).

Видовые названия растений даны по сводке П. Ф. Маевского (2006).



**Рис. 1.** Районы произрастания исследованных ценопопуляций *Calophaca wolgarica* в Волгоградской области: 1 – Палласовский; 2 – Городищевский; 3 – 5 – Светлоярский; 6 – 8 – Октябрьский, 9 – Котельниковский; 10 – Сувоикинский. Сплошной линией через ценопопуляции № 1 – 2 – 10 указана предполагаемая северная граница современного ареала вида

Таблица 1

Онтогенетические состояния и их характеристики

Периоды и этапы	Возрастное состояние	Индексы	Возрастность (m)	Эффективность (e <sub>i</sub> )
I. Латентный	Семена	se	0.0025	0.0099
II. Прегенеративный	Проросток	p	0.0067	0.0266
	Ювенильное	j	0.0180	0.0707
	Имматурное	im	0.0474	0.1807
	Виргинильное	v	0.1192	0.4200
III. Генеративный	Молодое генеративное	g <sub>1</sub>	0.2700	0.7864
	Зрелое генеративное	g <sub>2</sub>	0.5000	1.0000
	Старое генеративное	g <sub>3</sub>	0.7310	0.7864
IV. Постгенеративное	Субсенильное	ss	0.8808	0.4200
	Сенильное	s	0.9529	0.1807
	Отмирающее	sc	0.9819	0.0707

Примечание. Сост. по: Животовский, 2001.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

К заключению о том, что *C. wolgarica*, по-видимому, исчез с территории Саратовской области, приводят такие факты, как: а) в научной литературе последних полутора столетий отсутствуют сведения о его находках в регионе; б) в региональных гербариях (SARAT, SARBG и др.) отсутствуют сборы растений этого вида из каких-либо районов региона; в) среди редких и исчезающих растений «Красной книги Саратовской области» (2006) данный вид не указан; г) наши весьма обширные полевые изыскания последних лет не выявили мест произрастания растений вида на территории области. Единственное указание на сборы *C. wolgarica* на территории Саратовской области к югу от верховьев р. Иловля датируется 1869 – 1870 гг. (Баум, 1870; Борисова, 1931).

Вид, вероятно, исчез в последнее время и ещё в целом ряде областей европейской части России. Так, для Ульяновской (Масленников, 2008) и Самарской (Устинова и др., 2007; Красная книга..., 2007) областей майкараган волжский указывается как, по-видимому, «исчезнувший вид» категории EX. В последней уточнённой редакции Красной книги Оренбургской области вид для области также не указан (Постановление..., 2012), хотя в предыдущем издании указывался (Красная книга..., 1998). По всей видимости, и для флоры данной области вид считается утерянным.

Таким образом, несмотря на то, что в Красной книге РФ (Камелин, Федяева, 2008) *C. wolgarica* со статусом 2а указывается для территории Ставропольского края, Республики Калмыкия, Астраханской, Волгоградской, Оренбургской, Ростовской, Самарской областей, скорее всего, в настоящее время в европейской части России севернее Волгоградской области вид не произрастает. За пределами России известны единичные находки в степях Западного Казахстана и Украины (Связева, 1986; Васильева, 1987).

В Волгоградской области *C. wolgarica* указан для 7 административных районов (Светлоярский, Калачевский, Городищенский, Октябрьский и Чернышков-

## СОСТОЯНИЕ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *CALOPHACA WOLGARICA*

ский районы, а также Дзержинский и Красноармейский районы г. Волгограда (Лазарев, Клинова, 2006). Кроме того, ЦП вида обнаружены в Палласовском (Ундакова, Супрун, 2008) и Суровикинском (Круглова и др., 2010) районах области. Нами обнаружена ЦП вида в Котельниковском районе. Таким образом, примерную современную северную границу ареала *C. wolgarica* в Нижнем Поволжье и в целом в европейской части России следует проводить, вероятнее всего, по линии Суровикино – Волгоград – оз. Булухта (см. рис. 1), т. е. между 48°50' – 49°10' с. ш.

Наиболее крупная популяция (ЦП № 1 (37)<sup>1</sup>) площадью около 11 га находится в Палласовском районе в окрестностях оз. Булухта (табл. 2). Участок значительно удалён от населённых пунктов. Редко посещается людьми, хотя следы выпаса скота на нём присутствуют. ЦП представляет собой злаково-кустарниковое сообщество, произрастающее на участке с горизонтальной поверхностью рельефа на светло-каштановых довольно богатых почвах, в условиях сухостепного сильно переменного увлажнения. Кустарниковый ярус представлен исключительно *C. wolgarica* с проективным покрытием около 10%. Общее проективное покрытие травостоя колеблется по годам от 25 (в 2013 г.) до 90% (в 2014 г.). Отмечено, что не только густота, но и высота травостоя в 2014 г. была значительно выше, чем в 2013 г. Доминируют *C. wolgarica*, *Festuca valesiaca* Gaudin. В 2010 г. ЦП значительно пострадала от степного пожара, и весной 2011 г. растения *C. wolgarica* находились в сильно угнетённом состоянии. По результатам исследований в 2013 г. общая численность ЦП – около 58000 особей. Плотность ЦП составляла 53 экземпляра на 100 м<sup>2</sup>. В 2013 г. преобладали зрелые и старые генеративные особи (рис. 2, а). Виргинильные особи встречались исключительно по окраине ЦП. В 2014 г. отмечены некоторые изменения онтогенетического спектра: появились ювенильные особи, а субсенильные (ss) исчезли, увеличилось относительное количество молодых генеративных особей (рис. 2, б).

**Таблица 2**

Метеоданные в районах исследования ценопопуляций *Calophaca wolgarica*

№ ЦП	Ближайшая метеостанция	Сумма осадков за период, мм				Средняя температура за период, °С	
		сентябрь – ноябрь 2012	апрель – июнь 2013	сентябрь – ноябрь 2013	апрель – июнь 2014	апрель – июнь 2013	апрель – июнь 2014
1(37)*	Эльтон	25.0	128.0	135.0	37.0	18.8	17.9
2 (41)	Волгоград	29.0	179.0	177.0	60.0	17.7	16.5
3(42) – 6(45)	Малые Дербеты	9.9	73.0	148.0	58.0	18.8	18.0
7(46) – 9(48)	Котельниково	13.0	47.0	138.0	88.0	18.2	17.2
10(86)	Суровикино	14.0	61.0	154.0	80.0	18.3	16.9

*Примечание.* Сост. по: архив «Погода в России» (2014); \* первая цифра – порядковый номер ЦП, цифра в скобках – её условный номер по полевому журналу.

<sup>1</sup> Здесь и далее после символа № указан порядковый номер ЦП по табл. 2, а в скобках – её условный номер по полевому журналу.

Малочисленная популяция № 2 (41 и 41b) находится в Городищенском районе в окрестностях г. Волгограда. Площадь ЦП составляет около 250 м<sup>2</sup>. Почвы светло-каштановые довольно богатые, увлажнение среднестепное умеренно перемен-

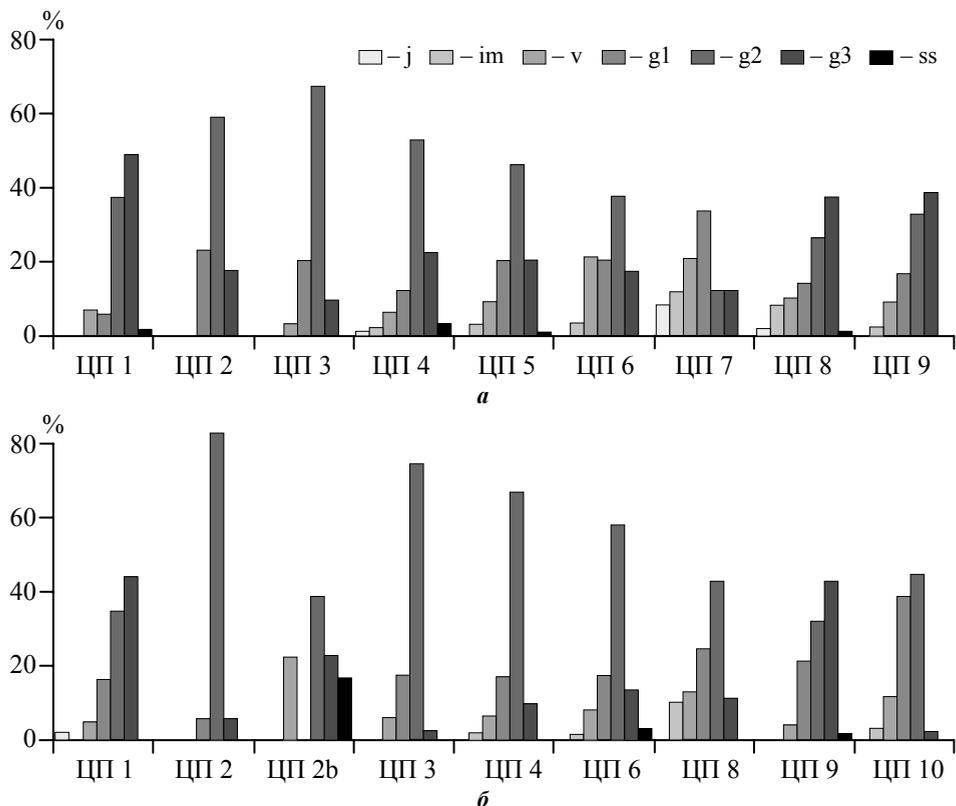


Рис. 2. Онтогенетические спектры ценопопуляций *Calophaca wolgarica* Волгоградской области: а – 2013 г., б – 2014 г.

ное. ЦП разделена автотрассой и тянется вдоль неё двумя полосами около 2 – 3 м шириной и 50 м длиной между лесополосами и обочиной автотрассы. В ЦП встречаются единичные экземпляры древесно-кустарниковых растений *Acer negundo* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Ulmus pumila* L. В состав доминантов входит *C. wolgarica*, проективное покрытие которого достигает 25% в ЦП № 2 (41) и 70% в ЦП № 2в (41в). Общее проективное покрытие травостоя – от 50 (в 2013 г.) до 90% (в 2014 г.). Доминируют *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Poa angustifolia* L., *Falcara vulgaris* Bernh. Во все предыдущие годы наблюдения состояние популяции было относительно стабильным. В 2013 г. отмечалась средняя рекреационная нагрузка на ЦП. В 2014 г. растительный покров ЦП, в том числе часть особей *C. wolgarica*, были существенно повреждены при проведении ремонтных работ на автотрассе. В

## СОСТОЯНИЕ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *CALOPHACA WOLGARICA*

2013 г. исследована часть ЦП к западу от автотрассы – № 2 (41). Численность составляла 35 особей. Плотность ЦП – 35 особей на 100 м<sup>2</sup>. Все особи отнесены к генеративным. В 2014 г. изучены обе части ЦП. В западной части ЦП также обнаружены лишь генеративные особи. К востоку от трассы в ЦП № 2b (41b) насчитано 70 особей майкарагана. Плотность здесь составила 47 экземпляров на 100 м<sup>2</sup>. Единичные особи отнесены к виргинильным и субсенильным (ss). Обнаружены единичные особи до 190 см в высоту. Судя по высоте и диаметру стволов, это самые старые из сохранившихся кустов майкарагана на территории Волгоградской области. В онтогенетическом спектре этой части ЦП преобладали зрелые генеративные особи.

В окрестностях пос. Прудовый Светлоярского района описана ЦП № 3 (42) площадью 3200 м<sup>2</sup>. Участок расположен на относительно горизонтальном с неглубокими понижениями рельефе, светло-каштановых богатых (до слабо солончаковатых) почвах, в условиях среднестепного умеренно переменного увлажнения. Пастбищная дигрессия в разные годы – от сильной до слабой. Проективное покрытие кустарниково-злакового сообщества также колеблется от 75 до 90%. Доминируют *C. wolgarica*, *F. valesiaca* и *P. bulbosa* L. Проективное покрытие *C. wolgarica* – от 50 до 70%, численность – около 450 особей. Плотность ЦП составляет 14 экземпляров на 100 м<sup>2</sup>. Во все годы наблюдения состояние ЦП было относительно стабильным, хотя состояние растений (характер цветения и плодоношения) варьировал по годам с разными погодными условиями. В 2013 г. преобладали старые генеративные (g<sub>3</sub>), отсутствовали ювенильные и иматурные особи. В 2014 г. наблюдалось относительное увеличение виргинильных и зрелых генеративных (g<sub>2</sub>), уменьшение – старых генеративных (g<sub>3</sub>).

Большая ЦП № 4 (43) обнаружена в Светлоярском районе в окрестностях пос. Тингута на отрогах большой балки, тянущейся с запада на восток. Часть популяции находится на склоне северной экспозиции и в устье прилегающего с юга отрожка, другой участок – в северном отроге балки, по дну и нижней части восточного и западного склонов. Площадь первого участка – 2650 м<sup>2</sup>, площадь второго участка – 2800 м<sup>2</sup> (суммарная площадь 5450 м<sup>2</sup>). Изучен участок с наиболее тесно произрастающими особями *C. wolgarica* на склоне северной экспозиции площадью 100 м<sup>2</sup>. Сообщество приурочено к светло-каштановым довольно богатым почвам. Увлажнение среднестепное переменное обеспеченное. Отмечено умеренное влияние выпаса. Сообщество представляет собой кустарниково-злаковую степь. В нём доминируют *C. wolgarica*, *Spiraea hypericifolia* L., *F. valesiaca*, *P. angustifolia*. В 2014 г. состояние особей *C. wolgarica* значительно улучшилось по сравнению с таковым в 2013 г. за счет большого годового прироста. Проективное покрытие *C. wolgarica* – около 50%. Проективное покрытие травостоя стало выше – от 75 до 90%, изменился его видовой состав. Количество особей *C. wolgarica* во всей популяции составляет 2200 шт. Плотность ЦП – 40 экземпляров на 100 м<sup>2</sup>. В 2013 г. в онтогенетическом спектре присутствовали все группы от ювенильных (j) до субсенильных (ss). Преобладали зрелые генеративные особи. В 2014 г. из онтогенетического спектра исчезли ювенильные и субсенильные особи, при этом увеличилось относительное количество молодых (g<sub>1</sub>) и зрелых (g<sub>2</sub>) генеративных особей.

ЦП № 5 (44) произрастает в окрестностях пос. Прудовый Светлоярского района узкой лентой между лесополосой и автотрассой. Площадь её – 970 м<sup>2</sup>. Пырейно-майкарагановое сообщество расположено на светло-каштановых богатых почвах, в условиях лугово-степного умеренно переменного увлажнения. Исследование данной ЦП проведено лишь в 2013 г., так как в 2014 г. кусты майкарагана были срезаны при расчистке от кустарников придорожной полосы. Проективное покрытие *C. wolgarica* достигало 20%. Проективное покрытие травостоя было неравномерным и колебалось в пределах популяции от 25 до 75%. Численность ЦП – около 190 особей. Плотность ЦП составляла 20 экземпляров на 100 м<sup>2</sup>. В ЦП преобладали зрелые генеративные особи.

ЦП № 6 (45) расположена в Октябрьском районе в окрестностях пос. Абганерово на крутом склоне небольшой балки восточной и юго-восточной экспозиции с осыпающимся субстратом. Площадь ЦП составляет 740 м<sup>2</sup>. Почвы светло-каштановые, богатые (до слабо солончаковатых), увлажнение сухостепное, от умеренно до сильно переменного. Полынно-кустарниковое сообщество с доминированием *C. wolgarica*, *Artemisia santonica* L. и *A. austriaca* Jacq. Травяной покров в разные по погодным условиям годы имеет проективное покрытие от 25 до 75%. Покрытие *C. wolgarica* доходит до 75%. Здесь произрастают около 900 особей *C. wolgarica*. Плотность ЦП составляет 122 экземпляра на 100 м<sup>2</sup>. В 2013 г. преобладали зрелые генеративные растения (g<sub>2</sub>), было много виргинильных и молодых генеративных особей. В 2014 г. заметно увеличилось относительное количество зрелых генеративных особей, появились субсенильные экземпляры. Объём остальных возрастных групп уменьшился.

ЦП № 7 (46) в Октябрьском районе в окрестностях пос. Октябрьский расположена у автотрассы, вдоль лесополосы на светло-каштановых довольно богатых почвах, в условиях среднестепного умеренно переменного увлажнения. Площадь, занимаемая *C. wolgarica*, составляет 340 м<sup>2</sup>. Проективное покрытие злаково-кустарникового сообщества – около 50%. Доминируют *C. wolgarica*, *F. valesiaca*, *Agropyron cristatum* (L.) P. Beauv. Численность ЦП – 88 растений. Плотность ЦП – 26 экземпляров на 100 м<sup>2</sup>. В 2013 г. онтогенетический спектр ЦП охватывал возрастные группы от ювенильных до старых генеративных и был наиболее выровненным по сравнению со спектрами других изученных нами ЦП. Несколько большее участие в сложении спектра принимали молодые генеративные и виргинильные растения, меньшее, причём примерно одинаковое, – имматурные, зрелые и старые генеративные. Заметным был вклад ювенильных особей.

Следующая ЦП № 8 (47) находится в нескольких километрах от предыдущей, между трассой и лесополосой. Площадь ЦП составила 1900 м<sup>2</sup>. Сообщество произрастает на светло-каштановых богатых почвах в условиях лугово-степного умеренно переменного увлажнения. В 2013 г. почвенный и травяной покровы были частично нарушены вследствие проведения ремонтных работ на обочине автотрассы. Проективное покрытие травостоя в 2013 г. было около 25%, в 2014 г. достигло 75%. В 2013 г. в разреженном рудеральном сообществе преобладала *Atriplex sagittata* Borkh., полностью выпавшая из травостоя в 2014 г. В 2014 г. доминировали *A. austriaca*, *Achillea nobilis* L., *Consolida regalis* S. F. Gray. Проективное покрытие

## СОСТОЯНИЕ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *CALOPHACA WOLGARICA*

*C. wolgarica* – около 25%. Численность особей составляет 310 особей. Плотность ЦП – 16 экземпляров на 100 м<sup>2</sup>. В 2013 г. в онтогенетическом спектре присутствовали все группы, начиная от ювенильных до старых генеративных, с увеличением относительной численности от молодых к более старшим. Преобладали старые генеративные особи. Большое количество особей прегенеративного периода было приурочено к техногенно нарушенному почвенному покрову. В 2014 г. ювенильных особей не было обнаружено, почти в четыре раза уменьшилось относительное количество старых генеративных особей, но возросло количество иматурных, виргинильных и особенно молодых и зрелых генеративных особей.

В Котельниковском районе в окрестностях хут. Захаров описана ЦП № 9 (48). Она расположена на крутых, но неосыпающихся склонах в устье балки, открывающейся к р. Аксай Курмоярский. Склоны имеют северо-западную и юго-западную экспозиции. Площадь ЦП – 1000 м<sup>2</sup>. Почвы светло-каштановые богатые, увлажнение среднестепное умеренно переменное. Здесь отмечены скотопогонные тропы, норы животных. В 2014 г. некоторые кусты *C. wolgarica* были поражены ржавчинным грибом. Кустарниково-злаковое сообщество с доминированием *F. valesiaca* и *P. bulbosa* имело проективное покрытие от 50 (в 2013 г.) до 90% (в 2014 г.) в зависимости от погодных условий вегетационного сезона и пастбищной нагрузки. Покрытие *C. wolgarica* – около 5%. Численность – 150 особей. Плотность ЦП составляет 15 экземпляров на 100 м<sup>2</sup>. В 2013 г. в онтогенетическом спектре присутствовали все группы, начиная от ювенильных до старых генеративных, с увеличением относительной численности от молодых к более старшим. В 2014 г. произошло относительное увеличение доли генеративных ( $g_1 - g_3$ ) особей за счёт снижения доли виргинильных и выпадения иматурных. Появились субсенильные особи.

ЦП № 10 (86) описана в Суворикинском районе в окрестностях пос. Майоровский в 2014 г. Площадь под ЦП составляет примерно 3300 м<sup>2</sup>. Кустарниково-злаковое сообщество произрастает на верхней пологой части склона водораздела западной экспозиции на каштановых богатых почвах со среднестепным умеренно переменным увлажнением. Влияние выпаса слабое, но на отдельных участках ЦП заметно нарушение травяного и почвенного покровов гусеницами трактора. Общее проективное покрытие – до 90%. Доминируют *C. wolgarica*, *F. valesiaca*, *P. bulbosa*. Проективное покрытие *C. wolgarica* в среднем – 10%. Численность ЦП – 1050 шт., плотность – 32 шт./100 м<sup>2</sup>. Онтогенетический спектр включает возрастные группы, начиная от ювенильных до старых генеративных. Существенно преобладают молодые и зрелые особи, заметную роль играют виргинильные, очень малую – ювенильные и старые генеративные.

ЦП в окрестностях пос. Цаца Светлоярского района, насчитывающая, по некоторым данным, до 100 особей, исчезла по причине низового пожара, случившегося весной 2012 г. Она была расположена на степном участке вблизи лесополосы на светло-каштановых почвах.

В большинстве ЦП онтогенетический спектр правосторонний, резко преобладают зрелые и старые генеративные особи (см. рис. 2). Исключение составила ЦП № 7 (46), в которой преобладали молодые генеративные особи, и было много особей прегенеративного состояния. Преобладанием молодых и зрелых особей отли-

чалась ЦП № 10 (86). Низкий процент или полное отсутствие ювенильных и имматурных особей в большинстве ЦП (за исключением ЦП № 6 (45), 7 (46) и 8 (47)), скорее всего, связаны с неблагоприятными условиями для семенного возобновления в последние годы или с условиями, складывающимися в сообществах, близких к климаксовому состоянию. Во всех ЦП отсутствуют сенильные и практически отсутствуют субсенильные особи, вероятно, потому, что растение цветет и плодоносит до конца жизни.

В ЦП в окрестностях г. Волгограда № 2 (41) отсутствовали особи прегенеративного периода. Обнаруженные в ЦП № 2b (41b) в 2014 г. особи виргинильного облика имеют корнепосредственное происхождение от кустов, уничтоженных тяжелой техникой при ремонте дороги. Сама ЦП малочисленна и испытывает высокую антропогенную нагрузку.

Высокой была доля виргинильных и молодых генеративных растений в ЦП № 6 (45), приуроченной к крутым осыпающимся склонам балки, в 2013 г. В следующем году молодые особи перешли в старшие возрастные группы.

Полный и равновесный спектр имеет ЦП № 7 (46), расположенная вдоль автодороги. В ЦП № 8 (47) в 2014 г. новых ювенильных растений не обнаружено, а из генеративных преобладали средневозрастные. Онтогенетический спектр данной ЦП более всего напоминает спектр ЦП № 10 (86), несмотря на разные условия произрастания.

Незначительные изменения в онтогенетической структуре произошли в ряде ценопопуляций в 2014 г. Так, в ЦП № 1 (37) в 2014 г. были обнаружены единичные всходы. В ЦП № 4 (43) наблюдаемые в предыдущем году виргинильные особи перешли в генеративное состояние, ювенильные особи частично выпали, а частично перешли в следующее онтогенетическое состояние. Новых всходов не обнаружено.

Таким образом, большинство ЦП испытывает однонаправленные изменения возрастного состава. В равновесных ЦП относительно высокое семенное возобновление связано, скорее всего, с техногенным или естественным нарушением поверхностного слоя почвы. Это указывает на низкую или нулевую способность к прорастанию и дальнейшему развитию семян *C. wolgarica* в условиях задернованного почвенного покрова. Не исключено, что именно эта причина является основной причиной низкого уровня семенного возобновления растений в ЦП данного вида.

Улучшение состояния всего растительного покрова (увеличение проективного покрытия, высоты, изменение видового состава), включая и майкараган, в 2014 г. по сравнению с состоянием в 2013 г., видимо, обусловлено осадками, выпавшими предыдущей осенью (сентябрь – ноябрь 2013 г.) и в первой половине текущего сезона (апрель – июнь 2014 г.) и более низкой средней температурой воздуха (см. табл. 2). Это выразилось в ускорении перехода прегенеративных и молодых генеративных возрастных групп в зрелую генеративную. Возможно, особи, оцененные нами в неблагоприятном для роста 2013 г. как старые генеративные, в лучшем по условиям сезоне 2014 г. проявили себя как зрелые генеративные, чем вызвали изменение онтогенетического спектра.

Характер базового спектра определяется биологическими свойствами вида, а вариации в пределах зоны спектра – пластичностью реакции вида при воздействии различной экологической и ценогенетической обстановки (Заугольнова и др., 1988).

## СОСТОЯНИЕ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *CALOPHACA WOLGARICA*

Базовый спектр рассмотренных ЦП (рис. 3.) и его зона имеют максимум на средневозрастных генеративных особях. Это, очевидно, связано с наибольшей продолжительностью данного онтогенетического состояния и с наименьшей элиминацией особей в группе.

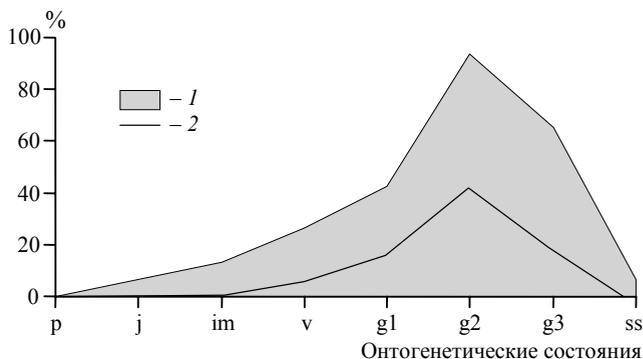
Правосторонний тип спектра связан с накоплением старых генеративных особей, вероятно, также сохраняющихся продолжительное время. Остаётся неизвестной продолжительность молодых прегенеративных онтогенетических состояний. Продолжительность ювенильного состояния, скорее всего, длится 1 – 2 года. Растения либо быстро зацветают и переходят в молодое генеративное состояние, что представляется менее вероятным, либо осыпаящиеся в середине июля семена быстро и несвоевременно прорастают, реагируя на малейшую увлажнённость почвы даже после краткосрочного дождя.

В последующем растения ранних стадий развития, характеризующиеся чрезвычайно низкой жизнеспособностью, оказываются уязвимыми, так как этот период их развития в условиях аридной зоны Нижнего Поволжья чаще всего совпадает с неблагоприятными условиями в виде высоких температур и длительного дефицита влаги.

Наши неопубликованные данные говорят в пользу именно второго предположения. Семена *C. wolgarica* при проращивании в лабораторных условиях набухают сразу после диссеминации и обладают высокой всхожестью в первый месяц после сбора, а именно с середины июля до середины августа, т.е. в период, характеризующийся в Нижнем Поволжье максимальными годовыми температурами и минимальным уровнем осадков (Природные..., 1995).

Как следует из табл. 3, во всех ЦП индекс восстановления ниже 1, что говорит об их низком самовозобновлении. В ЦП № 2 (41) вообще отсутствуют особи прегенеративного периода, и индекс восстановления равен 0. Очень низкий индекс восстановления (от 0.027 до 0.099) отмечен для ЦП № 1 (37), 3 (42), 4 (43) и 6 (45). Самым высоким индексом восстановления (0.692) характеризуется ЦП № 7 (46). При сравнении значений индекса восстановления за разные годы исследований видно, что в одних и тех же популяциях этот индекс сильно варьирует.

Таким образом, рассмотренные ЦП можно характеризовать как не способные к самовозобновлению (№ 1 – 4; расположенные на северной границе ареала), либо способные к самообновлению в незначительной степени (№ 5 – 10).



**Рис. 3.** Базовый онтогенетический спектр *Calophaca wolgarica* в Волгоградской области: 1 – зона базового спектра; 2 – базовый спектр

Таблица 3

Коэффициент возрастности, индекс восстановления и индекс эффективности ценопопуляций *Calophaca wolgarica* в Волгоградской области

№ п/п	№ популяции по полемому журналу и место её произрастания	Площадь ценопопуляции, м <sup>2</sup>	Число особей в ценопопуляции, шт.	Кол-во особей на 100 м <sup>2</sup>	Год	Индекс восстановления	Коэффициент возрастности ( $\Delta$ )	Индекс эффективности ( $\omega$ )	Тип популяции по критерию «дельта-омега»
1	37. Палласовский р-н	110000	58000	53	2013	0.071	0.579	0.840	Стареющая
					2014	0.585	0.542	0.825	Зрелая
2	41. Окр. г. Волгограда	100	35	35	2013	0.000	0.487	0.912	То же
					2014	0.000	0.500	0.979	«
2b	41b. Окр. г. Волгограда	150	70	47	2014	0.364	0.530	0.727	«
					2013	0.027	0.467	0.981	«
3	42. Светлоярский р-н, окр. пос. Прудовый	3200	450	14	2014	0.055	0.447	0.927	«
					2013	0.097	0.497	0.847	«
4	43. Светлоярский р-н, окр. пос. Тингута	5450	2 200	40	2014	0.078	0.454	0.899	«
					2013	0.141	0.452	0.829	«
5	44. Светлоярский р-н, окр. пос. Прудовый	970	190	20	2014	-	-	-	-
					2013	0.326	0.396	0.768	Зрелая
6	45. Октябрьский р-н, окр. пос. Абганерово	740	900	122	2014	0.099	0.464	0.868	То же
					2013	0.692	0.278	0.608	Зреющая
7	46. Октябрьский р-н, окр. пос. Октябрьский	340	90	26	2014	-	-	-	-
					2013	0.274	0.466	0.733	Зрелая
8	47. Октябрьский р-н, окр. пос. Октябрьский	1900	310	16	2014	0.291	0.378	0.772	То же
					2013	0.134	0.788	0.807	Стареющая
9	48. Котельниковский р-н, окр. хут. Захаров	1000	150	15	2014	0.381	0.540	0.838	Зрелая
					2013	0.170	0.357	0.822	То же
10	86. Суворовский р-н, окр. пос. Майоровский	3300	1050	32	2014	0.170	0.357	0.822	То же

У ЦП № 9 (48) и 1 (37) – наибольший коэффициент возрастности (0.788 и 0.579 соответственно) по сравнению с прочими исследованными ЦП (см. табл. 3). Из всех ЦП это – наиболее старые. Относительно молодые ЦП – № 7 (46), 8 (47) и 10 (86), их коэффициент возрастности – от 0.278 до 0.378.

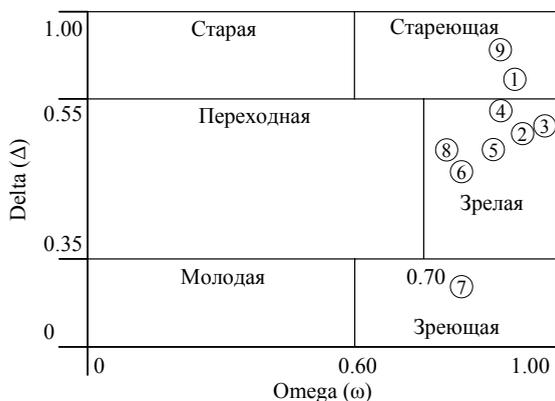


Рис. 4. Типы популяций *Calophaca wolgarica*, выделяемые критерием «дельта-омега» на основе значений индекса возрастности ( $\Delta$ ) и индекса эффективности ( $\omega$ ) в 2013 г.

Индекс эффективности ЦП ( $\omega$ ) составил от 0.608 до 0.979 (популяции № 7 (46) и 2 (41) соответственно) (см. табл. 3).

Типы нормальных ЦП по критерию «дельта-омега» (Животовский, 2001) в большинстве случаев оказались зрелыми (рис. 4). К стареющим в 2013 г. отнесены ЦП № 1 (37) и 9 (48), к зреющим – № 7 (46). По результатам исследований в 2014 г. все ЦП отнесены к зрелым.

В исследованных фитоценозах *C. wolgarica* распределены неравномерно – на отдельных участках наблюдается высокая плотность особей, на других –

## СОСТОЯНИЕ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *CALOPHACA WOLGARICA*

лишь отдельно стоящие удаленные от других особей растения. Большинство растений в скоплениях находится на расстоянии 50 – 109 см. На разреженных участках расстояние до соседних особей достигает 1.5 – 3 м.

Наиболее плотно и равномерно особи расположены преимущественно в малых по площади ЦП № 2 (41), 6 (45) и 7 (46). Однако ЦП № 4 (43) не подчиняется данной закономерности. Это объясняется тем, что на графике отображены результаты измерений на изученном нами участке площадью 100 м<sup>2</sup> с наиболее тесно произрастающими особями *C. wolgarica*. Во всей популяции, занимающей площадь 5450 м<sup>2</sup>, особи *C. wolgarica* располагаются с меньшей степенью плотности и равномерности.

Таким образом, для изученных ЦП характерна мозаичная и агрегированная пространственная структура.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изученные ЦП *C. wolgarica* в большинстве случаев приурочены к участкам с горизонтальной поверхностью рельефа, в отдельных случаях произрастая на более или менее крутых склонах балок различной экспозиции. Почвы под сообществами с *C. wolgarica* светло-каштановые. Сами сообщества зачастую (в засушливые сезоны) очень разреженные (проективное покрытие колеблется от 25 до 75%), злаково-кустарниковые, в которых *C. wolgarica* доминирует. Число особей *C. wolgarica* на единицу площади в разных ЦП составляет от 14 до 122.

Рассмотренные ЦП *C. wolgarica* преимущественно зрелые с низким самовозобновлением. Следует ожидать снижения их численности в последующем без принятия срочных мер по их восстановлению. В ЦП преобладают средневозрастные и старые генеративные особи. Базовый онтогенетический спектр популяций правосторонний с пиком на средневозрастных генеративных особях. Для изученных ЦП характерна мозаичная и агрегированная пространственная структура.

Основными угрожающими существованию популяций вида факторами, по-видимому, выступают: интенсивный выпас; пожары; прямое уничтожение растительного и почвенного покрова сельскохозяйственной и дорожно-строительной техникой; высокая степень проективного покрытия сопутствующих растений в фитоценозах; неблагоприятные погодные условия для семенного возобновления в период диссеминации. Эффективному семенному возобновлению способствует наличие участков с нарушенным верхним слоем почвенного покрова либо сыпучий субстрат на относительно крутых склонах балок. Вероятно, в отсутствие нарушенных участков семенное возобновление чрезвычайно затруднено даже внутри ЦП. В пользу этого говорит обнаружение особей прегенеративного периода в большой ЦП № 1 (37) исключительно по окраине участка, занимаемого ею.

Для отслеживания состояния ЦП, выявления и уточнения угроз их существованию необходим дальнейший многолетний мониторинг ЦП этого редкого вида.

Улучшение состояния растений майкарагана волжского, наблюдавшееся нами в сезон с относительно более низкой средней температурой воздуха и большим количеством осадков, свидетельствует в пользу того, что расширение ареала этого вида севернее современной границы, т.е. в зону с лучшими для роста климатическими условиями, может быть перспективным.

При проведении работ по реинтродукции *C. wolgarica* следует отдавать предпочтение сообществам, имеющим низкое проективное покрытие, произрастающим на светло-каштановых почвах на участках с преимущественно горизонтальной поверхностью рельефа с частично искусственно или естественно нарушенным почвенным покровом, либо располагающимся по более или менее крутым склонам балок с осыпающимся субстратом. Современное состояние ценопопуляций (ограниченная численность, слабое самовозобновление) и биологические особенности вида (слабая приживаемость при пересадке) не позволяют проведение работ путем пересадки взрослых растений. Проведение работ по реинтродукции начато с использованием собранных в соответствующих ЦП семян и выращенных из них ювенильных растений.

Кроме того, планируется восстановление численности ЦП путем размножения растений *ex situ*, в том числе и с использованием клонального микроразмножения *in vitro*, с последующим возвращением в исходные ЦП. При этом необходим контроль за сохранением генетического своеобразия восстанавливаемой ЦП.

Выражаем искреннюю признательность сотрудникам Волгоградского регионального ботанического сада и лично его директору кандидату биологических наук О. И. Короткову за неоценимую помощь в проведении работ по выявлению популяций *C. wolgarica* и изучению их состояния на территории Волгоградской области.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации в рамках базовой части государственного задания в сфере научной деятельности по заданию № 2014/203, код проекта 1287.*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Баум О. О. Отчёт о ботанических исследованиях на правом берегу Волги между Казанью и Сарептой // Протоколы заседаний общества естествоиспытателей при Императорском Казанском университете. 1869 – 1870 гг. Казань, 1870. С. 65 – 73.
- Борисова А. Г. Род *Calophaca* Fisch. – Майкараган // Флора Юго-Востока европейской части СССР. М. ; Л. : Гос. изд-во с.-х. и колх.-коопер. лит-ры, 1931. Вып. 5. С. 585.
- Васильева Л. И. Род Майкараган – *Calophaca* Fisch. Ex DC. // Флора европейской части СССР. Л. : Наука. Ленингр. отд-ние, 1987. Т. 6. С. 45 – 47.
- Воронов А. Г. Геоботаника. М. : Высш. шк., 1973. 384 с.
- Гланц С. Медико-биологическая статистика. М. : Практика, 1999. 459 с.
- Горин В., Болдырев В. Расширение шкал Раменского. Дополнение шкал данными по экологии видов флоры Саратовской области. Saarbrücken, Deutschland : LAPLAMBERT Academic Publishing, 2013. 62 с.
- Животовский Л. А. Онтогенетические состояния, эффективная плотность и классификация популяций растений // Экология. 2001. № 1. С. 3 – 7.
- Жукова Л. А. Динамика ценопопуляций луговых растений в естественных фитоценозах // Динамика ценопопуляций травянистых растений. Киев : Наук. думка, 1987. С. 9 – 19.
- Заугольнова Л. Б. Типы возрастных спектров нормальных ценопопуляций растений // Ценопопуляции растений. М. : Наука, 1976. С. 81 – 91.
- Заугольнова Л. Б., Жукова Л. А., Комаров А. С., Смирнова О. В. Ценопопуляции растений (очерки популяционной биологии). М. : Наука, 1988. 184 с.
- Кашин А. С., Березуцкий М. А., Шилова И. В., Панин А. В., Маишурчак Н. В., Бердников А. В. Методы полевого изучения лекарственных растений. Саратов : ИЦ «Наука», 2007. 24 с.
- Красная книга Оренбургской области. Животные и растения. Оренбург : Оренбург. кн. изд-во, 1998. 176 с.

## СОСТОЯНИЕ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *CALOPHACA WOLGARICA*

Камелин Р. В., Федяева В. В. Майкараган волжский – *Calophaca wolgarica* (L. fil.) Fisch. ex DC. // Красная книга Российской Федерации (растения и грибы) / Министерство природных ресурсов и экологии РФ. М. : Т-во науч. изд. КМК, 2008. С. 225 – 226.

Красная книга Самарской области. Т. 1. Редкие виды растений, грибов лишайников / Ин-т экологии Волжского бассейна РАН. Тольятти, 2007. 372 с.

Красная книга Саратовской области. Грибы, лишайники, растения, животные. Саратов : Изд-во Торг.-пром. палаты Саратов. обл., 2006. 528 с.

Красная книга Ставропольского края. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды растений и животных : в 2 т. Т. 1. Растения. Ставрополь : Полиграфсервис, 2002. 384 с.

Круглова Л. Н., Мельникова Т. И., Гребенников К. А., Коротков О. И., Матвеев Д. Е. Редкие и охраняемые виды семейства Fabaceae Lindl. на территории Волгоградской области // Актуальные проблемы экологии и сохранения биоразнообразия России и сопредельных стран : материалы IV Всерос. науч. конф. Владикавказ, 2010. С. 85 – 89.

Лазарев С. Е., Клишкова Г. Ю. Майкараган волжский – *Calophaca wolgarica* (L. fil.) DC. // Красная книга Волгоградской области. Т. 2. Растения и грибы / Комитет охраны природы Администрации Волгоградской области. Волгоград : Волгоград, 2006. С. 109.

Маевский П. Ф. Флора средней полосы европейской части России. 10-е изд. М. : Т-во науч. изд. КМК, 2006. 600 с.

Масленников А. В. *Calophaca wolgarica* (L. fil.) DC. – Майкараган волжский // Красная книга Ульяновской области (растения) : в 2 т. Ульяновск : Артишок, 2008. Т. 2. С. 203 – 204.

Погода в России // Расписание погоды. 2014. URL: [http://tr5.ru/Погода\\_в\\_России](http://tr5.ru/Погода_в_России) (дата обращения: 15.05.2014).

Постановление Правительства Оренбургской области от 26.01.2012 г. № 67-п «О Красной книге Оренбургской области» // Электронный фонд правовой и нормативно-технической документации / ЗАО «Кодекс». СПб., 2012. URL: <http://docs.cntd.ru/document/952014811> (дата обращения: 10.03.2014).

Правила сбора редких и находящихся под угрозой исчезновения видов растений (для ботанических садов) / Комиссия по охране растений Совета ботанических садов СССР // Бюл. Гл. бот. сада. 1981. Вып. 119. С. 94 – 96.

Природные условия и ресурсы Волгоградской области / под ред. В. А. Брылёва. Волгоград : Перемена, 1995. 264 с.

Раменский Л. Г., Цаценкин И. А., Чижигов О. Н., Антипин Н. А. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М. : Сельхозгиз, 1956. 472 с.

Редкие и исчезающие виды флоры СССР, нуждающиеся в охране / под ред. А. Л. Тахтаджяна. Л. : Наука. Ленингр. отд-ние, 1981. 264 с.

Рокицкий П. Ф. Биологическая статистика. Минск : Выш. шк., 1973. 320 с.

Связева О. А. *Calophaca wolgarica* (L. fil.) DC. – Майкараган волжский // Ареалы деревьев и кустарников СССР. Л. : Наука. Ленингр. отд-ние, 1986. Т. 3. С. 26.

Смирнова О. В., Заугольнова Л. Б., Ермакова И. М., Воронцова Л. И., Гатицук Л. Е., Егорова В. Н., Ермакова И. М., Жукова Л. А., Курчско Е. И., Матвеев А. Р., Михайлова Т. Д., Просвирнина Е. А., Торопова И. А., Фаликов Л. Д., Шорина Н. И. Ценопопуляции растений (основные понятия и структура). М. : Наука, 1976. 217 с.

Уранов А. А. Возрастной спектр фитоценопопуляций как функция времени и энергетических волновых процессов // Биологическая наука. 1975. № 2. С. 7 – 33.

Ундакова И. В., Сунрун Н. А. Биоразнообразие Заволжья / Комитет охраны природы Администрации Волгоградской области. Волгоград, 2008. 35 с.

Устинова А. А., Ильина Н. С., Митрошенкова А. Е., Матвеев В. И., Задульская О. А., Соловьева В. В., Симонова Н. И., Родионова Г. Н., Шишова Т. К., Ильина В. Н. Сосудистые растения Самарской области. Самара : ИПЕ «Содружество», 2007. 400 с.

УДК 630\*2:311

## СТАТИСТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ НЕОДНОРОДНОСТИ ГОРИЗОНТАЛЬНОЙ СТРУКТУРЫ ДРЕВОСТОЕВ

Д. Е. Кислов, А. Н. Прилуцкий, А. А. Брижатая

*Ботанический сад-институт ДВО РАН  
Россия, 690024, Владивосток, Маковского, 124  
E-mail: kislov@easydan.com*

Поступила в редакцию 01.11.13 г.

**Статистический анализ неоднородности горизонтальной структуры древостоев.** – Кислов Д. Е., Прилуцкий А. Н., Брижатая А. А. – Предложен метод локального выделения тенденций пространственного развития древесных ценопопуляций, на основе которого разработан статистический критерий для проверки гипотез о характере пространственного распределения составляющих их объектов. Установлен эффективный метод вычисления статистики критерия и дана ее физическая интерпретация, открывающая возможности использования подхода для построения моделей и эвристических прогнозов развития растительного покрова.

*Ключевые слова:* динамика растительного покрова, критерии случайности, пространственные распределения.

**Statistical analysis of the inhomogeneity of the spatial distribution of trees.** – Kisllov D. E., Prilutsky A. N., and Brizhataya A. A. – A new method for local highlighting of trends of the spatial development of forest cenopopulations is proposed. On its basis, a statistical criterion to verify hypotheses of the character of spatial distribution of the constituent objects has been developed. An effective algorithm for computing the statistics of this criterion has been designed, and a physical interpretation of this statistics is given, opening opportunities of the use of our approach to build models and heuristic forecasts of the vegetation cover development.

*Key words:* vegetation cover dynamics, randomness criteria, spatial distribution.

### ВВЕДЕНИЕ

Структура древостоя определяет условия произрастания и непосредственно влияет на разнообразие биологических объектов лесного сообщества (Василевич, 1989; Fries et al., 1997; Angelstam, 1998). Поэтому построение моделей его развития требует описания особенностей пространственного размещения деревьев в исследуемой экосистеме.

Ретроспективный анализ используемых в этих целях подходов позволяет выделить два этапа в их формировании. Первый – характеризовался развитием методов, основанных на традиционных представлениях теории вероятностей и математической статистики. К ним, в частности, относится подход, апеллирующий к критерию  $\chi^2$  (Василевич, 1989), а также статистические оценки особенностей пространственного размещения объектов, используемые в работах (Svedberg, 1922; Ashby, Stevens, 1935; David, Moore, 1954; Bray, 1962).

Следующий этап определял развитие подходов, ориентированных на выяснение причин реализации конкретных размещений объектов. Разработанные методы основывались на учете взаимных расстояний между ними. Это обстоятельство, на-

ряду с ростом вычислительных возможностей, создало благоприятные предпосылки для формирования новых статистических подходов (далее, говоря о статистических методах, будем иметь в виду только методы анализа пространственно-распределенных данных).

Первые шаги в этом направлении предприняты в работах (Clark, Evance, 1954; Hopkins, 1954; Pielou, 1959; Ripley, 1979), в которых предложены подходы, допускающие интерпретации в свете представлений теории случайных процессов. Наличие тесных взаимосвязей методического аппарата с теорией случайных процессов, в сущности, и определяет текущий этап развития статистических подходов (Ripley, 1979).

На сегодняшний день эти методы активно используются при решении разнообразных научных и практических задач, связанных с анализом особенностей пространственного размещения объектов (Ripley, 2004) и хорошо представлены в тематическом программном обеспечении (R, S-PLUS и др.).

Если первоначально предложенные методы были ориентированы на работу с однородными объектами, то современные их обобщения позволяют выполнять обработку объектов, принадлежащих разным группам, и таким образом способны, в частности, учитывать возрастную структуру в сложении древостоя или особенности образования видовых коалиций в лесном сообществе. Основные вопросы, на которые дают ответы эти статистические подходы, – характеристика соответствия наблюдаемого пространственного распределения объектов некоторому гипотетическому (в частности, проверка гипотезы о случайности пространственных размещений объектов), либо установление факта наличия/отсутствия пространственных отношений в неоднородных совокупностях объектов.

Отличительной особенностью предлагаемого в настоящей работе подхода является наличие у него вполне определенной физической интерпретации, позволяющей локально оценить наиболее вероятные направления развития древесного сообщества в рамках представлений об автоволновой динамике популяций. Статистический критерий для проверки гипотез о специфическом характере распределения объектов строится на основе показателей, характеризующих выраженность волнового характера динамических явлений.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Пусть  $W(y)$  – круговое окно радиуса  $R$  с координатами центра  $y$ . Рассматривая только объекты, которые находятся внутри окна  $W(y)$ , поставим вопрос об отыскании направления  $n$ , доставляющего экстремальные значения выборочному коэффициенту корреляции ( $\rho$ ), вычисленному между набором локальных координат (координата объекта – скаляр) проекций центров объектов на направление  $n$  и набором их возрастов. Смысл выбора направления  $n$  очевиден: возраст дерева минимально (или максимално, с положительным значением  $\rho$ ) коррелирует с координатой проекции центра дерева на это направление, т.е. возрастание проекции координаты центра дерева сопровождается убыванием возраста.

Из постановки оптимизационной задачи и смысла коэффициента корреляции следует, что выбор  $n$  по крайней мере двузначен: если  $n$  доставляет экстремальное

(например, максимальное) значение  $\rho$ , то и  $-n$  также будет доставлять этой величине экстремальное (но уже минимальное) значение. Разрешение этой неоднозначности обеспечивается выбором такого направления, которое допускает более ценную интерпретацию.

В качестве идейной основы для построения интерпретаций в данной работе приняты явления распространения волн плотности ценопопуляции (Васильев, 1987; Свирежев, 1987).

Если направление  $n$  выбрано так, что оно указывает на скопление деревьев с малым возрастом, то оказывается возможным локально отождествить  $n$  с фронтом распространения волны.

Проведем рассуждения, рассматривая для определенности три возрастных группы растительности, условно: младшую, среднюю и старшую. Ограничиваясь только самой старшей возрастной группой и экстраполируя процесс дальнейшего развития сообщества, можно представить вероятную (локальную) тенденцию пространственного изменения плотности распределения деревьев этой возрастной группы: те экземпляры, которые в настоящий момент являются наиболее старшими, через некоторое время выпадут и в эту (старшую) возрастную группу попадут деревья, которые в настоящий момент относятся к средней возрастной группе; таким образом, плотность распределения деревьев старшей возрастной группы имеет тенденцию смещаться в направлении, задаваемом  $n$ .

Волновая интерпретация сохраняется и в несколько ином виде, без требования «выпадения» представителей старшей возрастной группы. В этом случае волновой процесс имеет место для ценопопуляции видов, имеющих возраст, например, больший, чем возраст представителей средней возрастной группы.

Таким образом, для каждого локального окна  $W(y)$  могут быть получены: 1) направление, характеризующее наибольшую выраженность волного процесса развития сообщества, 2) коэффициент корреляции, характеризующий степень этой выраженности. Многообразие статистик, которые могут быть использованы для практического анализа, определяется спецификой меры корреляции (в данной работе в качестве такой меры рассматривается исключительно коэффициент корреляции Пирсона); планом, по которому осуществляется набор зондирующих окон, покрывающих исследуемую территорию; функцией, объединяющей все статистические характеристики, вычисленные для каждого зондирующего окна (в случае применения  $K$ -функций Рипли (Ripley, 1979) в качестве такой функции выступает операция осреднения).

Рассмотрим теоретические вопросы реализации предложенного подхода при условии, что в качестве  $\rho$  используется коэффициент корреляции Пирсона. Обозначив  $\hat{X}$  – набор выборочных векторов, характеризующих положения объектов, и  $\hat{A}$  – набор соответствующих оценок их возрастов, рассмотрим подлежащую оптимизации выборочную оценку коэффициента корреляции:

$$\rho(n) = \frac{E[(n^T \hat{X} - En^T \hat{X})(\hat{A} - E\hat{A})]}{\sqrt{D(n^T \hat{X})} \sqrt{D\hat{A}}}, \quad (1)$$

где  $E$ ,  $D$  – операторы взятия выборочных математического ожидания и дисперсии соответственно,  $n$  – единичный вектор, начало которого закреплено в текущем

зондирующем окне  $W$ , верхний символ  $T$  – операция транспонирования,  $n^T \hat{X}$  – набор проекций центров объектов на направление  $n$ . Важно отметить, что выражением (1) вводится очевидная из контекста операция поэлементного умножения выборочных наборов, результатом которой является новый выборочный набор.

Полагая, что в качестве выборочных оценок математического ожидания и дисперсии выбраны традиционные (Крамер, 1975), перепишем выражение (1) следующим образом:

$$\rho(n) = \frac{n^T P}{\sqrt{n^T Q n}}, \quad (2)$$

где  $P = E[(\hat{X} - E\hat{X})(\hat{A} - E\hat{A})] / \sqrt{D\hat{A}}$ ,  $Q = E[(\hat{X} - E\hat{X})(\hat{X} - E\hat{X})^T]$ , при этом  $(\hat{X} - E\hat{X})(\hat{X} - E\hat{X})^T$  – набор ковариационных матриц пространственных координат объектов, попавших в зондирующее окно.

Выясним условия существования направления, доставляющего экстремальное значение выражению  $\rho(n)$  из формулы (2).

Конечность величины  $\rho(n)$  обеспечивается требованием  $D\hat{A} > 0$ , означающим, что в текущем зондирующем окне  $W$  находятся по крайней мере два объекта различного возраста. Это несколько не обременительное требование, очевидно, будет практически всегда выполняться на реальных данных. Ограниченность квадратичной формы  $n^T Q n$  следует из неотрицательной определенности оператора автокорреляции  $Q$ . Заметим, что случай вырожденности  $Q$  не является поводом отказа от метода и свидетельствует о расположении всех попавших в окно  $W$  объектов вдоль некоторой прямой. Таким образом, если матрица  $Q$  вырождена (нулевой матрица  $Q$  быть не может в силу условия  $D\hat{A} > 0$ ), имеется лишь одно направление, которое и является оптимальным. Такая ситуация, однако, также маловероятна на практике и легко может быть отслежена; следовательно, без потери общности можно считать матрицу  $Q$  положительно определенной.

Определим экстремальные направления для  $\rho(n)$ , при условии, что  $\|n\| = 1$ . Полагая  $n = (\cos(\varphi), \sin(\varphi))^T$ , выпишем необходимые условия экстремума функции  $\rho(n(\varphi))$ :

$$\frac{d\rho}{d\varphi} = -\frac{1}{(n^T Q n)^{3/2}} (\sin(\varphi) \cdot (P_1 Q_{22} - P_2 Q_{12}) + \cos(\varphi) \cdot (P_1 Q_{12} - P_2 Q_{11})) = 0,$$

где  $Q_{ij}$  и  $P_i$  – элементы матриц, определенных в уравнении (2).

Поскольку знаменатель в уравнении (2) в силу положительной определенности матрицы  $K$  положителен, нетрудно выписать решения этого уравнения в явном виде:

$$\varphi_k^0 = \arctan\left(\frac{P_2 P_{11} - P_1 Q_{12}}{P_1 K_{22} - P_2 Q_{12}}\right) + \pi k, \quad k = 1, 2, \dots$$

Учитывая  $2\pi$  – периодичность функции  $\rho(\varphi)$ , для определения  $n$  достаточно ограничиться одним значением  $\varphi_0^0$ . Кроме того, следует отметить, что случай  $P_1 K_{22} - P_2 Q_{12} = 0$ .

Проделав дополнительные вычисления, можно показать, что  $\frac{d^2\rho}{d\varphi^2} \neq 0$  при  $\varphi = \varphi_0^0$ , что, в свою очередь, позволяет определенно судить о типе экстремума для текущего направления.

Узнать, является ли найденное экстремальное положение точкой максимума или минимума  $p(\varphi)$ , можно, исходя из выражения (1). При  $n^T > 0$  направление  $n(\varphi_0^0)$  доставляет максимум  $p(\varphi)$ , при  $n^T P < 0$  – минимум, при  $n^T P = 0$  – имеет место случай полной некоррелированности возраста и координат положения объектов внутри зондирующего окна. Последняя ситуация, учитывая, что  $n(\varphi_0^0)$  – экстремальное направление для  $p(\varphi)$ , возможна только при  $P = 0$ , и не является поводом для отказа от метода. В этом случае естественно положить  $n = 0$  и  $p(n) = 0$ .

При обработке реальных данных возможны ситуации, когда  $p(n)$  мало. В этом случае целесообразно задаться некоторым пороговым значением  $\varepsilon$  для  $p(n)$ : если  $|\rho(n)| > \varepsilon$  считать направление  $n(\varphi_0^0)$  значимым (для принятия решения о значимости можно воспользоваться каким-либо статистическим критерием (Кобзарь, 2006), учитывая, что  $p(n)$  коэффициент корреляции), а при  $|\rho(n)| < \varepsilon$  – незначимым, таким образом полагая, что внутри окна пространственно-возрастное распределение объектов не может рассматриваться как направленное распространение волны плотности. Отметим, что при оценке значимости  $p(n)$  могут применяться различные варианты процедуры имитации статистического выбора (Эфрон, 1988).

В заключение теоретического изложения рассмотрим вопрос об исследовании случайности горизонтальной структуры древостоев. Современный подход к решению задачи заключается в ее интерпретации в свете аппарата теории случайных процессов (Ripley, 1979, 2004). При этом критерием устанавливается скопление или разреженность размещения объектов в пространстве при определенном масштабе.

Заметим, что на базе предложенных представлений может быть построен статистический критерий случайности пространственного распределения объектов, интерпретация которого существенно отлична от приводимой в упомянутых выше работах. Если в последних суждение о случайности сводится к установлению контактного или разреженного размещения объектов, то ключевым понятием критерия, основанного на экстремальном значении коэффициента корреляции  $p(n)$ , является пространственно-возрастная упорядоченность объектов, допускающая интерпретацию пространственного развития ценопопуляции как локального волнового процесса. Сформулируем один из возможных вариантов такого статистического критерия.

Пусть  $M$  – количество зондирующих окон радиуса  $r$ , выбираемых на исследуемой площади в соответствии с определенным планом. План отбора зондирующих окон – важный этап в анализе структуры пространственного размещения объектов. В частности, центры зондирующих окон могут являться выборкой из равномерного распределения по площади. В настоящей работе для определенности

используется план (Ripley, 2004), в соответствии с которым центры зондирующих окон выбираются совпадающими с наблюдаемыми данными. Таким образом, число зондирующих окон совпадает с количеством объектов. Следует также отметить, что в этом случае возможны ситуации, когда границы зондирующего окна выходят за границы площади, что неизбежно будет вносить определенные изменения в вычисляемые статистики. Для прямоугольных пробных площадей один из вариантов преодоления такой трудности заключается в проекции размещения объектов на тор (Ripley, 2004). Именно такой подход и используется в настоящей работе.

На основе наблюдений экстремальных значений коэффициента корреляции и направлений  $n$  может быть построена статистика  $Z^*(M, \rho_i, n_i, r)$ , где  $i = 1, \dots, M$ . Критическая область для принятия решения (как и при использовании метода, основанного на вычислении функции Рипли (Diggle, 1983; Wallenius et al., 2002)) определяется по результатам статистического моделирования (метод Монте – Карло) для каждого значения радиуса  $r$  в условиях принятой гипотезы о характере наблюдаемого распределения.

Рассчитав по методу Монте – Карло критическую область –  $I(r, \alpha) = [Z_-^*(r, \alpha), Z_+^*(r, \alpha)]$  при некотором уровне значимости  $\alpha$ , необходимо проверить принадлежность вычисленного значения статистики найденному интервалу. Гипотеза о случайном характере пространственно-возрастной структуры не отвергается при данном уровне значимости  $\alpha$ , если значение статистики оказывается внутри интервала  $I(r, \alpha)$ , и отвергается в противном случае. На практике представляется более удобным графическое изображение  $Z^*(r)$  и соответствующих граничных значений  $I(r, \alpha)$  в зависимости от  $r$ .

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Для иллюстрации предложенного подхода рассмотрим пример анализа таксационных данных, полученных с пробной площади, заложенной в высокотравном дубняке в лесах Горнотаежной станции Дальневосточного отделения РАН (Приморский край, Уссурийский район). Объектом исследования избрано многовидовое сообщество растений, автохтонно развивающееся на платообразной межгорной седловине после сплошной рубки. Микрорельеф участка пробной площади формируют слабо выраженные беспорядочно расположенные возвышения и понижения, а общий уклон поверхности, ориентированный на северо-запад, не превышает  $5^\circ$ ; размер площади составляет  $60 \times 90$  м.

Расчеты проводились в вычислительной среде, построенной на базе языка программирования Python (<http://python.org>), с использованием свободно распространяемых библиотек научных вычислений SciPy, NumPy (<http://scipy.org>).

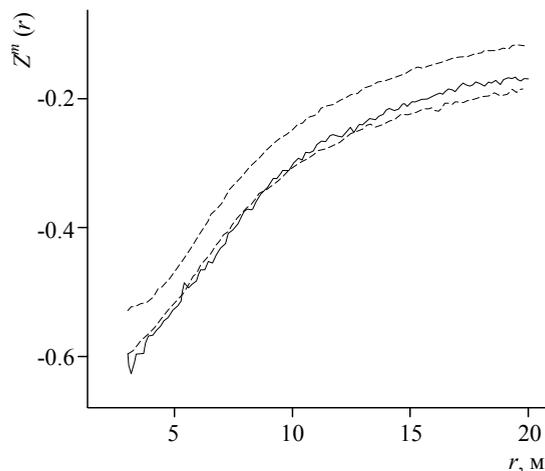
При дальнейшем анализе пространственно-возрастной структуры сообщества будем отождествлять возраст деревьев с их диаметром. Учитывая принципиальный характер работы, такое положение является вполне допустимым.

В качестве нулевой гипотезы примем, что наблюдаемое распределение деревьев каждого вида получено как реализация пространственного пуассоновского процесса с известной плотностью  $\lambda$ . Учитывая принятое соглашение относительно возраста деревьев, осуществляя процесс статистических испытаний по методу

Монте – Карло, можно построить критические области и значения статистик, характеризующих особенности пространственно-возрастного участия видов в сообществе (рис. 1). При построении рис. 1 использована статистика

$$Z^m(M, \rho_i, n_i, r) = \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M \rho_i \quad (\text{средняя корреляция}).$$

Анализируя данные, приведённые на рис. 1, можно сделать вывод, что при  $r < 10$  м пространственно-возрастная организация дуба монгольского не должна рассматриваться как случайная (выход сплошной линии из области, задаваемой пунк-



**Рис. 1.** Статистика  $Z^m$  и ее критические области для распределения *Quercus mongolica*

тирными линиями (критической области критерия) означает, что на данном масштабе расстояний ( $r$ ) гипотеза о случайном характере пространственно-возрастной структуры должна быть отвергнута). При этом для участков размером около 10 м на исследуемой площади наблюдается наибольшая упорядоченность ценопопуляции дуба монгольского. При больших радиусах зондирующих окон его наблюдаемое размещение при установленном уровне значимости не отличается от случайного. Качественно иной вывод справедлив в отношении ценопопуляции берёзы даурской, в размещении которой на масштабах  $r > 15$  м обнаруживается определенная пространственно-возрастная упорядоченность. Размещение липы амурской следует считать упорядоченным при малых  $r < 5$  м и средних  $r \approx 10$  м радиусах зондирующих окон.

В дополнение к представленным результатам была рассмотрена возможность использования других статистик, построенных на базе медианы, коэффициентов асимметрии и эксцесса. Данные показатели также характеризуют особенности пространственно-возрастного размещения объектов, однако наиболее чувствительными из них оказались статистики, построенные на базе среднего значения и медианы. Учитывая, что выводы, получаемые на основе этой статистики, практически совпадают с выводами, полученными по результатам анализа рис. 1, при первичном анализе пространственно-возрастной структуры в лесных сообществах достаточно ограничиться построением статистик, основанных на среднем значении.

Одной из отличительных черт предложенного подхода анализа особенностей горизонтальной структуры древостоев от других статистических подходов (Diggle, 1983; Ripley, 2004) является возможность построения карты потенциально возможных тенденций развития ценопопуляции. После того, как факт наличия особенностей пространственно-возрастной структуры ценопопуляции установлен,

тирными линиями (критической области критерия) означает, что на данном масштабе расстояний ( $r$ ) гипотеза о случайном характере пространственно-возрастной структуры должна быть отвергнута). При этом для участков размером около 10 м на исследуемой площади наблюдается наибольшая упорядоченность ценопопуляции дуба монгольского. При больших радиусах зондирующих окон его наблюдаемое размещение при установленном уровне значимости не отличается от случайного. Качественно иной вывод справедлив в отношении ценопопуляции берёзы даурской, в размещении которой на масштабах  $r > 15$  м обнаруживается определенная пространственно-возрастная упорядоченность. Размещение липы амурской следует считать упорядоченным при малых  $r < 5$  м и средних  $r \approx 10$  м радиусах зондирующих окон.

может быть построено поле направлений, определяющее тенденции ее динамики на исследуемой территории. Пример такого поля направлений для вида *Q. mongolica* представлен на рис. 2. Каждое направление соответствует зондирующему окну определенного радиуса (в данном эксперименте полагалось  $r = 7$  м). Длина векторов пропорциональна соответствующим значениям коэффициентов корреляции. Шаг скольжения зондирующего окна по осям абсцисс и ординат составлял 2 м; при построении рис. 2 вводилось дополнительное условие: если число представителей *Q. mongolica*, оказавшихся в зондирующем окне, меньше 4, то текущая позиция пропускается без вычисления оптимального направления.

Исследование поля направлений позволяет составить представление о пространственной динамике вида в лесном сообществе. В частности, открывается возможность объективного описания тенденций совместного произрастания видов на основе сравнительного анализа полей направлений их ценопопуляций.

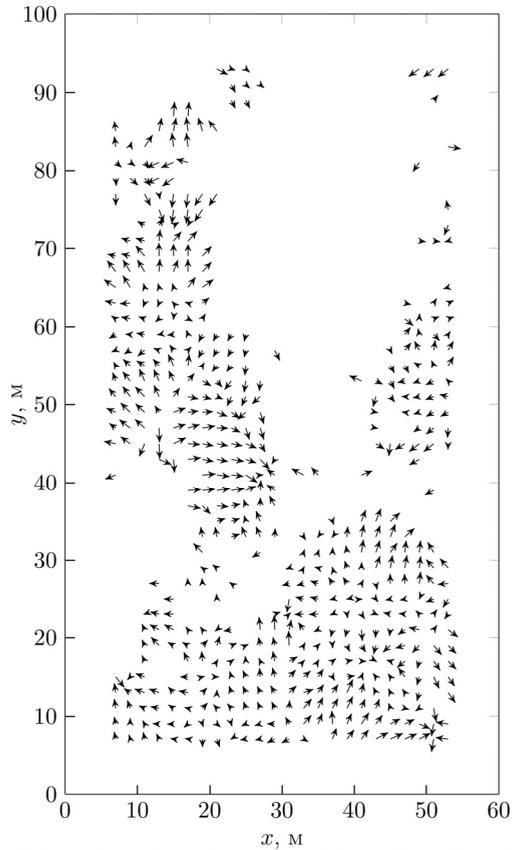


Рис. 2. Поле направлений вероятной пространственной динамики *Quercus mongolica*

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подведем итоги выполненной работы и обозначим перспективы ее дальнейшего развития. Предложенный подход может рассматриваться как средство изучения пространственных структур при условии неоднородности составляющих их объектов. Отличительной особенностью от уже имеющихся методов статистического анализа является его физическая интерпретация, позволяющая представить развитие сообщества в пространстве как распространение волн плотности. Важно отметить, что при этом остается легко реализуемой формулировка статистических критериев, ориентированных на проверку соответствия наблюдаемых данных гипотетическим законам их распределения. Определенно прослеживается значимость «динамической» интерпретации вычисляемых в ходе использования подхода оптимальных направлений. Последние могут рассматриваться как основа для построения эвристических прогнозов динамики лесных экосистем, изучения их

принципов организации, а также влияния на их структуру биотических и абиотических факторов.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Дальневосточного отделения РАН (проект № КПФИ 12-06-004).*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Василевич В. И.* Статистические методы в геоботанике Л. : Наука. Ленингр. отд-ние, 1969. 232 с.
- Васильев В. А., Романовский Ю. М., Яхно В. Г.* Автоволновые процессы / под ред. Д. С. Чернавского. М. : Наука, 1987. 240 с.
- Кобзарь А. И.* Прикладная математическая статистика для инженеров и научных работников. М. : Физматлит, 2006. 816 с.
- Крамер Г.* Математические методы статистики. М. : Мир, 1975. 648 с.
- Свирижев Ю. М.* Нелинейные волны, диссипативные структуры и катастрофы в экологии. М. : Наука, 1987. 368 с.
- Эфрон Б.* Нетрадиционные методы математической статистики. М. : Финансы и статистика, 1988. 263 с.
- Angelstam P.* Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes // *J. of Vegetation Science*. 1998. Vol. 9. P. 593 – 602.
- Ashby E., Stevens W. L.* Quantitative analysis of vegetation // *Annals Botany*. 1935. Vol. 49, iss. 4. P. 779 – 802.
- Bray J. R.* Use of non-area analytic data to determine species dispersions // *Ecology*. 1962. Vol. 43, № 2. P. 328 – 333.
- Clark P. J., Evans F. C.* Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations // *Ecology*. 1954. Vol. 35. P. 445 – 453.
- David F. N., Moore P. G.* Notes on contagious distributions in plant populations // *Annals Botany*. 1954. Vol. 18, iss. 1. P. 47 – 53.
- Diggle P. J.* Statistical analysis of spatial point patterns. London : Academic Press, 1983. 148 p.
- Fries C., Johansson O., Petterson B., Simonsson P.* Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests // *Forest Ecology and Management*. 1997. Vol. 94. P. 89 – 103.
- Hopkins B.* A new method for determining the type distribution of plant individuals // *Annals Botany*. 1954. Vol. 18, iss. 2. P. 213 – 227.
- Pielou E. C.* The use of point-to-plant distances in the study of the pattern of plant populations // *J. Ecology*. 1959. Vol. 47, № 3. P. 607 – 613.
- Ripley B. D.* Spatial statistics. New York : John Willey and Sons, 2004. 252 p.
- Ripley B. D.* Tests of «randomness» for spatial point patterns // *J. of the Royal Statistical Society*. 1979. Vol. 41. P. 368 – 374.
- Svedberg T.* Ett Bidrag till de statistiska metodernas användning inom växtbiologien // *Svensk Botanisk Tidskrift*. 1922. Vol. 16. P. 1 – 8.
- Wallenius T., Kuuluvainen T., Heikkilä R., Lindholm T.* Spatial tree age structure and fire history in two old-growth forests in eastern Fennoscandia // *Silva Fennica*. 2002. Vol. 36, № 1. P. 185 – 199.

**ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ГНЕЗДОВОГО НАСЕЛЕНИЯ  
ЖАВОРОНКОВ (ALAUDIDAE, AVES)  
В ПОЛУПУСТЫНЕ САРАТОВСКОГО ЗАВОЛЖЬЯ**

**М. Л. Опарин<sup>1</sup>, И. А. Кондратенков<sup>2</sup>, М. В. Конюшкова<sup>3</sup>,  
О. С. Опарина<sup>1</sup>, А. Б. Мамаев<sup>1</sup>, И. А. Трофимов<sup>4</sup>, Л. С. Трофимова<sup>4</sup>**

<sup>1</sup> *Саратовский филиал Института проблем экологии и эволюции им А. Н. Северцова РАН  
Россия, 410028, Саратов, Рабочая, 24  
E-mail: oparinml@mail.ru*

<sup>2</sup> *Управление охотничьего хозяйства и рыболовства Саратовской области  
Россия, 410012, Саратов, Университетская, 45/51*

<sup>3</sup> *Почвенный институт им. В. В. Докучаева  
Россия, 119017, Москва, Пыжевский пер., 7, корп. 2*

<sup>4</sup> *Всероссийский научно-исследовательский институт кормов  
имени В. Р. Вильямса Россельхозакадемии  
Россия, 141055, Московской обл., Лобня, Научный городок*

Поступила в редакцию 17.07.15 г.

**Динамика структуры гнездового населения жаворонков (Alaudidae, Aves) в полупустыне саратовского Заволжья.** – Опарин М. Л., Кондратенков И. А., Конюшкова М. В., Опарина О. С., Мамаев А. Б., Трофимов И. А., Трофимова Л. С. – По материалам о плотности гнездовых пар пяти видов жаворонков, полученных на основе маршрутных учётов, рассмотрена динамика их населения в Межузенском и Узенско-Дюринском ландшафтах полупустыни Прикаспийской низменности. Учёты в течение пяти лет проводились на ключевых участках площадью 25 км<sup>2</sup>, на которых выполнялось картирование, а также описание почв и растительности с применением методов дистанционного зондирования. Проведение комплексных работ на ключевых участках позволило выявить динамику отдельных видов семейства жаворонковых, характерных для северо-запада заволжской части Прикаспийской низменности, и связать ее с изменениями уровня вегетации растительного компонента отдельных ландшафтных урочищ в связи с уровнем увлажнения в конкретные годы. Показано, что в условиях монотонной равнины в распределении видового населения жаворонков огромную роль играет мезо- и микрорельеф, определяющий засоленность почвы, распределение влаги и группировок растительности, которые и предопределяют особенности местообитаний птиц. Показана межгодная изменчивость структуры населения жаворонков, которая в настоящих условиях стабильно невысоких антропогенных нагрузок определяется конкретной погодой отдельных лет, обуславливающей уровень вегетации растительности и, следовательно, изменения условий гнездования птиц в конкретных местообитаниях.

*Ключевые слова:* Прикаспийская низменность, жаворонки, почвы, растительность, местообитания, дистанционные методы, динамика численности.

**Structure dynamics of the breeding population of larks (Alaudidae, Aves) in a semi-desert of the Saratov Trans-Volga region.** – Oparin M. L., Kondratenkov I. A., Konyushkova M. V., Oparina O. S., Mamayev A. B., Trofimov I. A., and Trofimova L. S. – According to our data of the density of breeding pairs of five lark species obtained from route accounting, the dynamics of their population in the Mezhuzensky and Uzensko-Dyurinsky landscapes of the semi-desert in the Caspian lowland is considered. Our five-year accounting was carried out in key sites of a 25 km<sup>2</sup> area, with mapping and description of soils and vegetation using remote sensing tech-

niques. Our comprehensive works on these key areas have revealed the dynamics of individual lark species characteristic of the north-west part of the Trans-Volga part of the Caspian lowland and related it to changes in the level of vegetation of the plant component of separate landscape tracts as depends on the moisture level in certain years. It is shown that in the monotonous plain conditions, an important role in the distribution of the specific population of larks is played by the meso and micro-relief, which determines the soil salinity, the distribution of moisture and vegetation groups (which predetermine features of bird habitats). The interannual variability of the population structure of larks is shown, which, in the modern conditions of consistently low anthropogenic pressure, is determined by the specific weather of certain years, which causes the level of vegetation and, therefore, changes in the nesting conditions of birds in specific habitats.

*Key words:* Caspian lowland, Alaudidae, soil, vegetation, habitat, remote sensing, population dynamics.

## ВВЕДЕНИЕ

Район наших исследований расположен на северо-западе заволжской части Прикаспийской низменности. Согласно физико-географическому районированию, он включает два природно-геоморфологических района: Межузенскую междуречную суглинистую полупустынную равнину и Узенско-Дюринскую междуречную суглинистую полупустынную равнину. Эти территории характеризуются пёстрым почвенным покровом. Их равнинный характер в сочетании с почвообразующими породами и континентальностью климатических условий обуславливает чрезвычайно большую роль микрорельефа и мезорельефа. Элементы мезорельефа – большие плоские лиманы глубиной до 2 м, площадью иногда больше 1000 га, и плоские понижения – падины – глубиной до 1 м и площадью от 2 – 3 до 200 и более га. Лиманы заняты корневищно-злаковой растительностью на лугово-каштановых оглеенных почвах и солодах, так как они иногда затапливаются талыми весенними водами. В падинах развита злаково-разнотравная растительность степного типа на лугово-каштановых почвах. Остальная территория района имеет комплексный почвенно-растительный покров, разности которого имеют размеры от нескольких до нескольких десятков метров и связаны с микрорельефом: микроповышения с солонцовыми почвами заняты чернопопынно-солянковыми ассоциациями, микропонижения «западины» с лугово-каштановыми почвами заняты злаково-разнотравными ассоциациями. Именно эти элементы рельефа создают комплексный растительный покров, состоящий из пустынных ассоциаций на микроповышениях и степных ассоциаций в микропонижениях. На Межузенской и Узенско-Дюринской равнинах лиманные и падинные понижения развиты в значительной степени и занимают до 22.1% площади (Доскач, 1979; Пичугина, 2005, 2006). Падины занимают 13.5% от площади междуречных ландшафтов. Они сформированы лугово-степными сообществами на лугово-каштановых почвах (53.1% от площади падин), а также солонцовыми комплексами. Меньшее распространение на междуречных равнинах получили лиманные урочища. На них приходится 8.6% от площади междуречных ландшафтов. Весной в лиманах поверхностные отложения и грунтовые воды несколько опресняются за счет притока талых вод. Летом уровень воды в лиманах резко снижается, а иногда она полностью испаряется с поверхности лиманных понижений. В это время происходит капиллярное подтягивание к поверхности солей из минерализованных грунтовых вод и засоление почв. В связи с этим по периферии лиманов формируется галофитная растительность на луговых солонцах. Двучленные солонцово-луговые комплексы подобных лиманов

охватывают 4.3% от площади междуречных равнин. Лиманы на Приузенской равнине используются в качестве сенокосных угодий, реже по отаве выпасают скот (Пичугина, 2012).

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования структуры населения и численности жаворонков в полупустыне Прикаспийской низменности проводились нами с 2011 по 2015 г. Работы были выполнены на территории Александрово-Гайского района Саратовской области. Ранее нами была описана межгодовая динамика населения жаворонков данной территории в основном по литературным данным (Опарин и др., 2013). Изучение распределения гнездовых пар жаворонков по местообитаниям проведено в основном в 2014 г. (Опарин и др., 2014). В этот год в период с конца апреля по начало июня нами было пройдено 157.5 км пеших учётных маршрутов в казахстанской и российской части Прикаспийской низменности. Всего за пять лет наблюдений в Александрово-Гайском районе Саратовской области на четырех ключевых участках для изучения межгодовой динамики численности жаворонков и других аспектов изучения структуры их населения нами было выполнено 125 км пеших учетных маршрутов, на которых зафиксировано 5 видов жаворонков (*Alauda arvensis*, *Melanocorypha calandra*, *M. leucoptera*, *M. yeltoniensis*, *Calandrella rufescens*). Плотность распределения поющих самцов, а по ним и ориентировочное количество гнездящихся пар определяли при помощи маршрутного метода с переменной шириной учётной полосы (Равкин, Челинцев 1990; Бибби и др., 2000) в сезон гнездования воробьиных птиц. Учёты жаворонков осуществлялись в утренние и предзакатные часы. Регистрировались поющие самцы, при этом учитывалась их видовая принадлежность. Длина каждого маршрута ограничивалась 1000 м, причем расстояние между параллельными маршрутами не было ближе 250 – 300 м. Учёты проводились постоянными учетчиками в разных направлениях, дабы избежать пересечения маршрутных путей. Расчеты плотности проводились по методу, предложенному Н. Г. Челинцевым (Равкин и др., 1985; Челинцев, 2000, 2001).

Статистическая обработка данных учетов была проведена с использованием метода, предложенного Н. Г. Челинцевым (2000, 2001). При проведении маршрутных учетов животных на достаточно узкой полосе расчет плотности населения проводится по простой формуле:

$$D = \frac{n}{2MW}, \quad (1)$$

где  $n$  – общее число животных, обнаруженных на учетной полосе;  $M$  – длина учетного маршрута;  $W$  – ширина учетной полосы с каждой из сторон маршрута.

Ширина учетной полосы при таком методе расчета должна быть взята настолько малой, чтобы можно было пренебречь недоучетом животных, возникающим за счет снижения их обнаруживаемости в дальних (от оси маршрута) частях полосы (Челинцев, 2000, 2001).

Данный метод обладает рядом недостатков – расстояния обнаружения для разных видов животных, а также для животных одного вида, но в разных стадиях обитания, могут сильно различаться. К тому же в расчет приходится брать не всех

животных, обнаруженных во время учета, что в результате приводит к увеличению статистической ошибки в оценке плотности населения.

Однако этот метод, по мнению авторов, обладает одним неоспоримым преимуществом – получаемые таким образом оценки будут иметь наименьшее смещение относительно фактической плотности населения животных. Ради этого часть наблюдений можно и пожертвовать, особенно если в ходе учета было обнаружено достаточно большое количество животных.

Во время весенних маршрутных учетов жаворонков, проведенных в Александрово-Гайском районе Саратовской области в период с 2011 по 2015 г. на четырех ключевых участках размерами 5×5 км, фиксировались все встречи поющих самцов с одновременным определением перпендикулярных расстояний от птиц до оси маршрута, без ограничений расстояния обнаружения. В ходе исследований было учтено достаточно большое количество жаворонков различных видов, подавляющее большинство птиц обнаруживалось на расстоянии 50 – 60 м от маршрута.

Учитывая вышеизложенное, а также схожесть в поведении учитываемых видов жаворонков и одинаковую открытость всех выделенных станций их обитания, было принято решение ограничить ширину учетной полосы таким образом, чтобы ее можно было считать достаточно узкой.

На основании учетных данных для каждого вида жаворонков и для различных станций их обитания ширина учетной полосы подбиралась так, чтобы рассчитанная по формуле (1) плотность их населения была наибольшей, предполагая, что практически все птицы, находящиеся в пределах определенной таким образом полосы, были учтены.

Рассчитанная таким образом учетная полоса считалась достаточно узкой в указанном ранее смысле, а получаемая при этом плотность населения принималась в качестве оценки фактической плотности населения птиц.

Сравнение данных учетов проводили при помощи непараметрических методов, описанных в литературе (Гублер, 1978; Мардиа, Земроч, 1984; Kruskal, Wallis, 1952).

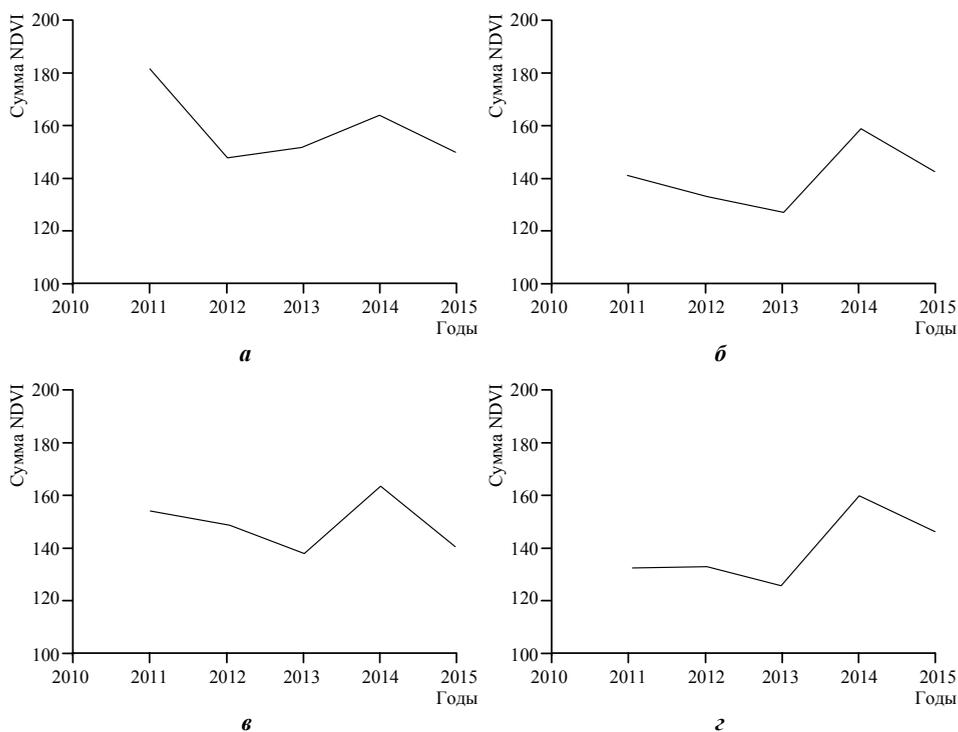
Для сравнения полученных в ходе учетов жаворонков данных был использован непараметрический критерий  $F$  Краскала – Уаллиса (Kruskal, Wallis, 1952). Для определения значений  $F$ -распределения с дробными степенями свободы использовались специальные таблицы (Мардиа, Земроч, 1984). Если указанный метод не выявлял существенных различий между сравниваемыми данными, то применялся метод определения различий в средних тенденциях для связанных выборок с последовательным применением критерия знаков и парного критерия  $T$  Вилкоксона (Гублер, 1978). В последнем случае сравнивались ряды данных, имеющих максимальное и минимальное значения.

Влияние временного фактора на плотность населения поющих самцов жаворонков определялось методом регрессионного анализа, при котором при помощи программы Statistica 6.0 устанавливалась значимость отличия коэффициента регрессии от нуля. Учитывая небольшой период времени наблюдения в пять лет, для данного анализа был выбран критерий значимости равный 5%, что считаем вполне допустимым для целей настоящего исследования.

## ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ГНЕЗДОВОГО НАСЕЛЕНИЯ ЖАВОРОНКОВ

Расчет коэффициентов корреляции (и создание дендрограммы объединения участков обследования в кластеры методом одиночной связи) был произведен с помощью программы Statistica 6.0.

Условные запасы биомассы надземной зеленой (вегетирующей) растительности были оценены на основании суммы значений вегетационного индекса NDVI в квадратах 5×5 км (20×20 пикселей) на четырех ключевых участках. Мы посчитали подобную процедуру оценки запасов возможной, благодаря результатам многочисленных исследований, в которых было показано, что вегетационный индекс коррелирует с запасами надземной фитомассы (Федорова, 2012; Vox et al., 1989; Paquelo et al., 1997; Kawamura et al., 2005 и др.). Использовался вегетационный индекс NDVI из пакета растровых данных MOD13Q1 (спектрорадиометр MODIS) на дату 10 июня 2011 – 2015 г. с разрешением 250 м (рис. 1).



**Рис. 1.** Динамика суммы NDVI (как показателя запасов надземной зеленой фитомассы) в квадрате 5×5 км (20×20 пикселей) по данным сенсора MODIS по состоянию на первую половину июня: а – Ахмат, б – Байгужа, в – Ветелки, г – Жданов

Почвенные карты участков были составлены на основе визуального анализа снимков Landsat-8 за период май – июнь 2013 – 2014 гг. с привлечением материалов среднемасштабной почвенной карты Прикаспийской низменности и южного

Заволжья, м 1:200 000 (1951), растительность отдельных почвенных контуров описана в ходе геоботанических исследований (табл. 1, рис. 2).

**Таблица 1**

Характеристика структуры местообитаний на ключевых участках Межузенского и Узено-Дюринского ландшафтов (Саратовская область)

Элементы рельефа	Растительность	Почвы	Процент от общей площади ключевого участка
<b>Ахмат</b>			
Лиман	Корневищно-злаковая (луговая)	Комплекс луговых солонцеватых и солонцов луговых (0 – 10%)	4
Падины	Белопольнно-дерновинно-злаковая (степная)	Лугово-каштановые падин	17
Западины	Белопольнно-дерновинно-злаковая (степная)	Лугово-каштановые западин	14
Микроповышения и их склоны	Ромашниково-чернопольнная (пустынная)	Солонцы, светло-каштановые солонцеватые	65
<b>Байгужа</b>			
Падины	Белопольнно-дерновинно-злаковая (степная)	Лугово-каштановые падин	48
Западины	Белопольнно-дерновинно-злаковая (степная)	Лугово-каштановые и лугово-каштановые солонцеватые западин	7
Микроповышения и их склоны	Ромашниково-чернопольнная (пустынная)	Солонцы, светло-каштановые солонцеватые	45
<b>Ветелки</b>			
падины	Белопольнно-дерновинно-злаковая (степная)	Лугово-каштановые падин	70
Микроповышения	Солянково- ромашниково-чернопольнная (пустынная)	Солонцы	30
<b>Жданов</b>			
Падины	Белопольнно-дерновинно-злаковая (степная)	Лугово-каштановые падин	10
Западины	Белопольнно-дерновинно-злаковая (степная)	Лугово-каштановые солонцеватые западин	4
Микроповышения и их склоны	Ромашниково-чернопольнная (пустынная)	Солонцы, светло-каштановые солонцеватые	86

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты учетов на четырех ключевых участках за пять лет, представлены в табл. 2.

В рассматриваемый период времени различия в плотности населения поющих самцов жаворонков между разными видами оказались значимыми для участков обследования «Ахмат», «Байгужа», «Жданов» и в целом для всех участков обследования вместе, для участка обследования «Ветелки» существенных различий в плотности населения различных видов жаворонков не выявлено.



**Таблица 2**

Результаты учета жаворонков на четырех ключевых участках в полупустыне Прикаспийской низменности в Александрово-Гайском районе Саратовской области в 2011 – 2015 гг. (поющих самцов на 1 км<sup>2</sup>)

Наименование вида	Годы				
	2011	2012	2013	2014	2015
Ахмат					
Полевой жаворонок	116.67	75.00	59.52	122.22	140.74
Степной жаворонок	127.78	33.33	70.83	33.33	31.48
Белокрылый жаворонок	100.00	83.33	16.67	22.22	16.67
Чёрный жаворонок	22.22	33.33	10.42	22.22	7.94
Серый жаворонок	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Все виды	366.67	216.67	150.00	183.33	192.59
Байгужа					
Полевой жаворонок	15.00	31.43	50.00	42.86	11.11
Степной жаворонок	66.67	43.33	75.00	40.00	61.11
Белокрылый жаворонок	52.50	105.00	35.00	35.71	80.00
Чёрный жаворонок	20.00	30.00	28.57	2.86	5.55
Серый жаворонок	85.00	20.00	45.00	16.67	83.33
Все виды	220.00	210.00	225.00	119.05	219.44
Ветелки					
Полевой жаворонок	12.50	37.50	100.00	71.88	198.15
Степной жаворонок	29.17	25.00	91.67	32.29	11.11
Белокрылый жаворонок	50.00	75.00	27.78	40.62	18.52
Чёрный жаворонок	18.50	41.67	16.67	16.67	52.77
Серый жаворонок	50.00	50.00	87.50	40.62	2.00
Все виды	139.28	217.86	279.17	184.38	275.92
Жданов					
Полевой жаворонок	44.44	42.86	50.00	85.18	11.11
Степной жаворонок	33.33	10.00	166.67	23.33	58.33
Белокрылый жаворонок	53.33	46.67	33.33	22.22	8.33
Чёрный жаворонок	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Серый жаворонок	33.33	10.00	8.33	22.22	25.92
Все виды	155.56	103.33	240.62	137.04	100.00
Все участки					
Полевой жаворонок	39.05	44.36	59.52	73.74	87.96
Степной жаворонок	62.22	27.19	85.71	30.00	35.42
Белокрылый жаворонок	60.00	75.44	26.19	29.54	29.86
Чёрный жаворонок	14.44	24.56	13.09	10.10	14.58
Серый жаворонок	43.33	15.79	36.19	16.67	26.39
Все виды	214.44	181.58	216.67	153.03	190.74

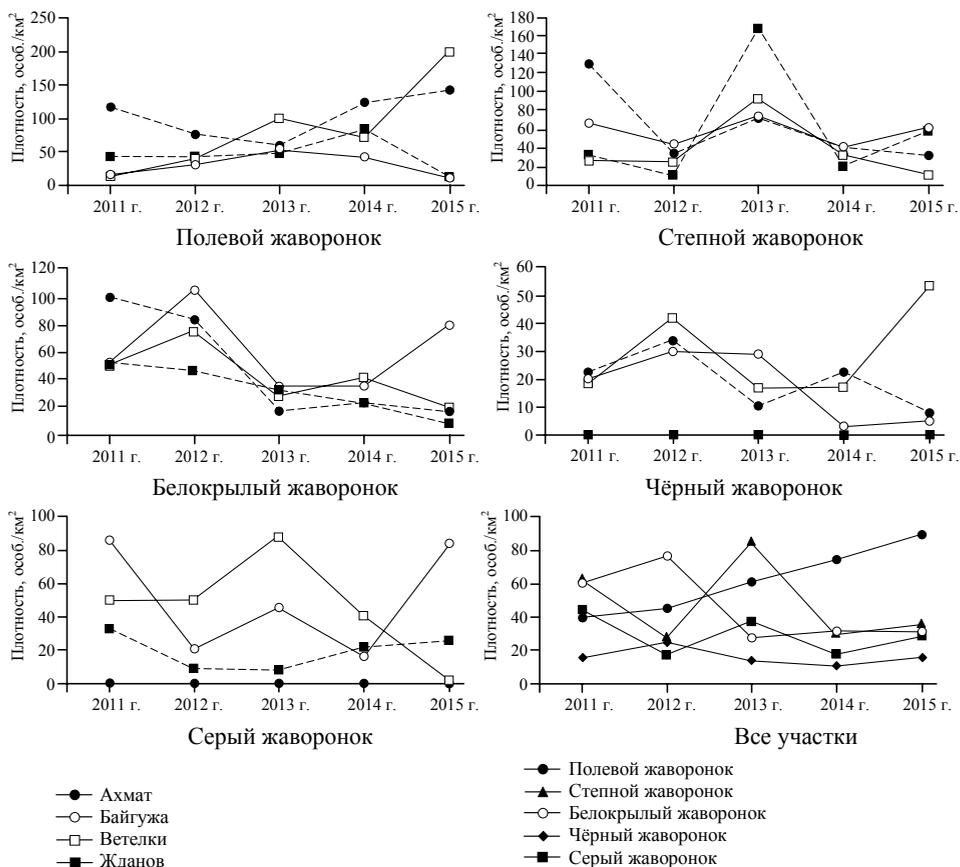
Различия в общей плотности населения поющих самцов жаворонков всех видов в разные годы оказались не существенными как для всех участков обследования в отдельности, так и в целом для всех участков обследования вместе.

## ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ГНЕЗДОВОГО НАСЕЛЕНИЯ ЖАВОРОНКОВ

В рассматриваемый период времени различия в плотности населения поющих самцов полевого, степного и серого жаворонков на различных участках обследования оказались значимыми, для остальных видов, а также для всех видов жаворонков вместе, существенных различий в плотности населения на различных участках обследования не выявлено.

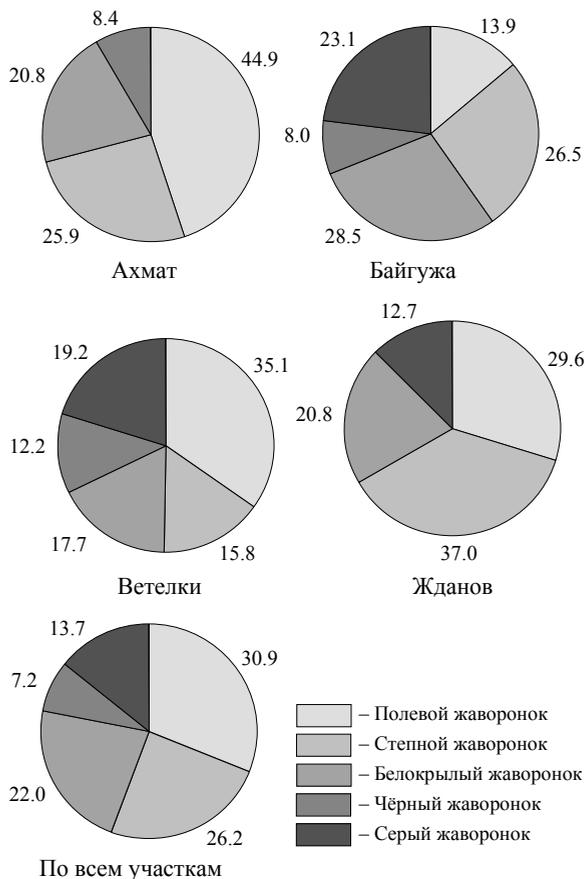
Различия в плотности населения поющих самцов жаворонков в целом на всех участках обследования в разные годы оказались значимыми для белокрылого жаворонка, для остальных видов, а также для всех видов жаворонков вместе, существенных различий в плотности населения в разные годы не выявлено.

Динамика изменения плотности населения поющих самцов жаворонков различных видов на различных участках обследования представлена на рис. 3.



**Рис. 3.** Динамика плотности различных видов жаворонков в гнездовые периоды 2011 – 2015 гг. на ключевых участках («Ахмат», «Байгуза», «Ветелки», «Жданов») на северо-западе Прикаспийской низменности в саратовском Заволжье

Регрессионный анализ данных временных рядов показал, что плотность населения белокрылого жаворонка существенно уменьшилась на участках обследования «Ахмат» и «Жданов», плотность населения полевого жаворонка существенно увеличилась на участке обследования «Ветелки» и в целом на всех участках обследования. В остальных случаях и для других видов плотности населения колебались вокруг средних пятилетних значений. При этом колебания плотности населения



**Рис. 4.** Структура населения жаворонков в гнездовой период в целом за весь период наблюдения с 2011 г. по 2015 г. на ключевых участках («Ахмат», «Байгужа», «Ветелки», «Жданов») и в общем на всех четырех участках на северо-западе Прикаспийской низменности в саратовском Заволжье, %

каждого вида в целом на всех участках обследования были меньше, чем колебания их плотности населения отдельно на каждом участке обследования. Также колебания общей плотности населения всех видов жаворонков на каждом участке обследования были меньше, чем колебания плотности населения отдельных видов на этих участках.

На рис. 4 представлена структура населения жаворонков в гнездовой период, рассчитанная отдельно для каждого участка по сумме данных за все годы наблюдений и для всех участков вместе за те же пять лет с 2011 по 2015 г. Ключевые участки «Ахмат» и «Жданов» отличались от двух других участков («Байгужа» и «Ветелки»), тем, что сообщества жаворонков, обитающих в их пределах, были неполночленными. На ключе «Ахмат» во все годы учетов в гнездовой период не регистрировался серый жаворонок, а на ключе «Жданов» - чёрный жаворонок. На ключах «Байгужа» и «Ветелки» в каждый из последовательных пяти лет учетов с 2011 по 2015 г. регистрировались по-

пьющие самцы пяти видов жаворонков: полевого, степного, белокрылого, чёрного и серого, однако по процентному соотношению данных видов эти два участка достоверно отличались друг от друга при уровне значимости, равном 5%.

## ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ГНЕЗДОВОГО НАСЕЛЕНИЯ ЖАВОРОНКОВ

Выявленные различия в структуре населения жаворонков на различных ключевых участках объясняются тем, что согласно опубликованным нами ранее результатам исследований (Опарин и др., 2014) полевой жаворонок селится в полупустыне в лиманах и палинах с луговой и степной растительностью. Основная часть гнездового населения чёрного жаворонка связана с засоленными участками лиманов и палин, степной жаворонок встречается во всех местообитаниях, где имеются хотя бы небольшие пятна степной растительности, белокрылый жаворонок предпочитает гнездиться на участках двучленных и трехчленных комплексов, находящихся под воздействием выпаса или палов, а серый жаворонок связан с чернопопынно-ромашниковыми и солянковыми ассоциациями солончаково-солонцовых комплексов.

Таким образом, анализ картографических данных, полученных на основе сочетания методов дистанционного зондирования и наземных почвенных и геоботанических исследований, позволил констатировать различия почвенно-растительного покрова всех четырех ключевых участков, заложенных в Межузенской и Узено-Дюринской равнинах, которые и определяют отличия в структуре местообитаний жаворонков на ключевых участках. Данное предположение подтверждается также и отличающимися на отдельных ключевых участках значениями NDVI, рассчитанными для каждого из них за период 2011 – 2015 гг., отражающими запасы надземной зеленой фитомассы, а, следовательно, и характеристики местообитаний наземногнездящихся жаворонков (см. рис. 1).

Нами был выполнен анализ наличия корреляционных связей между значениями NDVI, отражающих запасы зеленой (вегетирующей) фитомассы (по состоянию на первую половину июня) для ключевых участков (табл. 3).

Предполагается, что основными факторами, влияющими на запасы зеленой фитомассы, являются температура и количество осадков, которые, учитывая компактность расположения ключевых участков, должны быть примерно одинаковыми для всех. В связи с этим можно ожидать положительную корреляционную связь между динамикой NDVI на ключевых участках.

Установлена статистически значимая корреляционная связь между значениями NDVI на участках «Байгужа» и «Жданов», в остальных случаях коэффициенты корреляции достоверно от нуля не отличаются, возможно, из-за недостаточной продолжительности периода наблюдений, однако, скорее всего, из-за различий в структуре почвенно-растительного покрова ключевых участков (см. табл. 1).

Схожесть динамики показателей NDVI, отражающих характер вегетации растительности на указанных двух участках, подтверждается объединением их в один кластер по данному признаку (рис. 5).

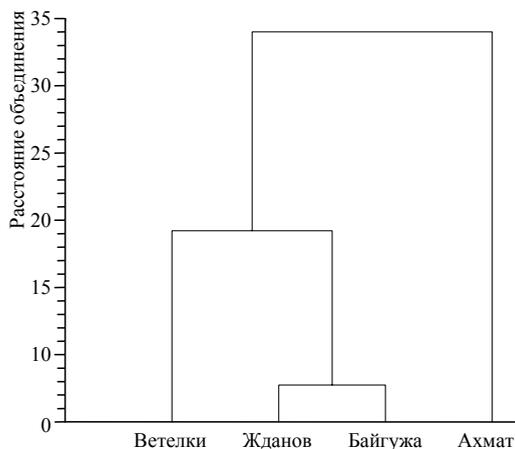
**Таблица 3**

Корреляция значений NDVI  
на различных ключевых участках

Ключевые участки	Ахмат	Байгужа	Ветелки	Жданов
Ахмат	<b>1.00</b>			
Байгужа	0.38	<b>1.00</b>		
Ветелки	0.66	0.82	<b>1.00</b>	
Жданов	0.08	<b>0.94</b>	0.66	<b>1.00</b>

*Примечание.* Полу жирным шрифтом выделены показатели, говорящие о значимости корреляционной связи.

Затем нами был выполнен анализ наличия корреляционной связи между значениями NDVI по состоянию на первую половину июня года, предшествующему



**Рис. 5.** Результаты кластерного анализа динамики NDVI на ключевых участках

году исследования, и плотностью населения отдельных видов жаворонков в год исследования на каждом из ключевых участков (табл. 4). Поэтому в дальнейшем анализе наличие корреляции выявлялось непараметрическими методами (табл. 5).

Из данных, приведённых в табл. 4, следует, что выявлена отрицательная корреляционная связь между значениями NDVI в первой половине июня и плотностью населения полевого жаворонка весной следующего года на участке «Байгужа». Однако результаты обычного корреляционного анализа могут быть искажены тем, что плотность населения жаворонков не распределена по нормальному закону, а продолжительность периода наблюдения недостаточна, чтобы этим можно было пренебречь.

Поэтому в дальнейшем анализе наличие корреляции выявлялось непараметрическими методами (табл. 5).

**Таблица 4**

Корреляция плотности населения различных видов жаворонков и значений NDVI на ключевых участках

Виды	Ключевые участки				
	Ахмат	Байгужа	Ветелки	Жданов	Все участки
Полевой жаворонок	-0.02	<b>-0.95</b>	0.54	-0.95	0.20
Степной жаворонок	-0.62	0.21	-0.45	0.12	-0.36
Белокрылый жаворонок	0.89	0.64	-0.05	-0.57	0.35
Чёрный жаворонок	0.69	-0.20	0.94	–	0.55
Серый жаворонок	–	0.83	-0.52	0.42	-0.04
Все виды	0.94	0.58	0.59	-0.32	0.23

*Примечание.* Полу жирным шрифтом выделены показатели, говорящие о значимости корреляционной связи.

Выявлена положительная корреляционная связь между изменением NDVI на ключевых участках в первой половине июня и общей плотностью населения всех видов жаворонка весной следующего года на участке «Ахмат». Однако этот результат следует все же признать выбросом (ошибкой), обусловленным незначительным по времени периодом наблюдений.

Учитывая разнонаправленный характер полученных результатов анализа в остальных случаях, можно сделать предположение об отсутствии влияния значений NDVI, отражающих в определенной степени величину запасов зеленой фитомассы

## ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ГНЕЗДОВОГО НАСЕЛЕНИЯ ЖАВОРОНКОВ

растительности, в первой половине июня предыдущего года на плотность населения жаворонков весной текущего года или об их незначительном влиянии.

**Таблица 5**

Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена плотности населения различных видов жаворонков и значений NDVI на ключевых участках

Виды	Ключевые участки				
	Ахмат	Байгужа	Ветелки	Жданов	Все участки
Полевой жаворонок	0.40	-0.80	0.40	-0.80	0.20
Степной жаворонок	-0.63	0.40	-0.80	0.60	0.00
Белокрылый жаворонок	0.63	0.60	-0.40	-0.40	0.60
Чёрный жаворонок	0.40	0.40	0.95	–	0.80
Серый жаворонок	–	0.80	-0.40	0.20	0.00
Все виды	<b>1.00</b>	0.40	0.40	-0.40	0.40

*Примечание.* Полужирным шрифтом выделены показатели, говорящие о значимости корреляционной связи.

Дальнейший корреляционный анализ проводился непараметрическими методами (табл. 6, 7).

**Таблица 6**

Анализ наличия корреляционной связи между изменениями плотности населения каждого из видов жаворонков, зарегистрированных на ключевых участках с помощью расчета коэффициентов ранговой корреляции Спирмена

Ключевые участки	Ахмат	Байгужа	Ветелки	Жданов
1	2	3	4	5
Полевой жаворонок				
Ахмат	<b>1.00</b>			
Байгужа	-0.70	<b>1.00</b>		
Ветелки	0.30	0.00	<b>1.00</b>	
Жданов	-0.30	0.80	-0.20	<b>1.00</b>
Степной жаворонок				
Ахмат	<b>1.00</b>			
Байгужа	0.56	<b>1.00</b>		
Ветелки	0.62	0.30	<b>1.00</b>	
Жданов	0.15	0.80	0.30	<b>1.00</b>
Белокрылый жаворонок				
Ахмат	<b>1.00</b>			
Байгужа	0.36	<b>1.00</b>		
Ветелки	0.87	0.40	<b>1.00</b>	
Жданов	0.82	0.10	0.80	<b>1.00</b>
Чёрный жаворонок				
Ахмат	<b>1.00</b>			
Байгужа	0.41	<b>1.00</b>		
Ветелки	-0.13	0.15	<b>1.00</b>	
Жданов	–	–	–	–

Окончание табл. 6

1	2	3	4	5
Серый жаворонок				
Ахмат	–			
Байгужа	–	<b>1.00</b>		
Ветелки	–	0.05	<b>1.00</b>	
Жданов	–	0.60	-0.56	<b>1.00</b>
Все виды				
Ахмат	<b>1.00</b>			
Байгужа	-0.10	<b>1.00</b>		
Ветелки	-0.70	0.40	<b>1.00</b>	
Жданов	-0.30	0.60	0.00	<b>1.00</b>

*Примечание.* Полу жирным шрифтом выделены показатели, говорящие о значимости корреляционной связи.

В результате анализа, как для каждого вида жаворонок в отдельности, так и для всех видов вместе, не было выявлено статистически значимой корреляционной связи между изменениями плотности их населения на различных участках обследования (см. табл. 6).

Таблица 7

Анализ наличия корреляционной связи между изменениями плотности населения различных видов жаворонок на каждом из ключевых участков с помощью расчета коэффициентов ранговой корреляции Спирмена

Виды	Полевой	Степной	Белокрылый	Чёрный	Серый
1	2	3	4	5	6
Ахмат					
Полевой жаворонок	<b>1.00</b>				
Степной жаворонок	-0.62	<b>1.00</b>			
Белокрылый жаворонок	-0.10	0.53	<b>1.00</b>		
Чёрный жаворонок	-0.36	0.29	0.79	<b>1.00</b>	
Серый жаворонок	–	–	–	–	–
Байгужа					
Полевой жаворонок	<b>1.00</b>				
Степной жаворонок	0.10	<b>1.00</b>			
Белокрылый жаворонок	-0.70	-0.40	<b>1.00</b>		
Чёрный жаворонок	0.20	0.40	0.30	<b>1.00</b>	
Серый жаворонок	-0.60	0.70	0.10	0.10	<b>1.00</b>
Ветелки					
Полевой жаворонок	<b>1.00</b>				
Степной жаворонок	-0.10	<b>1.00</b>			
Белокрылый жаворонок	<b>-0.90</b>	0.00	<b>1.00</b>		
Чёрный жаворонок	0.15	<b>-0.98</b>	-0.05	<b>1.00</b>	
Серый жаворонок	-0.36	0.67	0.36	-0.53	<b>1.00</b>

ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ГНЕЗДОВОГО НАСЕЛЕНИЯ ЖАВОРОНКОВ

Окончание табл. 7

1	2	3	4	5	6
Жданов					
Полевой жаворонок	<b>1.00</b>				
Степной жаворонок	0.00	<b>1.00</b>			
Белокрылый жаворонок	0.10	-0.30	<b>1.00</b>		
Чёрный жаворонок	–	–	–	–	
Серый жаворонок	-0.30	-0.10	0.10	–	<b>1.00</b>
Все участки					
Полевой жаворонок	<b>1.00</b>				
Степной жаворонок	-0.10	<b>1.00</b>			
Белокрылый жаворонок	-0.50	-0.60	<b>1.00</b>		
Чёрный жаворонок	-0.20	-0.40	0.80	<b>1.00</b>	
Серый жаворонок	-0.30	<b>0.90</b>	-0.30	-0.30	<b>1.00</b>

*Примечание.* Полу жирным шрифтом выделены показатели, говорящие о значимости корреляционной связи.

В результате проведенного анализа (см. табл. 7) выявлена статистически значимая отрицательная корреляционная связь между изменениями плотности населения полевого и белокрылого жаворонок, а также между изменениями плотности населения степного и чёрного жаворонок на ключевом участке «Ветелки». Кроме того, выявлена положительная корреляционная связь между изменениями плотности населения степного и серого жаворонок в целом на всех участках об следования.

Таким образом, нам не удалось доказать наличие достоверных связей между значениями NDVI, плотностью и структурой населения жаворонок. Однако это, скорее всего, можно объяснить малой выборкой из-за короткого, всего в пять лет, периода наблюдений.

Кроме этого был выполнен анализ наличия корреляционной связи между динамикой NDVI по состоянию на первую половину июня и плотностью гнездового населения отдельных видов жаворонок, зарегистрированных на ключевых участках в тот же год (табл. 8).

Таблица 8

Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена показателей плотности гнездового населения жаворонок и значений NDVI на ключевых участках в 2011 – 2015 гг.

Виды	Ключевые участки				
	Ахмат	Байгужа	Ветелки	Жданов	Все участки
Полевой жаворонок	0.10	-0.36	-0.60	0.00	0.10
Степной жаворонок	0.67	-0.67	0.00	-0.50	-0.30
Белокрылый жаворонок	0.36	0.05	0.50	-0.60	0.10
Чёрный жаворонок	-0.05	-0.87	-0.21	–	-0.40
Серый жаворонок	–	-0.15	-0.36	0.30	0.00
Все виды	0.10	-0.67	<b>-0.90</b>	-0.70	-0.60

*Примечание.* Полу жирным шрифтом выделены показатели, говорящие о значимости корреляционной связи.

При помощи программы Statistica 6.0. выявлена отрицательная корреляционная связь между изменением значений NDVI и общей плотностью населения всех видов жаворонков на участке «Ветелки». Однако при небольших выборках статистические свойства коэффициента Спирмена не очень хороши и для оценки значимости корреляции рекомендуется пользоваться специальными таблицами (Ивантер, Коросов, 2010). Полученный нами коэффициент  $r = 0.90$  меньше табличного значения  $r = 0.94$  при  $n = 5$ ,  $p \geq 0.05$ , что говорит об отсутствии статистически значимой связи между изучаемыми признаками.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ полученных результатов (см. табл. 1, 2; рис. 3 – 5) позволяет предполагать наличие связи между структурой местообитаний и структурой населения жаворонков, гнездящихся на исследованных ключевых участках. Это доказывают выявленные статистически значимые отличия между плотностью гнездового населения жаворонков, обитающих на отдельных ключевых участках, сохранившиеся на протяжении пяти лет наблюдений. Подобранные ключевые участки отличаются между собой структурой почвенно-растительного покрова и, следовательно, структурой местообитаний исследуемой таксономической группы птиц. По мнению авторов, отмеченные статистически значимые отличия в плотности гнездового населения жаворонков, обитающих на исследованных ключевых участках, объясняются спецификой структуры местообитаний каждого из них.

Применение значений NDVI для оценки состояния местообитаний жаворонков с целью объяснений колебаний их плотности по годам требует дальнейшего изучения, так как для корреляционного анализа необходим более длинный ряд наблюдений, чем тот, который авторы имеют на настоящее время.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 13-05-00401 а) и Российского научного фонда (проект № 15-16-30007) (обработка данных дистанционного зондирования (для составления крупномасштабных почвенных карт и анализа динамики NDVI)).*

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бибби К., Джонс М., Марсден С. Методы полевых экспедиционных исследований. Исследования и учеты птиц / Союз охраны птиц России. М., 2000. 186 с.
- Гублер Е. В. Вычислительные методы анализа и распознавания патологических процессов. М. : Медицина, 1978. 294 с.
- Доскач А. Г. Природное районирование Прикаспийской полупустыни. М. : Наука, 1979. 142 с.
- Ивантер Э. В., Коросов А. В. Элементарная биометрия : учеб. пособие. 2-е издание. Петрозаводск : Изд-во Петрозавод. гос. ун-та, 2010. 104 с.
- Мардиа К., Земроч П. Таблицы F-распределений и распределений, связанных с ними. М. : Наука, 1984. 256 с.
- Опарин М. Л., Опарина О. С., Мамаев А. Б., Рубан О. А. Структура населения наземногнездящихся птиц саратовского Заволжья и ее внутривековая и межгодовая динамика // Поволж. экол. журн. 2013. № 3. С. 280 – 290.

## ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ГНЕЗДОВОГО НАСЕЛЕНИЯ ЖАВОРОНКОВ

*Опарин М. Л., Конюшкова М. В., Опарина О. С., Мамаев А. Б., Шадрин М. Б., Рубан О. А.* Структура гнездового населения жаворонков (Alaudidae, Aves) в типичных местобитаниях полупустыни Прикаспийской низменности // Поволж. экол. журн. 2014. № 3. С. 379 – 392.

*Пичугина Н. В.* Ландшафтная структура и функциональное использование полупустынного Саратовского Приузенья // Биоресурсы и биоразнообразие экосистем Поволжья : прошлое, настоящее, будущее: материалы Междунар. науч. конф. Саратов : Изд-во Саратов. ун-та, 2005. С. 41 – 43.

*Пичугина Н. В.* Ландшафтная структура полупустынного Саратовского Приузенья // Ландшафтоведение : теория, методы, региональные исследования, практика : материалы XI Междунар. ландшафтной конф. М. : Изд-во МГУ, 2006. С. 230 – 232.

*Пичугина Н. В.* Геоэкологические аспекты природопользования в полупустынном саратовском Приузенье : дис. ... канд. геогр. наук. Астрахань, 2012. 137 с.

Почвенная карта Прикаспийской низменности и южного Заволжья в пределах междуречья Волги и Урала. М 1:200 000 / под ред. Е. Н. Ивановой, И. П. Герасимова. М., 1951. 57 л.

*Равкин Е. С., Челинцев Н. Г.* Методические рекомендации по комплексному маршрутному учету птиц / Всесоюз. науч.-исслед. ин-т охраны природы и заповедного дела. М., 1990. 36 с.

*Равкин Ю. С., Гуреев С. П., Покровская И. В.* Пространственно-временная динамика животного населения (птицы и мелкие млекопитающие). Новосибирск : Наука. Сиб. отделение, 1985. 206 с.

*Федорова Н. Л.* Структура и динамика естественных экосистем и их компонентов в Государственном природном биосферном заповеднике «Черные Земли» : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 2012. 19 с.

*Челинцев Н. Г.* Математические основы учета животных / ГУ Центрохотконтроль. М., 2000. 432 с.

*Челинцев Н. Г.* Методы расчета плотности населения птиц по данным маршрутных учетов // Сиб. экол. журн. 2001. № 1. С. 25 – 29.

*Vox E. O., Holben B. N., Kalb V.* Accuracy of the AVHRR vegetation index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO<sub>2</sub> flux // Vegetatio. 1989. Vol. 80, iss. 2. P. 71 – 89.

*Kawamura K., Akiyama T., Yokota H., Tsutsumi M., Yasuda T., Watanabe O., Wang S.* Comparing MODIS vegetation indices with AVHRR NDVI for monitoring the forage quantity and quality in Inner Mongolia grassland, China // Grassland Science. 2005. Vol. 51, iss. 1. P. 33 – 40.

*Kruskal W. H., Wallis W. A.* The use of ranks in one-criterion variance analysis // J. Amer. Statist. Ass. 1952. Vol. 47. P. 583 – 621.

*Paruelo J. M., Epstein H. E., Lauenroth W. K., Burke I. C.* ANPP estimates from NDVI for the Central grassland region of the United States // Ecology. 1997. Vol. 78, № 3. P. 953 – 958.

УДК 635.926(470.44)

## ФИТОРЕМЕДИАЦИОННЫЙ ПОТЕНЦИАЛ НЕКОТОРЫХ ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ ВОДОЁМОВ САРАТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Ю. А. Пайдулова, О. В. Турковская

*Институт биохимии и физиологии растений и микроорганизмов РАН  
Россия, 410049, Саратов, просп. Энтузиастов, 13  
E-mail: jtumaykina@gmail.com*

Поступила в редакцию 08.08.13 г.

**Фиторемедиационный потенциал некоторых высших водных растений водоёмов Саратовской области.** – Пайдулова Ю. А., Турковская О. В. – Проведен сравнительный анализ численности микробного планктона, бентоса и перифитона ряда растений рек Волга и Латрык Саратовской области. Показано, что наибольшей микробной плотностью характеризуется поверхность растений в обоих водоёмах. Из перифитона высших водных растений выделено 4 штамма, обладающих высокой деструктивной активностью в отношении фенола (95 – 99%). В изученных растениях выявлена активность ферментов, способность окислять фенольные соединения. По изученным характеристикам наибольшим потенциалом для ремедиации водоёмов, загрязнённых фенольными соединениями, обладают рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L., 1753), роголистник темно-зеленый (*Ceratophyllum demersum* L., 1753) и уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L., 1753).

*Ключевые слова:* высшие водные растения, перифитон, углеводородокисляющие микроорганизмы, фенолоокисляющие микроорганизмы, окислительные ферменты растений.

**Phytoremediation potential of some higher aquatic plants in Saratov Region water bodies.** – Paydulova J. A. and Turkovskaya O. V. – A comparative analysis was made of the numbers of microbial plankton, benthos and periphyton in several plants growing in the Volga and Latryk rivers (the Saratov region). The highest microbial density was found on the surface of plants in both water bodies. Four strains were isolated from the periphyton of higher aquatic plants, which were highly degradative to phenol (95 – 99%). The activity of some enzymes able to oxidize phenolic compounds was revealed in the examined plants. On the basis of the characteristics studied, the highest potential for use in the remediation of water bodies polluted with phenolic compounds was shown by fennel-leaved pondweed (*Potamogeton pectinatus*), hornwort (*Ceratophyllum demersum*), and mealein (*Myriophyllum spicatum*).

*Key words:* higher aquatic plants, periphyton, hydrocarbon-oxidizing microorganisms, phenol-oxidizing microorganisms, plant oxidative enzymes.

### ВВЕДЕНИЕ

Водоёмы представляют собой сложные экосистемы, в которых постоянно идут процессы адаптации биоценоза к изменяющимся условиям существования, направленные на достижения равновесия в экосистеме. Состояние равновесия может быть нарушено вследствие многих причин, в первую очередь в результате сброса хозяйственно-бытовых, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод.

Актуальным направлением очистки природных и сточных вод является фиторемедиация, основанная на использовании высших водных растений (ВВР), или макрофитов, и ассоциированных с ними микроорганизмов. В этой высокоэффективной технологии используются природные процессы, с помощью которых рас-

## ФИТОРЕМЕДИАЦИОННЫЙ ПОТЕНЦИАЛ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ

тения и микроорганизмы накапливают и разрушают различные поллютанты. Растения, обладающие фиторемедиационным потенциалом, имеют устойчивость к токсическому действию повышенных концентраций загрязнителя, принимают участие в его поглощении или разрушении и быстро воспроизводят свою биомассу. Кроме того, макрофиты секретируют экссудаты, которые поддерживают рост и метаболическую активность перифитонных бактерий – деструкторов ксенобиотиков. Высшие водные растения успешно используются в практике очистки вод от биогенных элементов, фенолов, ароматических углеводородов, микроэлементов, нефтепродуктов, тяжелых металлов, в обеззараживании и доочистке стоков и т.д. (Магомедов, 1986; Новосадова, 1987; Васюков, 2003; Gersberg et al., 1986; Dunbabin, Bowner, 1992; Gleichman-Verheyc et al., 1992; Loyd et al., 2001).

Ранее на примере элодеи канадской (*Elodea canadensis*) нами исследована способность высших водных растений разрушать такие токсичные органические соединения, как фенол, толуол, бензол и нафталин (Тумайкина и др., 2008). Эта способность обусловлена не только присутствием перифитонных микроорганизмов-деструкторов отдельных соединений, но и наличием в элодее таких окислительных ферментов, как фенолоксидазы и пероксидазы.

Пероксидазы – широко распространенная группа ферментов, принимающих участие во многих физиологических и детоксикационных процессах. Растительные пероксидазы способны окислять моно- и полициклические ароматические соединения, такие как фенол, гидрокситолуол, бенз[а]пирен, диметилаланин и др. (Заалишвили и др., 2000; Квеситадзе и др., 2005). Фенолоксидазы также вносят значительный вклад в процесс деградации ароматических углеводородов. Эта группа медьсодержащих ферментов включает в себя фенолоксидазы тирозиназного и лакказного типа. Широкий ряд ароматических веществ фенольной природы может являться субстратом этих ферментов (Квеситадзе и др., 2005).

В связи с вышесказанным целью данной работы явилось сравнительное исследование фиторемедиационного потенциала высших водных растений, собранных в реках Латрык и Волга Саратовской области.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объектами исследований являлись высшие водные растения 5 семейств и 6 видов: уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L., 1753) семейства сланоягодниковые (Haloragaceae); роголистник темно-зеленый (*Ceratophyllum demersum* L., 1753) семейства роголистниковые (Ceratophyllaceae); элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx., 1803) семейства водокрасовые (Hydrocharitaceae); сусак зонтичный (*Butomus umbellatus* L., 1753) семейства сусаковых (Butomaceae); рдесты пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L., 1753) и гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L., 1753) семейства рдестовые (Potamogetonaceae). Растения были собраны в июле 2009 г. на территории Саратовской области на удаленном от населенных пунктов участках рек Латрык и Волга в районе пос. Увек.

Отбор проб планктона, перифитона и бентоса для бактериологических исследований проводили по стандартным методикам (Родина, 1965).

Общую численность гетеротрофных микроорганизмов определяли на МПА методом серийных разведений. Для выявления углеводородоокисляющих микроорганизмов (УОМ) использовали метод мембранных фильтров (А.с. 1629318). Фенолоксиляющие микроорганизмы выделяли на чашках с селективной средой следующего состава (г/л):  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 0.65;  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 0.19;  $\text{NaNO}_3$  – 0.5;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 0.1;  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 0.00556;  $(\text{NH}_4)\text{SO}_4$  – 0.5; фенол – 0.5.

Содержание углеводов в воде определяли гравиметрическим методом (Метод определения..., 1990).

Для получения буферных экстрактов, представляющих собой грубый ферментный препарат, 0.5 г побегов растений измельчали и гомогенизировали в охлажденной керамической ступке с 2 мл 50 мМ ацетатного (pH 5.0) буфера. Гомогенат сливали в мерную колбу и доводили объем тем же буфером до 25 мл. Неразрушенные клетки и их фрагменты осаждали центрифугированием в течение 10 мин при 5000 об./мин. Надосадочную жидкость использовали в качестве буферных экстрактов.

Определение ферментной активности экстрактов водных растений проводили с помощью спектрофотометра СФ-26 в кварцевых кюветах с длиной оптического пути 1 см. За единицу активности принимали количество фермента, катализирующего превращение 1 мкмоль субстрата или образование 1 мкмоль продукта в мин, и рассчитывали как единицы (Ед.) на мл вытяжки. Удельную активность определяли как мкмоль/мин/мг белка.

Активность тирозиназы выявляли по образованию продукта окисления из L-дигидроксифенилаланина (L-ДОФА) при 475 нм (Pomerantz, Myrthy, 1974). Активность лакказы оценивали по образованию продуктов окисления сиригальдазина при 525 нм (Leonowicz, Crzywnowicz, 1981), диаммонийной соли 2,2'-азинобис-3-этилбензотиазолин-6-сульфоновой кислоты (АБТС) (Niku-Paavola et al., 1988) и пирокатехина при 410 нм (Королева и др., 2001). Активность пероксидазы выявляли при 436 нм по образованию продукта окисления АБТС в присутствии  $\text{H}_2\text{O}_2$  и рассчитывали как разницу между активностью фермента в присутствии  $\text{H}_2\text{O}_2$  и без нее.

Концентрацию белка определяли по методу М. М. Брефорд (Bradford, 1976).

Все эксперименты проводили в трех повторах. Статистическую обработку данных осуществляли с помощью программы Microsoft Excel Office XP, а также общепринятым методом с использованием *t*-критерия Стьюдента.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание нефтепродуктов в р. Волга составило в среднем 7.5 мг/л, что в 15 раз превышает ПДК (Обобщенный перечень..., 1990). В пробах воды р. Латрык нефтепродукты обнаружены не были.

На первом этапе исследования были получены сведения об особенностях количественного и качественного состава основных групп водных микроорганизмов: планктонных, бентосных и перифитонных. Определяли общую численность гетеротрофных микроорганизмов, а также специализированных – УОМ и фенолоксиляющих. Общая численность гетеротрофных микроорганизмов варьировала от

## ФИТОРЕМЕДИАЦИОННЫЙ ПОТЕНЦИАЛ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ

$1.6 \times 10^5$  до  $6.1 \times 10^7$  КОЕ/г (табл. 1). Показано, что максимально плотное «микробное население» находится на поверхности растений – в перифитоне, причем в условиях нефтяного загрязнения их численность была на порядок выше.

**Таблица 1**

Группы микроорганизмов	Численность водной микрофлоры					
	Гетеротрофы, растущие на МПА					
	Общая численность		Угледородородоксиляющие		Фенолоксиляющие	
	Волга	Латрык	Волга	Латрык	Волга	Латрык
Планктон, КОЕ/мл	$1.6 \times 10^5$	$3.1 \times 10^5$	$1.2 \times 10^4$	$1.7 \times 10^3$	$1.1 \times 10^2$	$2.5 \times 10^4$
Перифитон, КОЕ/г сырого веса (среднее по всем растениям)	$6.1 \times 10^7$	$9.7 \times 10^6$	$1.12 \times 10^4$	$2.7 \times 10^6$	$2.2 \times 10^5$	$1.6 \times 10^5$
Бентос, КОЕ/г грунта	$2.3 \times 10^5$	$5.2 \times 10^5$	$8.2 \times 10^5$	$1.0 \times 10^4$	$1.2 \times 10^3$	$2.0 \times 10^5$

*Примечание.* Ошибка всех результатов не превышала 10%.

УОМ являются важной экологической группой микроорганизмов, вовлекающих нефтяные углеводороды в круговорот веществ в различных биотопах. Они обнаруживались во всех пробах как р. Латрык, так и р. Волги. В микробном бентосе р. Волга группа УОМ преобладала над всеми остальными и превышала общую численность гетеротрофов в 3.6 раз (см. табл. 1). Возможно, это связано с покоящимися формами бактерий, которые активизируются под воздействием углеводов нефти (Дорошенко, 2002).

Отсутствие нефтепродуктов в воде р. Латрык отражается на пространственном распределении микроорганизмов этой группы. Большая часть УОМ этого водоёма была сосредоточена в перифитоне высших водных растений (ВВР) и составила  $2.7 \times 10^6$  КОЕ/г сырого веса, в то время как в бентосе и планктоне – всего  $1.0 \times 10^4$  и  $1.7 \times 10^3$  КОЕ/мл соответственно. В отличие от этого в загрязненном нефтепродуктами биотопе р. Волги УОМ численно доминируют в планктоне и бентосе, где для них есть питательный субстрат.

Фенолоксиляющие микроорганизмы численно доминировали в перифитоне ВВР в обоих водоёмах. Причина этого, возможно, в том, что в состав растительных экссудатов входит большое количество соединений фенольной природы. Обращает на себя внимание тот факт, что в бентосе р. Латрык обнаружена высокая численность микроорганизмов этой группы ( $2.0 \times 10^5$  КОЕ/г грунта). На наш взгляд, это может быть связано с тем, что в иле во время отбора проб было обнаружено большое количество растительных остатков, что также приводит к обогащению среды фенольными соединениями и размножению бактерий, их потребляющих.

Анализ бактериального населения шести исследованных растений показал (табл. 2), что рдест пронзеннолистный имеет перифитон, превосходящий по общей численности, а также по количеству УОМ и фенолоксиляющих микроорганизмов другие растения как в р. Волге, так и в р. Латрык. Хотя и все другие растения обладали достаточно плотным бактериальным перифитоном, максимальные значения численности УОМ зафиксированы для рдеста пронзеннолистного, урути колоистой и сусака зонтичного ( $1.62$ ,  $2.7$  и  $4.3 \times 10^6$  КОЕ/г сырого веса соответственно).

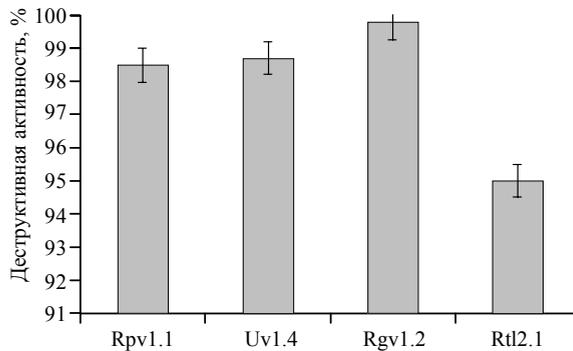
Таблица 2

Численность перифитонных микроорганизмов (КОЕ/ г сырого веса) водных растений

Растения	Гетеротрофы, растущие на МПА					
	Общая численность		Угледородородоксиляющие		Фенолоксиляющие	
	Волга	Латрык	Волга	Латрык	Волга	Латрык
Уруть колосистая	$4.7 \times 10^7$	–	$2.4 \times 10^5$	–	$2.7 \times 10^6$	–
Роголистник темно-зеленый	$6.3 \times 10^6$	$3.4 \times 10^6$	$1.95 \times 10^5$	$8.02 \times 10^5$	$5.3 \times 10^5$	$2.6 \times 10^4$
Рдест пронзеннолистный	$2.1 \times 10^8$	$7.85 \times 10^6$	$4.9 \times 10^5$	$6.45 \times 10^6$	$1.62 \times 10^6$	$4.2 \times 10^5$
Рдест гребенчатый	$1.78 \times 10^7$	$2.88 \times 10^7$	$2.5 \times 10^5$	$2.7 \times 10^5$	$5.1 \times 10^5$	$1.0 \times 10^4$
Элодея канадская	$2.6 \times 10^7$	$6.17 \times 10^5$	$3.5 \times 10^5$	$1.5 \times 10^6$	$5.05 \times 10^5$	$3.1 \times 10^3$
Сусак зонтичный	–	–	–	$4.3 \times 10^6$	–	0

Примечание. Ошибка всех результатов не превышала 10%.

В связи с высокой токсичностью и экологической опасностью фенольных соединений группа фенолоксиляющих микроорганизмов была исследована более детально. Из перифитона исследованных ВВР нами было выделено 17 штаммов фенолоксиляющих микроорганизмов и изучена их деструктивная активность по отношению к фенолу (100 мг/л) за 5 сут. Большинство штаммов проявили невысокую активность – не выше 18%. Три штамма, Rpv1.1, Uv1.4 и Rgv1.2 (рисунок), выделенные из перифитона волжских растений – рдеста пронзеннолистного, урути



Деструктивная активность перифитонных штаммов

(95%). Таким образом, из перифитона ВВР выделены штаммы, обладающие высокой деструктивной активностью в отношении фенола, которые могут выполнять защитную функцию от токсических веществ для растений, а также могут явиться основой для разработки экологических биотехнологий. Таксономические характеристики штаммов изучаются.

В предыдущих работах нами было доказано, что в деструкции поллютантов принимают участие не только микробный компонент водоёмов, но и ВВР, поглощая, накапливая и разрушая токсичные соединения (Тумайкина и др., 2008; Трегуб и др., 2009). Как видно из табл. 3, активность окислительных ферментов, способных принимать участие в детоксикации поллютантов, выявлена у всех исследованных растений. Она существенно различалась как у растений различных видов,

## ФИТОРЕМЕДИАЦИОННЫЙ ПОТЕНЦИАЛ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ

так и у одного вида в различных водоёмах. Это может быть связано с физиологическим состоянием самого макрофита, его возраста и фазы роста, а также с окружающей его средой. Максимальная активность ферментов выявлена у таких растений, как уруть колосистая, роголистник темно-зеленый, рдесты пронзеннолистный и гребенчатый. Наибольшую активность лакказы проявлял рдест гребенчатый, собранный как на р. Латрык, так и на р. Волга (0.04 и 0.053 мкМ/мин/мг белка соответственно). Активность тирозиназы была максимальной у роголистника темно-зеленого и урути колосистой (27.36 и 20 мкМ/мин/мг белка соответственно). Пероксидаза проявила наибольшую активность в растениях из р. Латрык (у роголистника темно-зеленого – 109.45 мкМ/мин/мг белка).

**Таблица 3**

Активность ферментов водных растений, собранных в реках Волга и Латрык, мкМ/мин/мг белка

Растения	Тирозиназа		Оксидаза		Пероксидаза		Лакказа	
	Волга	Латрык	Волга	Латрык	Волга	Латрык	Волга	Латрык
Уруть колосистая	20.00	–	2.37	–	9.95	–	0	–
Роголистник темно-зеленый	3.3	27.36	0.05	1.131	13.54	109.45	0.001	0
Рдест пронзеннолистный	2.4	7	1.66	0	17.89	86.97	0.015	0.02
Рдест гребенчатый	1.63	16.39	0.88	0.53	8.43	43.16	0.053	0.04
Элодея канадская	1.97	2.06	0.13	0.36	6.02	2.95	0.003	0.003
Сусак зонтичный	–	4.77	–	0.83	–	15.44	–	0.010

*Примечание.* Ошибка всех результатов не превышала 5%; «–» – определение не проводилось.

Таким образом, показано, что исследованные ВВР обладают фиторемедиационным потенциалом, который проявляется в поддержании высокой численности перифитонных фенол- и углеводородокисляющих бактерий, наличии растительных окислительных ферментов, способных принимать участие в деструкции органических соединений. Наибольшим потенциалом для ремедиации водоёмов, загрязнённых фенольными соединениями, обладали рдест гребенчатый, роголистник темно-зеленый и уруть колосистая. Это позволяет рассматривать названные растения как потенциальные агенты для систем очистки.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

А.с. 1629318 СССР, МКИ С 12 Q 1/06, С12 N 1/20. Способ определения численности углеводородокисляющих бактерий / Чекалов В. П. ; заявитель Днепропетровский государственный университет им. 300-летия воссоединения Украины с Россией. № 4609215/13 ; заявл. 23.11.1988 ; опубл. 23.02.1991. Бюл. 7. 3 с.

*Васюков А. Е.* Аккумуляция металлов макрофитами в водоёмах зоны Запорожской АЭС // Гидробиол. журн. 2003. № 3. С. 94 – 104.

*Дорошенко Е. В.* Биоразнообразие покоящихся форм микроорганизмов : дис. ... канд. биол. наук. М., 2002. 161 с.

*Заалишвили Г. В., Хатисашвили Г. А., Угрехелидзе Д. Ш., Гордзениани М. Ш., Квеситадзе Г. И.* Детоксикационный потенциал растений // Прикладная биохимия и микробиология. 2000. Т. 36, № 5. С. 515 – 524.

- Квеситадзе Г. И., Хатисаишвили Г. А., Садунишвили Т. А., Евстигнеева В. Г.* Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях. М. : Наука, 2005. 199 с.
- Королева О. В., Явметдинов И. С., Шлеев С. В., Степанова С. В., Гаврилова В. П.* Выделение и изучение некоторых свойств лакказы из базидиального гриба *Cerrena maxima* // Биохимия. 2001. Т. 66, вып. 6. С. 762 – 767.
- Литвинова М. Ю., Ильинский В. В., Семенов М. Н., Перетрухина И. В.* Распределение и потенциальная активность углеводородоксилирующих бактерий в воде среднего и северного колен Кольского залива // Вестн. Мурман. гос. техн. ун-та. 2012. Т. 15, № 3. С. 533 – 540.
- Магомедов В. Г.* Эффективность инфильтрационного биоплата как водоохранного сооружения многоцелевого назначения // Водные ресурсы. 1986. № 6. С. 93 – 100.
- Метод определения нефти и нефтепродуктов. Инструкция по контролю за состоянием почв на объектах предприятий миннефтегазпрома. РД 39-0147098-015-90 / Мин-во нефтяной и газовой промышленности. М., 1990.
- Новосадова Т. Г.* К вопросу о биотестировании сточных и оборотных вод // Вопросы сравнительной физиологии и водной токсикологии. Ярославль : Изд-во Ярослав. гос. ун-та, 1987. С. 42 – 47.
- Родина А. Г.* Методы водной микробиологии. М. : Наука, 1965. 347 с.
- Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов. М. : Минрыбхоз СССР, 1990. 49 с.
- Трегуб А. С., Тумайкина Ю. А., Гольдфейн М. Д.* Исследование детоксикации толуола под воздействием водной растительно-микробной ассоциации // Проблемы региональной экологии. 2009. № 5. С. 75 – 80.
- Тумайкина Ю. А., Турковская О. В., Игнатов В. В.* Деструкция углеводородов и их производных растительно-микробной ассоциацией на основе элодеи канадской // Прикладная биохимия и микробиология 2008. Т. 44, № 4. С. 422 – 429.
- Bradford M. M.* A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding // Analytical Biochemistry. 1976. Vol. 72, № 1 – 2. P. 248 – 254.
- Dunbabin J. S., Bowner K. H.* Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals // Science of the Total Environment. 1992. Vol. 111, № 2/3. P. 151 – 168.
- Gersberg R. M., Elkins B. V., Lyon S. R., Goldman C. R.* Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands // Water Research. 1986. Vol. 20, № 3. P. 363 – 368.
- Gleichman-Verheyc E. G., Putten W. H., Vander L.* Alvalwaterzuivering met helofytenfilters, een haalbaarheidsstudie // H2O : Tijdschrift voor Watervoorziening en Afvalwaterbehandeling. 1992. Jr. 25, № 3. S. 56 – 60.
- Leonowicz A., Grzywnowicz K.* Quantitative estimation of laccase forms in some white-rot fungi using syringaldazine as a substrate // Enzyme and Microbial Technology. 1981. Vol. 3, iss. 1. P. 55 – 58.
- Loyd S. D., Fletcher T. D., Wong T. H. F., Wootton R. M.* Assessment of pollutant removal performance in a bio-filtration system : preliminary results // Rain the Forgotten Resource : 2nd South Pacific Stormwater conf. Auckland, New Zealand, 2001. P. 20 – 30.
- Niku-Paavola M.-L., Karhunen E., Salola P., Paunio V.* Ligninolytic enzymes of the white-rot fungus *Phlebia radiata* // Biochem. J. 1988. Vol. 254, № 3. P. 877 – 883.
- Pomerantz S. H., Murthy V. V.* Purification and properties of tyrosinases from *Vibrio tyrosinaticus* // Archives Biochemistry and Biophysics. 1974. Vol. 160, № 1. P. 73 – 82.

## НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ГРИБАМИ НА ТЕРРИТОРИИ НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «ПЛЕЩЕЕВО ОЗЕРО»

А. Н. Пельгунов, Л. А. Пельгунова

*Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН  
Россия, 119071, Москва, Ленинский просп., 33  
E-mail: apelgunov@list.ru*

Поступила в редакцию 07.03.14 г.

**Накопление радионуклидов грибами на территории Национального парка «Плещеево озеро».** – Пельгунов А. Н., Пельгунова Л. А. – Приводятся данные о накоплении радионуклидов (естественного и техногенного происхождения) в пяти видах грибов. По данным, полученным в результате работы, можно считать район экологически чистым, а найденные техногенные радионуклиды относятся в основном к глобальным выпадениям в результате испытания ядерного оружия и следам Чернобыльской катастрофы.

*Ключевые слова:* радионуклиды, грибы, Национальный парк «Плещеево озеро».

**Radionuclide accumulation in mushrooms over the territory of the «Pleshcheyvo Lake» National Park.** – Pelgunov A. N. and Pelgunova L. A. – The paper presents data on the accumulation of radionuclides (of both natural and anthropogenic origin) in five mushroom species. According to our data, the area can be considered environmentally pure, and the man-made radionuclides found mainly belong to the global nuclear fall-out from nuclear weapons tests and the Chernobyl accident traces.

*Key words:* radionuclides, mushrooms, «Pleshcheyvo lake» National Park.

### ВВЕДЕНИЕ

Национальный парк «Плещеево озеро» расположен в 130 км от Москвы в Переславском районе Ярославской области, практически в центре «Золотого кольца». Данный водоём и окружающие его леса является историко-культурным достоянием России. Несмотря на то, что Национальный парк находится в густонаселенном месте, проведенные нами работы по изучению химического состава воды в озере и содержании тяжелых металлов в рыбах (Пельгунов, 2003) показали, что данное озеро незначительно загрязнено в результате антропогенного воздействия и может служить точкой отсчета в экологических исследованиях водных экосистем.

Настоящая работа посвящена изучению радиоактивного загрязнения наземных экосистем Национального парка «Плещеево озеро».

В последние годы в мировой практике при проведении экологических исследований все большее значение уделяется радиационному фону как одному из основных экологических факторов природной среды. Первоначально детальному обследованию радиационного фона подвергались площадки ядерных объектов в связи с возможными выбросами техногенных радионуклидов при ядерных испытаниях или авариях. Однако для основной массы населения более значительный вклад во внешнее и внутреннее облучение вносят не только искусственные, но и естественные радионуклиды, которые окружают человека в течение всей его жизни.

Грибы являются одним из основных продуктов побочного лесопользования, а также важным объектом радиоэкологии и биоиндикатором химического загрязнения местности (в том числе металлами). Так, например, по накопительной способности цезия ( $^{137}\text{Cs}$ ) грибы значительно превосходят все другие компоненты биоценоза. В среднем удельная активность грибов более чем в 20 раз превосходит такую максимально загрязненного слоя лесной подстилки и почвы и на три математических порядка – древесины (Щеглов и др., 1996).

Учитывая, что грибы в значительных количествах накапливают и другие химические элементы, необходимо изучать накопление ими радионуклидов (естественных и искусственных) и концентрацию тяжелых металлов для экологической характеристики района (Горелышев, Калининко, 2003; Мамихин, 2012; Чураков и др., 2002).

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

По данным Атласа загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии (Корт и др., 1998) данная территория загрязнена  $^{137}\text{Cs}$  в результате глобальных выпадений (испытание ядерного оружия в 50 – 60-е гг. XX в.) и чернобыльских выпадений в пределах 0.054 – 0.1 Ки/км<sup>2</sup> (2 – 4 кБк/м<sup>2</sup>).

Объект исследования – грибы (Царство грибы: Fungi; Basidiomycetes). На радиометрический анализ были взяты следующие виды грибов:

- 1) Белый гриб (*Boletus edulis*) – относится к симбиотрофам;
- 2) Подосиновик красноголовый (*Leccinum aurantiacum*) – относится к симбиотрофам;
- 3) Подберёзовик обыкновенный (*Leccinum scabrum*) – относится к симбиотрофам;
- 4) Свинушка тонкая (*Paxillus involutus*) – относится к сапрофитам (на подстилке).

Все пробы грибов собирались на территории Национального парка «Плещеево озеро» в августе 2003 г., не ближе 3 – 4 км от шоссе, в радиусе 3 – 5 км к западу от Плещеева озера. Лес смешанный, преобладает сосна, ель, местами осины, берёзы, в болотинах ивняк. Почва в основном дерново-подзолистая, встречаются болотные почвы. Бралась обобщенные пробы от 1.4 до 1.9 кг каждого вида. Пробы высушивали в сушильном шкафу при температуре 90 – 100°C до воздушно-сухой массы и измельчались.

Образцы анализировались на низкофоновом цифровом гамма-спектрометре DSPec-jr-2.0 с детектором из сверхчистого германия (фирма AMETEK торговая марка ORTEC, США) по утвержденной методике для данного прибора. Продолжительность набора спектра была индивидуальна для каждой пробы, выбирались автоматически программой расчета и идентификации спектров исходя из задаваемой погрешности, в среднем составляла не менее 48 часов.

Установка включает в себя полностью цифровой спектрометрический комплекс с поддержкой функции SMART-1, коаксиальный гамма-детектор с относительной эффективностью регистрации фотопика на линии 1.33 МэВ 50% и диапа-

## НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ГРИБАМИ

зоном регистрируемых энергий гамма-излучения от 40 кэВ до 6 МэВ. Программа обработки сложных гамма-спектров – Gamma Vision A66-B32.

Для защиты от внешнего фона установки и препараты помещены внутри толстой комбинированной защиты, состоящей из 10 мм стали, 150 мм свинца, 240 мм полиэтилена с бором (общий вес защиты 1500 кг).

### РЕЗУЛЬТАТЫ

В табл. 1 представлены данные об удельной активности искусственных радионуклидов (ИРН) цезия ( $^{137}\text{Cs}$ ) и стронция ( $^{90}\text{Sr}$ ) в образцах. В приведенных данных видно, что в грибах содержание этих элементов намного ниже предельно допустимых удельных активностей (ПДУА) для данных изотопов в грибах по Санитарным нормам и правилам (СанПиН, 2002). Так, по  $^{137}\text{Cs}$  ПДК меньше от 80 до 454 раз, по  $^{90}\text{Sr}$  – от 8 до 25 раз в зависимости от вида грибов.

**Таблица 1**

Содержание искусственных радионуклидов в шляпочных грибах, Бк/кг сырой массы

Образец (вид гриба)	$^{137}\text{Cs}$ ( $\pm 5.6\%$ )	$^{90}\text{Sr}$ ( $\pm 10\%$ )
Белый гриб	6.3	3.0
Подберёзовик обыкновенный	1.1	6.0
Подосиновик красноголовый	1.8	2.0
Свинушка тонкая	3.0	3.0

*Примечание.* Для грибов нормы СанПиН:  $^{137}\text{Cs}$  – 500 Бк/кг сырой массы;  $^{90}\text{Sr}$  – 50 Бк/кг сырой массы.

Наибольшее количество  $^{137}\text{Cs}$  содержит белый гриб, вдвое меньше у свинушки тонкой. Необходимо отметить, что грибы имеют очень высокую накопительную способность в отношении  $^{137}\text{Cs}$ , но не в отношении  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{238-240}\text{Pu}$ . Коэффициент перехода изотопов плутония в плодовое тело примерно в 100 раз, а  $^{90}\text{Sr}$  – в 1000 раз меньше, чем для  $^{137}\text{Cs}$  (Щеглов, Цветнова, 2002).

В табл. 2 приведены данные о содержании естественных радионуклидов (ЕРН). Всего в грибах зарегистрировано 5 видов ЕРН. Наибольшее накопление радионуклидов зарегистрировано у свинушки тонкой, наименьшее – у белого гриба, т.е. имеются различия в накоплении у видов, относящихся к разным экологическим группам, – сапрофитам и симбиотрофам. Также из таблицы видно, что свинушка тонкая накапливает каждого изотопа больше (и в сумме), чем другие виды грибов.

**Таблица 2**

Содержание естественных радионуклидов в шляпочных грибах, Бк/кг сырой массы

Образец (вид гриба)	$^{222}\text{Rn}$ ( $\pm 15\%$ )	$^{226}\text{Ra}$ ( $\pm 10\%$ )	$^{232}\text{Th}$ ( $\pm 12\%$ )	$^{238}\text{U}$ ( $\pm 10\%$ )	$^{40}\text{K}$ ( $\pm 8\%$ )
Белый гриб	1.6	2.9	1.3	0.74	85
Подберёзовик обыкновенный	2.5	5.5	2.1	1.4	73
Подосиновик красноголовый	2.1	3.7	1.9	1.2	95
Свинушка тонкая	3.6	7.8	3.3	1.9	100

Для каждого вида радионуклида вычислен предел годового поступления (ПГП) с воздухом, пищей, водой (Нормы радиационной безопасности, 1999).

Так, для  $^{226}\text{Ra}$  ПГП в год равен  $6.7 \cdot 10^2$  Бк, что превышает более чем в 100 раз содержание  $^{226}\text{Ra}$  в 1 кг грибов. Для других естественных радионуклидов имеем приблизительно такое же соотношение.

**Таблица 3**

Суммарная удельная активность искусственных и естественных радионуклидов исследованных видов грибов, Бк/кг сырой массы

Образец (вид гриба)	Удельная активность	
	ИРН	ЕРН
Белый гриб	9.3	91.53
Подберёзовик обыкновенный	7.1	84.5
Подосиновик красноголовый	3.8	103.9
Свинушка тонкая	6.0	116.6

При сравнении суммарной удельной активности естественных и искусственных радионуклидов у разных видов грибов видно, что удельная активность ЕРН превосходит удельную активность ИРН у всех обследованных образцов (табл. 3).

Следовательно, основную дозу облучения от инкорпорированных радионуклидов при использовании в пищу грибов человек или животные будут получать от естественных радионуклидов.

### ОБСУЖДЕНИЕ

В европейской части России выявлено около 200 видов и разновидностей шляпочных грибов. Учитывая, что разные виды грибов различно накапливают радионуклиды и другие химические элементы, мы взяли для наших исследований наиболее распространенные в данной местности грибы, относящиеся к разным экологическим группам, но имеющие, как правило, наибольшую концентрацию по исследуемым химическим элементам. Минимальной концентрацией радиоцезия ( $^{137}\text{Cs}$ ) характеризуются представители экологических групп сапротрофов и ксилотрофов (Guillitte et al., 1987; Nimis et al., 1986; Lambinon et al., 1988). Больше всего накапливают  $^{137}\text{Cs}$  симбиотрофы. Но среди них очень велико межвидовое варьирование, что объясняется значительными различиями в глубине залегания мицелия. Глубина залегания мицелия варьирует от поверхностного слоя лесной подстилки до 50 – 60 см минерального слоя (Guillitte et al., 1990; Yoshida, Muramatsu, 1994).

В зоне аварии Чернобыльской АЭС максимум содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почве в конце 1980-х – начале 1990-х гг. практически повсеместно был приурочен к нижнему гумифицированному слою лесной подстилки (Щеглов и др., 1992). В целом по накопительной способности выделяется свинушка тонкая, гриб польский (*Xerocomus badius*) и горькушка (*Lactarius rubus*). Эти виды были предложены для использования в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения лесов в результате аварии на ЧАЭС (Тихомиров и др., 1990; Klan et al., 1988; Sansone et al., 1988; Molzahn et al., 1989). Белый гриб, мицелий которого расположен в более глубоких слоях почвы, на примере глобальных выпадений был охарактеризован как вид-концентратор (Щеглов, 2000; Guillitte et al., 1990).

В результате проведения испытаний ядерного оружия в атмосферу Земли поступило значительное количество радиоактивных продуктов деления.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  – два наиболее важных долгоживущих продукта деления в составе глобальных вы-

## НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ГРИБАМИ

падений. По подсчетам ученых разных стран, общее количество  $^{90}\text{Sr}$ , образовавшегося за счет ядерных испытаний и поступившего в атмосферу, составило 20 млн Кюри, количество  $^{137}\text{Cs}$  за этот же период приблизительно равно 30 млн Кюри. Основное количество этих радионуклидов осело на поверхности Земли в Северном полушарии (Старков, Мигунов, 2003).

По полученным данным можно сделать вывод, что Чернобыльская авария 1986 г. практически не затронула данный район. Найденные искусственные радионуклиды являются в основном глобальными выпадениями и связано это с наземными и воздушными ядерными испытаниями 50 – 60-х гг. прошлого столетия. Это видно из того, что наибольшее накопление  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается у белых грибов. Если бы преобладали Чернобыльские выпадения, то наибольшая концентрация наблюдалась бы у свинушки тонкой, затем у подберёзовика.

Это подтверждают наши данные (не опубликованные), полученные в Брянской области Злынковском районе около д. Савичка (загрязнение почвы  $^{137}\text{Cs}$  составило на 1991 г. 973 кБк или 26.3 Ки/км<sup>2</sup> (Справочник..., 1993). Грибы были собраны в 2003 г., обрабатывались и исследовались так же, как собранные в Национальном парке «Плещеево озеро».

Наибольшее накопление  $^{137}\text{Cs}$  было у свинушки тонкой – 28 кБк/кг, за ней следует подберёзовик – 12.1 кБк/кг и белый гриб – 2.1 кБк/кг.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Территорию Национального парка «Плещеево озеро» можно считать экологически чистой по исследованным параметрам и брать эти показатели как отправную точку в радиоэкологических исследованиях.

2. Грибы на обследованной территории Национального парка «Плещеево озеро» можно считать экологически чистым продуктом по исследованным параметрам. Содержание естественных и искусственных радионуклидов в грибах, собранных на территории Национального парка «Плещеево озеро», значительно ниже предельно допустимых удельных активностей для найденных изотопов по нормам СанПиН 2.3.2. 1078 – 01 и НРБ-99.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

*Корт М.Де, Дюбуа Г., Фридман Ш. Д., Герменчук М. Г., Израэль Ю. А., Янссенс А., Джонес А. Р., Келли Г. Н., Квасникова Е. В., Матвеевко И. И., Назаров И. М., Покумейко Ю. М., Ситак В. А., Стукин Е. Д., Табачный Л. Я., Цатуров Ю. С., Авдюшин С. И.* Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. Люксембург, 1998. 72 с.

*Горельщиков Д. В., Калининко А. Н.* Возможность использования грибов в качестве биоиндикаторов тяжёлых металлов // *Естественные науки и экология*. 2003. Вып. 7. С. 197 – 199.

*Мамихин С. В.* Роль макромицетов как накопителей  $^{137}\text{Cs}$  в лесных экосистемах // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2012. Т. 52, № 5. С. 546 – 552.

Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) СП 2.6.1. 758 – 99: Гигиенические нормы. М. : Минздрав России, 1999. 116 с.

*Пельгунов А. Н.* Некоторые аспекты экологии Плещеева озера («Золотое Кольцо») // *Экологические системы и приборы*. 2003. № 12. С. 21 – 23.

Санитарные правила и нормы (СанПиН) 2.3.2. 1078 – 01. М. : Минздрав России, 2002. 44 с.

Справочник по радиационной обстановке и дозам облучения в 1991 г. населения районов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС / под ред. М. И. Балонова. СПб. : Ариадна-Аркадия, 1993. 151 с.

*Старков В. Д., Мигунов В. И.* Радиационная экология. Тюмень : ИПП «Тюмень», 2003. 304 с.

*Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И., Цветнова О. Б.* Грибы как биоиндикатор доступности Cs-137 в почвах зоны радиоактивного загрязнения // Тез. докл. III Всесоюз. конф. с.-х. радиологии. Обнинск, 1990. Т. 1. С. 45 – 46.

*Чураков Б. П., Божок Л. Л., Евсеева Н. А., Лисов Е. С.* Микоиндикация загрязнения лесных экосистем тяжёлыми металлами // Микология и фитопатология. 2002. Т. 36, вып. 3. С. 57 – 62.

*Щеглов А. И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах (по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС). М. : Наука, 2000. 268 с.

*Щеглов А. И., Цветнова О. Б.* Грибы – биоиндикаторы техногенного загрязнения // Природа. 2002. № 11. С. 39 – 46.

*Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Тихомиров Ф. А.* Миграция долгоживущих радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах европейской части СНГ // Вестн. МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 1992. № 2. С. 27 – 35.

*Щеглов А. И., Тихомиров Ф. А., Цветнова О. Б., Кляшторин А. Л., Мамихин С. В.* Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36, вып. 4. С. 437 – 446.

*Guillitte O., Fraiture A., Lambinon J.* Soil-fungi radiocaesium transfers in forest ecosystem // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. L. ; N. Y. : Elsevier Science Publishers LTD, 1990. P. 468 – 476.

*Guillitte O., Gasia M. C., Lambinon J., Fraiture A., Colard J., Kirchmann R.* La radiocontamination des champignons sauvages en Belgique au Grand-Duché de Luxembourg après l'accident nucléaire de Tchernobyl // Memoires de la Societe Royale de Botanique de Belgique. 1987. Vol. 9. P. 79 – 93.

*Klan J., Randa Z., Benada J., Horyna J.* Investigation of non-radioactive Rb, Cs and radio-caesium in higher fungi // Czech Mycology. 1988. Vol. 42, № 3. P. 158 – 169.

*Lambinon J., Fraiture A., Gasia M., Guillitte O.* La radiocontamination des champignons sauvages en Wallonie (Belgique) cuite a l'accident de Tchernobyl // IV Symp. Inter. Radioecol : Impact accidents orig. nucl. environ. Cadarache, 1988. Vol. 2. P. E37 – E44.

*Molzahn D., Reinen D., Behr H., Kocksholt P., Patzelt P.* Die Belastung von Pilzen mit radioaktiven Caesium // Zeitschrift für Mykologie. 1989. Bd. 55, № 1. S. 135 – 148.

*Nimis P. L., Giovani C., Padovani R.* La contaminazione da <sup>137</sup>Cs and <sup>134</sup>Cs nei macromiceti del Friuli Venezia Giulia nel 1986 // Studia Geobotanica. 1986. Vol. 6. P. 1 – 121.

*Sansone F., Rossi R., Zambelli A.* Cesio radiattivo nei macromiati del territorio comasco // Micologia Italiana. 1988. Vol. 17, № 3. P. 34 – 40.

*Yoshida S., Muramatsu Y.* Accumulation of radiocaesium in basidiomycetes collected from Japanese forests // Science of the Total Environment. 1994. Vol. 157. P. 197 – 205.

УДК 581.526.53:574.45

## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ДИНАМИКА ЦЕЛИННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В СЕВЕРНОМ ПРИКАСПИИ

**М. К. Сапанов, М. Л. Сиземская**

*Институт лесоведения РАН  
Россия, 143030, Московская обл., с. Успенское, Советская, 21  
E-mail: sapanovm@mail.ru*

Поступила в редакцию 04.01.15 г.

**Изменение климата и динамика целинной растительности в Северном Прикаспии.** – Сапанов М. К., Сиземская М. Л. – В Северном Прикаспии за 60-летний период наблюдений (1952 – 2013 гг.) выявлен волнообразный тренд увеличения продуктивности фитомассы целинных пустынных, полупустынных и степных сообществ, развитых на почвах солонцового комплекса. Преимущественно он обусловлен зимним потеплением климата (изменившим механизмы перераспределения почвенной влаги) и улучшением гидротермических условий весенних месяцев (времени максимальной вегетации растений).

*Ключевые слова:* аридные территории, изменение климата, продуктивность растений.

**Climate changes and the virgin vegetation dynamics in the Northern Caspian Lowland.** – Sapánov M. K. and Sizemskaya M. L. – A wavy trend of the increasing phytomass productivity of the desert, semidesert and steppe communities growing on the soils of the solonchic complex was discovered in the Northern Caspian region during the 60-year observation period (1952 – 2013). The trend is mostly caused by the winter season warming (which has changed the soil moisture redistribution mechanisms) and the improved hydrothermal conditions in the spring months (the intense plant growth period).

*Key words:* arid territories, climate changes, productivity of plants.

### ВВЕДЕНИЕ

Современное глобальное потепление климата доказано многолетними метеорологическими наблюдениями, однако механизмы и степень его влияния на природные экосистемы изучены недостаточно. Проблема настолько серьезна, что ее обсуждают в ООН, создаются специализированные научные журналы, формируются научные проекты планетарного масштаба (Первое..., 2007; Барталев и др., 2008; Аненхонов, 2012).

Особенно актуально изучение степных территорий в связи с возможностью климатогенной аридизации (Титкова, 2003; Сотнева, 2004; Сиротенко, Абашина, 2008; Золотокрылин, Титкова, 2010; Тишков, 2011; Chen, Weber, 2014; Liu et al., 2014; Han et al., 2015). К сожалению, большая часть научных публикаций имеет прогнозный характер, т.е. обсуждается ситуация будущей трансформации тех или иных экосистем при сохранении существующего тренда изменения климата (Логофет и др., 2005; Голубятников, Денисенко, 2007; Черенкова, Золотокрылин, 2012; Lewin, 1985; Zeppel et al., 2014). По-видимому, в значительной степени это связано с реальным отсутствием необратимых изменений в существующих любых

растительных экосистемах, а возникающие в них необъяснимые сукцессии, внедрение инородных видов и даже изменение границ ареала отдельных видов могут быть вызваны другими причинами, в том числе антропогенными. Например, в Северном Прикаспии существенное потепление за полувековой период в целинных пустынных сообществах вызвало всего лишь смену доминантных видов (Оловяникова, 2004; Новикова и др., 2004; Сапанов, Сиземская, 2010).

В предлагаемой работе более подробно рассматриваются особенности изменения погодно-климатических условий на этой территории с целью выявления факторов среды, контролирующих продуктивность целинных растительных сообществ, которые произрастают на почвах солонцового комплекса Северного Прикаспия.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Работа выполнена на Джаныбекском стационаре Института лесоведения РАН, который был создан в 1950 г. в северной части Прикаспийском низменности в междуречье Волги и Урала.

Территория Джаныбекского стационара является достаточно репрезентативной для ландшафтов суббореальных полупустынь Северного Прикаспия на территории России и Казахстана. Согласно ботанико-географическому районированию европейской части СССР (Карта..., 1983), исследуемая территория относится к Ергенинско-Заволжской подпровинции Заволжско-Казахстанской провинции Евразийской степной области, к округу пустынных ромашниково- и белопольно-дерновинно-злаковых степей. В последнее время эту территорию относят к опустыненным степям (Сафронова, 2005).

Равнинность территории нарушена локальными блюдцеобразными мезо- и микропонижениями, которые обуславливают мелкоконтурность и комплексность почвенного и растительного покрова. На возвышенных участках располагаются солончаковые солонцы (занимают ~50% от всей площади), в локальных понижениях (западинах и падинах) развиты лугово-каштановые почвы (~25%), а склоны заняты светло-каштановыми почвами (~25%). Грунтовые воды застойные и имеют сопряженный с рельефом и типом почв характер засоления: под солонцами засолены до 10 – 12 г/л, светло-каштановыми почвами – до 5 – 7 г/л, под лугово-каштановыми почвами они опреснены (менее 1 г/л) и залегают в виде пресной линзы. Общее зеркало грунтовых вод флуктуирует на глубине 5 – 7 м, поднимаясь и опускаясь в соответствии с изменением общей увлажненности территории (Роде, Польский, 1961).

Объектами изучения являются растительные сообщества, произрастающие на этих типах почв, которые были достаточно подробно описаны во многих работах (Каменецкая, 1952; Ларин, 1954; Гордеева, 1959, 1962; Гордеева, Ларин, 1965; Новикова и др., 2004, 2010; Оловяникова, 2004; Сухоруков, 2005 и др.). Рассмотрим их в обобщенном виде.

*Сообщества пустынного типа* приурочены к солончаковым солонцам. Растительный покров представлен чернополынными и прутняково-чернополынными сообществами. В их состав, кроме эдификаторов полыни (*Artemisia pauciflora*<sup>1</sup>) и

---

<sup>1</sup> Латинские названия даны по сводке С. К. Черепанова (1995).

## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ДИНАМИКА ЦЕЛИННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

прутьяка (*Kochia prostrata*), всегда входит мятлик луковичный (*Poa bulbosa*), острец (*Leymus ramosus*) и эфемеры: рогач песчаный (*Ceratocarpus arenarius*), бурачок (*Alyssum desertorum*), перечник пронзеннолистный (*Lepidium perfoliatum*) и др. Всего в составе более 20 видов. Растительный покров разреженный. Проективное покрытие травостоя не превышает 20 – 45%, а его высота – 15 – 20 см. Продуктивность надземной фитомассы составляет в среднем 8.9 ц/га с колебаниями по годам от 3.9 до 15.5 ц/га.

*Сообщества сухостепного (полупустынного типа)* приурочены к солонцеватым светло-каштановым почвам. Видовой состав здесь несколько богаче, чем на солонцах, и насчитывает 25 – 30 видов. Здесь развиты в основном ромашниково-типчачковые сообщества, в которые входят ксерофильные злаки и разнотравье: типчак (*Festuca valesiaca*), житняк (*Agropyron pectinatum*), ромашник (*Tanacetum achilleifolium*), единично острец, прутьяк, чёрная полынь, в большом количестве встречаются эфемероиды (мятлик луковичный) и эфемеры (бурачок, рогоглавник) и др. Проективное покрытие – 45 – 70%, средняя высота травостоя – 12 – 16 см. Биологическая продуктивность надземной массы – 12.8 ц/га, с колебаниями по годам от 5.4 до 21.4 ц/га.

*Сообщества степного типа* приурочены к микропонижениям (западинам) с лугово-каштановыми почвами. Здесь растительность очень разнообразна, и в ней главную роль играют дерновинные злаки: ковыли Лессинга (*Stipa lessingiana*) и тырса (*Stipa capillata*), типчак, житняк.

Широко представлено разнотравье: люцерна степная (*Medicago romanica*), подмаренник русский (*Galium ruthenicum*), полынь австрийская (*Artemisia austriaca*), лапчатка двувильчатая (*Potentilla bifurca*), шалфей остепненный (*Salvia tesquicola*), вероника колосистая (*Veronica spicata*) и другие степные виды. Проективное покрытие травостоя составляет 85 – 95%, а его средняя высота – 27 – 37 см. Степная растительность западин отличается наиболее высокой биологической продуктивностью и дает в среднем 29 ц/га с колебаниями по годам от 13.7 до 41.4 ц/га.

В пустынных, сухостепных (полупустынных) и степных сообществах с 1952 по 2013 г. определяли видовой состав и годовичную продукцию живой надземной фитомассы во время ее наибольшего сезонного накопления, так называемые «максимальные укосы» (Оловянникова, 2004; Сапанов, Сиземская, 2010). Определения проводили на 4 площадках размером 1×1 м методом сплошного укоса. Укосов не было в 1953 – 1954 гг., 1995 г., 1997 – 2001 гг. и 2003 г. (всего 9 лет). Погодные условия представлены преимущественно по данным метеостанции Казгидромета, которая расположена в 4 км от стационара. Вычислялся коэффициент увлажнения делением годовых сумм осадков на испаряемость. Этот коэффициент показывает степень возмещения осадками количества испаренной влаги (Реймерс, 1990). Данные анализировались с помощью статистических программ Excel, SPSS и STADIA.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Продуктивность травяных экосистем при отсутствии неожиданных и несвойственных для них абиотических воздействий всегда находится в динамически-равновесном состоянии, а все происходящие в сообществах изменения, в том чис-

ле сукцессии, носят обратимый характер (Реймерс, 1990). В этой связи представляется интересным оценить степень влияния существующего устойчивого потепления климата на аридные травянистые экосистемы Северного Прикаспия.

Необходимо отметить, что на Джаныбекском стационаре особенностям функционирования целинной растительности всегда уделялось много внимания. Изучали формирование годичной и сезонной продуктивности как отдельных видов, так и сообществ в целом, биологического разнообразия, строения корневых систем, а также влияние многих факторов природной среды, например, водно-солевого режима почв, погодно-климатических условий и др. (Каменецкая, 1952; Гордеева, 1957, 1962; Роде, 1959, 1963; Динесман, 1960; Левина, 1961, 1964, 1980; Гордеева, Ларин, 1965; Оловяникова, 1966, 1976, 1977, 2004; Абатуров, 1975; Гильманов, Ивашенко, 1990; Новикова и др., 2004, 2010; Сапанов, Сиземская, 2010; Абатуров, Нухимовская, 2013). Однако до сих пор нет однозначного мнения о сущности современных климатогенных трансформаций (обратимых, необратимых) этих растительных экосистем.

### **Изменение погодно-климатических условий**

Динамику ежегодной продуктивности растительных сообществ изучали с учетом изменения природно-климатических условий в рамках общих прямолинейных трендов факторов среды, а также в течение гидрологического года и каждого месяца за 1952 – 2013 гг. Такой анализ может выявить природные факторы, определяющие ежегодный урожай травяных сообществ (Liu et al., 2014).

Климат района исследований резкоконтинентальный с амплитудой температур воздуха от  $-40^{\circ}\text{C}$  (зима) до  $+40^{\circ}\text{C}$  (лето) и засушливый, с преобладанием испаряемости над годовым количеством осадков более чем в три раза (1002 мм и 291 мм соответственно). Рассмотрим факторы погодных условий (1952 – 2013 гг.) в рамках гидрологического года в соответствии с сезонным развитием растительности, разделяя периоды на холодный осенне-зимний и теплый весенне-летний (октябрь – март и апрель – сентябрь соответственно).

Средняя температура воздуха за гидрологический год  $+7.4^{\circ}\text{C}$  (с существенной амплитудой от  $+10.3^{\circ}\text{C}$  до  $+4.3^{\circ}\text{C}$ ), за осенне-зимний период  $-3.4^{\circ}\text{C}$  (амплитуда от  $+0.8^{\circ}\text{C}$  до  $-8.1^{\circ}\text{C}$ ), за весенне-летний  $+18.2^{\circ}\text{C}$  (амплитуда от  $+21^{\circ}\text{C}$  до  $+16.1^{\circ}\text{C}$ ). Как видим, отмечается значительная вариабельность среднемесячных значений, однако общий прямолинейный тренд за весь период исследований указывает на существенное повышение температуры воздуха в основном в холодный период года (кроме декабря): в октябре, ноябре, январе – марте. Иными словами, осенне-зимний период стал теплее (рис. 1). Увеличение температуры в 1966 – 1995 гг. за зимне-весенний сезон на  $1^{\circ}\text{C}$  на территории Прикаспия и Тургая было отмечено Т. Б. Титковой (2003). Потепление зимы – весны она объясняет увеличением влияния Атлантики на термический режим данной территории, особенно в холодный период.

Аналогично были выявлены особенности динамики температуры воздуха в весенне-летние месяцы. В летний период отмечается заметное повышение температуры в апреле и сентябре, незначительное – в июле и августе и совсем не повы-

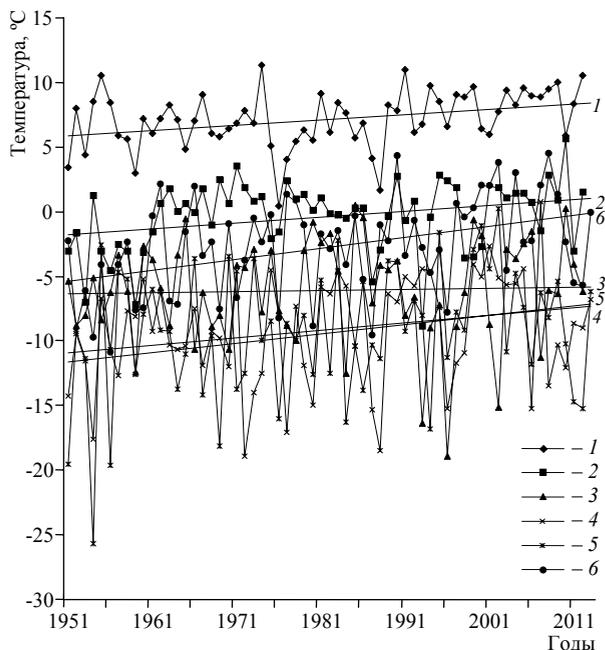
## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ДИНАМИКА ЦЕЛИННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

шается в мае и июле. Последнее замечание очень важно, так как именно в это время (май – июнь) формируется основная фитомасса растений.

Особенности трендов потепления климата наиболее наглядно видно при регрессионном анализе данных, аппроксимированных методом 5-летних скользящих. Линейная регрессия описывает 67% дисперсии ( $R^2 = 0.67$ ) повышения температуры воздуха за гидрологический год, процентное уменьшение дисперсии за холодный и теплый период года (56 и 33% соответственно), очевидно, связано с увеличением амплитуды значений (рис. 2).

Из рисунка видно, что температура воздуха в весенне-летний период отличается существенным подъемом в последнее десятилетие, в осенне-зимний – постепенным увеличением амплитуды ее динамики. В целом с 1952 по 2013 г. среднегодовая температура воздуха повысилась на 2°C (0.033 град/г), за теплый период – на 1.1°C (0.018 град/г) и холодный период – на 2.8°C (0.046 град/г).

Среднее количество выпадающих осадков составляет 291 мм, из них на холодный период приходится 135 мм (с амплитудой 150 – 498 мм), на теплый – 156 мм (с амплитудой 44 – 354 мм). Во многие годы в некоторые месяцы осадков может не быть вовсе. В среднем за холодный период года количество ежегодных осадков остается неизменным в октябре, январе и феврале, отрицательный тренд отмечается в ноябре и декабре, а в марте, наоборот, положительный. За теплый период года количество осадков существенно повышается в апреле – июне, а уменьшается в июле и августе, в сентябре опять увеличивается. В целом за все время их количество за гидрологический год повысилось на 38 мм (0.63 мм/г), главным образом за счет выпадения их в весенне-летние месяцы, в том числе апреле – июне. Такое количество осадков соизмеримо со среднемесячными нормами. В теплый период года ежемесячно выпадает 26 мм (амплитуда 0 – 122 мм), при средней испаряемости 167 мм/мес. (амплитуда 78 – 232 мм). Как видим, уровень засушливости территории все равно остается высоким.

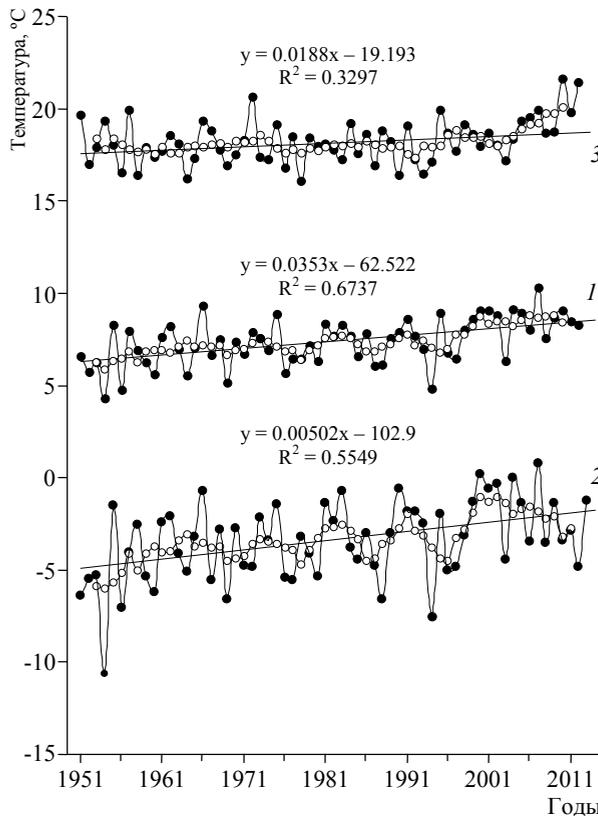


**Рис.1.** Динамика температуры воздуха за холодный период года и ее линейные тренды: 1 – 6 – октябрь – март соответственно

Из рис. 3 видно, что существенное увеличение осадков произошло в определенный период (1978 – 1995 гг.), которое, по-видимому, и обеспечило значительное повышение общего увлажнения территории, а также подъем уровня грунтовых вод к дневной поверхности в это время.

### Динамика продуктивности целинных сообществ

Проведенный анализ изменения погодно-климатических условий показал недостаточность общего увлажнения территории, засушливость вегетационного сезона, большую вариабельностью основных факторов погодных условий на фоне

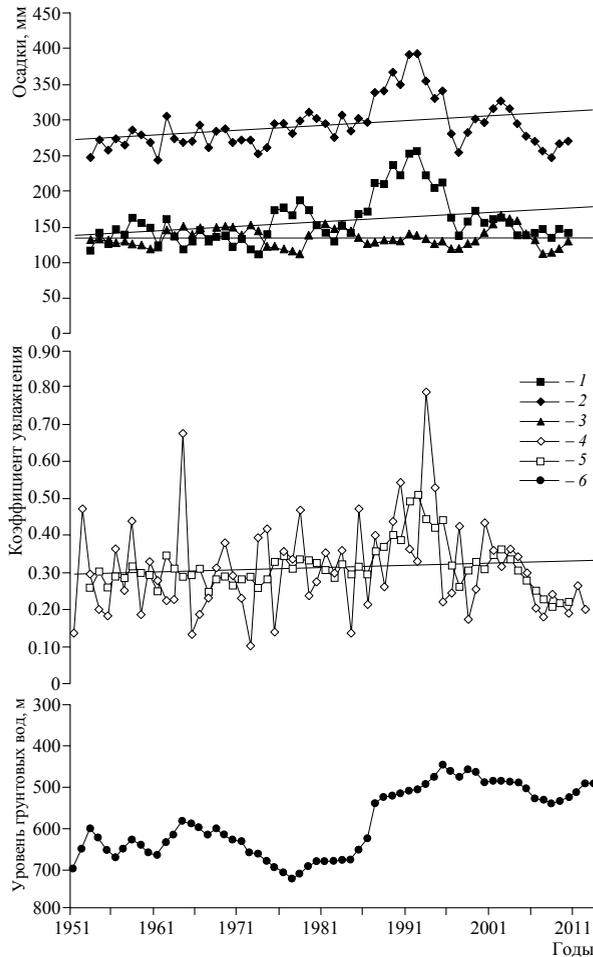


**Рис. 2.** Динамика температуры воздуха (●), ее 5-летние скользящие (○) и линейные (с уравнениями) тренды: годовых значений (1), за холодное (2) и теплые (3) полугодия

постепенного потепления климата и повышения количества осадков. Известно, что травяные растения аридных территорий максимально адаптированы к продолжительным сезонным атмосферным и почвенным засухам, более того, при наступлении благоприятных погодных условий могут продолжить вегетацию (Гордеева, 1957, 1959, 1962; Оловяникова, 1977; Левина, 1980). Отметим, что в наших условиях за более чем полувековой период наблюдений не было отмечено проникновения чужеродных видов в рассматриваемые целинные сообщества: здесь сукцессионный процесс происходит в рамках инвариантности биологического разнообразия. Например, на солончаковых солонцах в последние десятилетия произошла смена доминантных видов (чёрной полыни на прутняк). Однако тип растительных сообществ (пустынный) остался прежним (Сапанов, Сиземская, 2010). Поэтому в настоящей работе не рассматриваются механизмы смены одних видов на другие, а анализируется динамика общей максимальной продукции фитомассы в зависимости от изменения погодно-климатических показателей.

## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ДИНАМИКА ЦЕЛИННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

Динамика фитомассы степных сообществ на лугово-каштановых почвах понижений рельефа (западинах) находится в существенной зависимости от изменений среды их произрастания. Корреляционный анализ выявил достоверную зависимость продуктивности трав (значимые  $r \geq 0.27$ , при  $P \geq 0.95$ ) от осадков за декабрь ( $r = 0.28$ ) и январь ( $0.28$ ), а также от относительной влажности воздуха за май ( $r = 0.51$ ) и июнь ( $r = 0.43$ ) и от испаряемости за те же месяцы ( $-0.46$  и  $-0.41$  соответственно). Прослеживается достоверная зависимость продуктивности трав от объединенных показателей: осадков за гидрологический год ( $r = 0.40$ ) и осенне-зимний период ( $r = 0.31$ ), температурного режима, относительной влажности воздуха и испаряемости за весенне-летний период ( $r = -0.35$ ,  $r = -0.46$ ,  $r = -0.46$  соответственно). Обнаружена связь продуктивности также с уровнем грунтовых вод ( $r = -0.27$ ) и коэффициентом увлажнения за гидрологический год ( $r = 0.40$ ). Увеличение продуктивности надземной массы травянистых растений на лугово-каштановых почвах целины с 24 ц/га в начале 60-х гг. XX в. до 33 ц/га в конце 90-х гг. (Оловянникова, 2004) отмечается для злаковых сообществ и других аридных регионов (Опарин, 2007). Наши данные за период 2004 – 2013 гг. (Сапанов, Сиземская, 2010; Сиземская, 2013) свидетельствуют о сохранении этой тенденции: средняя продуктивность разнотравно-злаковой ассоциации на лугово-каштановых почвах западин в эти годы составляла около 31 ц/га.



**Рис. 3.** Динамика показателей природно-климатических условий: количества осадков (выровненных методом 5-летних скользящих) за гидрологический год, теплое и холодное полугодия и их линейные тренды (1 – 3 соответственно); коэффициента увлажнения (4), его пятилетних скользящих значений и линейный тренд (5); уровня грунтовых вод (6)

В структуре продуктивности на фоне некоторого падения доли злаков в последнее десятилетие прослеживается тенденция увеличения относительной доли разнотравья и люцерны румынской с глубокой корневой системой, достигающей глубины 3.5 м.

Выявленные зависимости фитомассы от количества осадков (положительная) и температурного режима воздуха, испаряемости и уровня залегания пресных грунтовых вод (отрицательная) биологически вполне объяснимы. Наилучшие условия для развития растений складываются при увеличении десуктивной почвенной влаги и улучшении гидротермических условий периода вегетации за счет увеличения количества осадков и относительной влажности воздуха, а также понижения температуры воздуха, и наоборот.

Для составления линейной регрессии были выбраны не влияющие друг на друга факторы: уровень пресных грунтовых вод (определяет их доступность корневым системам растений), сумма осадков за декабрь и январь (определяет влагозарядку почв) и сумма испаряемой влаги за май и июнь (определяет условия вегетации):

$$Y = 47.344 - 0.019 a + 0.125 b - 0.034 c,$$

где  $Y$  – продуктивность сообществ;  $a$  – уровень залегания грунтовых вод;  $b$  – сумма количества осадков за декабрь – январь, мм;  $c$  – испаряемость за май – июнь, мм.

Полученное уравнение статистически значимо ( $F_{\text{факт}} < F_{\text{ст}}$ ). Совокупный коэффициент детерминации ( $R^2 = 0.43$ ) описывает 43% дисперсии, при этом на уровень грунтовых вод приходится 7%, зимние осадки – 14% и весеннюю испаряемость – 22%. Небольшой совокупный коэффициент детерминации, очевидно, обусловлен значительной амплитудой динамики продуктивности в годы наилучшего и наихудшего развития растительных сообществ (рис. 4). Поэтому было составлено новое уравнение с аппроксимированием данных методом 5-летних скользящих:

$$Y = 41.989 - 0.017 a + 0.238 b - 0.037 c.$$

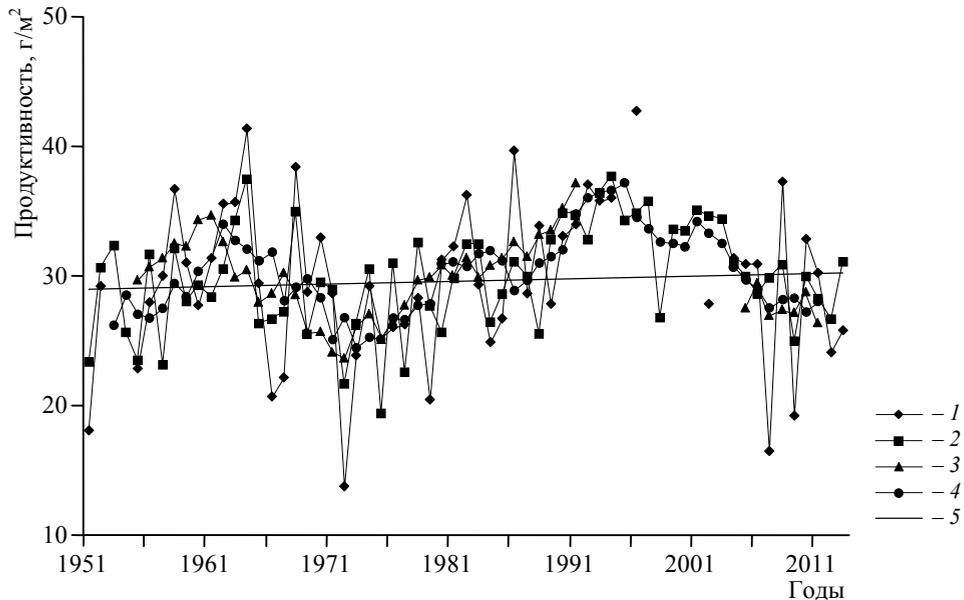
При таком анализе совокупный коэффициент детерминации существенно улучшается ( $R^2 = 0.82$ ), при этом на уровень грунтовых вод приходится уже 13%, зимние осадки – 37% и весеннюю испаряемость – 32%.

Это уравнение позволило обоснованно подойти к вычислению возможной продуктивности степного сообщества за весь период исследований (1952 – 2013 гг.), в том числе в неохваченные исследованием промежуточные годы (см. рис. 4).

Полученные данные выявили волнообразный характер ее динамики с общим прямолинейным повышающимся трендом (см. рис. 4). Сравнение вычисленных значений продуктивности сообщества с не используемым в модели коэффициентом увлажнения показало очень тесную связь ( $r = 0.61$ ,  $P > 0.99$ ). Это доказывает, что предлагаемое уравнение является вполне рабочим и адекватным. Поэтому с большой долей вероятности можно утверждать, что волнообразная динамика биомассы степных растений на лугово-каштановых почвах в значительной степени обусловлена количеством зимних осадков и гидротермическими условиями времени максимальной вегетации растений, а также изменением уровня залегания грунтовых вод.

## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ДИНАМИКА ЦЕЛИННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

Динамика фитомассы полупустынных сообществ на светло-каштановых почвах склонов микрорельефа, проанализированная теми же статистическими методами, выявила ее достоверную зависимость (при  $P \geq 0.90$ , значимый  $r \geq 0.23$ ) от осадков за октябрь ( $r = -0.30$ ), а также от осадков за апрель, май, июнь ( $r = 0.24, 0.34, 0.23$  соответственно), их совместное воздействие еще сильнее ( $r = 0.40$ ): осадков за гидрологический год ( $r = 0.31$ ) и весенне-летний период ( $r = 0.32$ ).



**Рис. 4.** Динамика продуктивности степных сообществ: истинные (1) и вычисленные по ним значения (2), истинные и вычисленные значения, сглаженные 5-летними скользящими (3, 4 соответственно), линейный тренд (5)

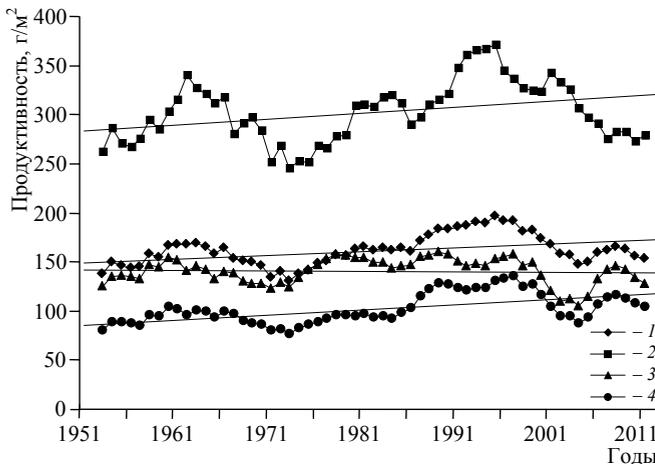
Заметно отрицательное влияние на продуктивность сообщества температурного режима воздуха за апрель ( $r = -0.22$ ) и май ( $r = -0.31$ ) и за весь теплый период года ( $r = -0.32$ ). Выявлено положительное влияние в апреле и мае относительной влажности воздуха ( $r = 0.25, r = 0.44$  соответственно) и отрицательное – испаряемости ( $r = -0.28, r = -0.43$ ), что указывает на негативное влияние сухости воздуха в начале вегетации растений. Также достоверно значимо воздействие на ежегодный урожай коэффициента увлажнения за гидрологический год ( $r = 0.32$ ).

Как видим, здесь отсутствует воздействие грунтовых вод (очевидно, вследствие слабого их использования всеми видами растений), а также отрицательное влияние осадков за октябрь, по-видимому, вызывающее нежелательное увеличение периода отавы в предыдущем году.

Были составлены уравнения регрессии с использованием данных количества осадков за октябрь, сумм осадков за апрель – июнь и испаряемости за апрель –

май. Уравнение оказалось статистически значимо ( $F_{\text{факт}} < F_{\text{ст}}, R^2 = 0.33$ ), при этом на осадки октября приходится 9% дисперсии, на осадки апреля – июня – 7% и испаряемость – 17%. Низкий коэффициент детерминации, очевидно, обязан также высокой амплитуде значений фитомассы в наилучшие и наихудшие годы развития, а также отсутствию положительного тренда продуктивности во времени. Выравнивание значений 5-летними скользящими существенно улучшает новое уравнение регрессии ( $R^2 = 0.56$ ) и позволяет составить полную картину динамики продуктивности за все исследуемые годы (рис. 5).

*Динамика фитомассы пустынных сообществ* на солончаковых солонцах вышешенных участков микрорельефа, также проанализированная теми же статистическими методами, достоверно зависит (при  $P \geq 0.90$ , значимый  $r \geq 0.23$ ) от уровня грунтовых вод ( $r = -0.33$ ), осадков октября ( $r = -0.27$ ), относительной влажности воздуха и испаряемости за май ( $r = 0.27, r = -0.27$  соответственно).



**Рис. 5.** Динамика продуктивности сообществ, вычисленная по линейным уравнениям с применением аппроксимации данных методом 5-летних скользящих и их тренды: общая урожайность территории (1), степных (2), сухостепных (3) и пустынных (4) сообществ

фитомассы с доступностью этой влаги (Сапанов, Сиземская, 2010).

Уравнение линейной регрессии, составленное по данным уровня грунтовых вод, осадков за октябрь и испаряемости за май, показало его значимость ( $F_{\text{факт}} < F_{\text{ст}},$  при  $R^2 = 0.25$ ). Как видим, эти показатели контролируют лишь 25% дисперсии фитомассы, причем на уровень грунтовых вод приходится 11% дисперсии, осадки октября – 8% и испаряемость мая – 6%. При выравнивании данных 5-летними скользящими средними общий коэффициент детерминации повышается до вполне приемлемого уровня ( $R^2 = 0.58$ ). Проведенные исследования также позволяют выявить общий волнообразный характер динамики продуктивности за весь период исследований (см. рис. 5).

Полученные зависимости мало отличаются от выявленных ранее достоверных связей, характерных для полупустынных сообществ, кроме влияния на фитомассу уровня грунтовых вод. По-видимому, это может быть вызвано тем, что доминантные виды пустынного сообщества (полынь и прутняк) сменяют друг друга по мере возможности использования этих засоленных грунтовых вод прутняком, тем самым увеличивая связь общей

## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ДИНАМИКА ЦЕЛИННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

Динамику продуктивности всего растительного покрова на почвах солонцового комплекса рассмотрим с учетом процентного содержания в нем пустынных, сухостепных и степных сообществ (~25, ~25 и ~50% соответственно).

Динамические характеристики совокупного урожая на всей территории наиболее наглядно видны при использовании данных, опять же выровненных методом 5-летних скользящих. Ожидаемо проявляется такой же волнообразный характер ее динамики, как и у всех типов растительных сообществ в отдельности (см. рис. 5).

При этом сопряженность ежегодных показателей продуктивности в рассматриваемых сообществах достаточно высока (таблица). Такая сопряженность указывает, на наш взгляд, на некую их обособленность друг

Корреляционная решетка взаимосвязей продуктивности растительных сообществ на почвах солонцового комплекса ( $r = 0.31$  при  $P = 0.95$ )

Сообщества	Пустынные	Сухостепные	Степные
Сухостепные	0.51		
Степные	0.36	0.42	
Всей территории	0.82	0.75	0.78

от друга, в которой меж- и внутривидовые конкурентные взаимоотношения возникают внутри ассоциаций, и, опять же, на их зависимость от одних и тех же лимитирующих абиотических факторов среды.

При сравнении вычисленных значений общей урожайности территории с коэффициентом увлажнения, который не участвовал в модели, отмечается сильная достоверная связь ( $r = 0.59$ ,  $P > 0.99$ ), указывающая на обоснованность применяемых нами статистических методов анализа биологических процессов.

Прямолинейный тренд общей продуктивности территории, являющийся интегральным показателем ее производительности во времени, выявляет постепенное увеличение фитомассы за счет пустынных и степных сообществ, впрочем, не переходящий на новый качественный уровень по их видовому разнообразию (без изменения типов сукцессий и/или внедрения чужеродных видов).

Как видим, вызывающий беспокойство тренд потепления аридного климата в среднем на  $2^{\circ}\text{C}$  представляет собой лишь общую картину ее динамики и не должен служить индикатором ухудшения условий обитания растений. Например, в наших условиях основное потепление происходило в осенне-зимние месяцы и могло оказывать на растения лишь опосредованное влияние, изменяя механизмы весенней влагообеспеченности растительных сообществ (Сапанов, 2010). Также важно то, что потепление мало коснулось времени интенсивной вегетации растений (весенних месяцев), более того, в этот период увеличилось количество осадков. При ином сценарии изменения погодно-климатических условий, например, потеплении весенних месяцев на те же  $2^{\circ}\text{C}$  без увеличения количества осадков, территория, очевидно, могла пойти по пути еще большей аридизации и опустынивания (Сапанов, Сиземская, 2010; Li, Yang, 2014).

Как видим, для получения достоверных аналитических сведений о климато-генном влиянии на функционирование растительного покрова необходимо изучать динамику факторов природной среды не только в виде общих трендов, а также учитывать их годовой цикл и помесечное распределение норм. Именно тогда будут получены достоверные сведения и изменены представления о воздействии глобального потепления климата на те или иные растительные экосистемы.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведен сопряженный анализ погодно-климатических условий и продуктивности целинной растительности (пустынных, полупустынных и степных сообществ), произрастающих на почвах трехчленного солонцового комплекса равнинной территории Северного Прикаспия, за 1952 – 2013 гг.

За рассматриваемый период наблюдается потепление аридного климата (в среднем на 2°C), которое, вопреки негативным ожиданиям, не ухудшило урожайность целинного травостоя и не вызвало появление чужеродных видов. По-видимому, это связано с тем, что потепление происходило в основном в осенне-зимний период и не оказывало прямого воздействия на вегетацию растений. Более того, отмечен тренд увеличения продуктивности фитомассы растительных сообществ, который, очевидно, больше всего обязан повышению увлажненности территории в весенний период, особенно в 1978 – 1995 гг.

Во всех сообществах выявлена достоверная (отрицательная или положительная) корреляционная зависимость ежегодного урожая от показателей природных условий: количества осадков за некоторые месяцы холодного полугодия года (определяющих весеннюю влагозарядку почв) и гидротермических показателей весенних месяцев (обеспечивающих интенсивность ростовых процессов растений), а также уровня грунтовых вод (регулирующих доступность этой влаги растениями).

Выявлены волнообразные сопряженные тренды динамики урожайности растительного покрова во всех сообществах, что указывает на их устойчивое динамически-равновесное состояние, а некоторое повышение их продуктивности во времени, по-видимому, имеет обратимый характер.

Авторы благодарят кандидата биологических наук А. В. Колесникова за помощь в организации полевых работ и сборе материала.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 13-04-00469), Программы ОБН РАН «Биологические ресурсы России» и Министерства образования и науки Республики Казахстан (проект № 4037/ГФ4).*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абатуров Б. Д., Нухимовская Ю. Д. Опыт количественной оценки продукции надземной фитомассы и ее составляющих на степном пастбище // Аридные экосистемы. 2013. Т. 19, № 4. С. 14 – 22.

Абатуров Б. Д. О механизмах естественной регуляции взаимоотношений растительно-ядных млекопитающих и растительности // Зоол. журн. 1975. Т. 54, вып. 5. С. 741 – 751.

Аненхонов О. А. Изучение климатогенной динамики растительного покрова: предпосылки, подходы, перспективы // Изв. Иркутск. гос. ун-та. Сер. Биология. Экология. 2012. Т. 5, №3. С. 3 – 7.

Барталев С. А., Жижин М. Н., Лупян Е. А., Матвеев М. Ю., Матвеев А. М., Медведева М. А., Савин И. Ю., Толпин В. А. Возможности исследований влияния изменений климата на состояние растительного покрова : концепция проекта CLIVT // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2008. Т. 5, № 2. С. 272 – 278.

Гильманов Т. Г., Иващенко А. И. Первичная продуктивность экосистем солонцового комплекса глинистой полупустыни Северного Прикаспия // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1990. № 4. С. 600 – 611.

## ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ДИНАМИКА ЦЕЛИННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

*Голубятников Л. Л., Денисенко Е. А.* Модельные оценки влияния изменений климата на ареалы зональной растительности равнинных территорий России // Изв. РАН. Сер. биол. 2007. № 2. С. 212 – 228.

*Гордеева Т. К.* К биологии полыни черной // Тр. Бот. ин-та АН СССР. Сер. III. 1957. Вып. 11. С. 88 – 117.

*Гордеева Т. К.* Динамика естественной растительности в полупустыне (на примере Джаныбекского стационара) // Бот. журн. 1959. Т. 44, № 9. С. 1238 – 1248.

*Гордеева Т. К.* О динамике почвенно-растительных комплексов Прикаспия // Проблемы ботаники. 1962. Т. 6. С. 354 – 363.

*Гордеева Т. К., Ларин И. В.* Естественная растительность полупустыни Прикаспия как кормовая база животноводства. М. : Наука, 1965. 160 с.

*Динесман Л. Г.* Изменение природы северо-запада Прикаспийской низменности. М. ; Л. : Изд-во АН СССР, 1960. 159 с.

*Золотокрылин А. Н., Титкова Т. Б.* Климатообусловленная динамика лесостепной, степной и полупустынной растительности России и Казахстана // Изв. РАН. Сер. геогр. 2010. № 2. С. 40 – 48.

*Каменецакая И. В.* Естественная растительность Джаныбекского стационара // Тр. Комплексной научной экспедиции по вопросам полезащитного лесоразведения. М. ; Л. : Изд-во АН СССР, 1952. Т. 2. С. 101 – 162.

Карта почвенно-географического районирования СССР. Масштаб 1:8000000. М. : ГУГК, 1983.

*Ларин И. В.* Основные закономерности распределения растительности и геоботаническое районирование Северного Прикаспия // Вопросы улучшения кормовой базы в степной, полупустынной и пустынной зонах СССР. М. ; Л. : Изд-во АН СССР, 1954. С. 191 – 209.

*Левина Ф. Я.* О механизме смен (сукцессий) в комплексном растительном покрове Северо-Прикаспийской полупустыни // Бот. журн. 1961. № 9. С. 1246 – 1254.

*Левина Ф. Я.* Растительность полупустыни Северного Прикаспия и ее кормовое значение. М. : Наука, 1964. 336 с.

*Левина Ф. Я.* Состояние растительности междуречья Волга-Урал в Северном Прикаспии в сильно засушливом 1972 году // Бот. журн. 1980. Т. 65, № 7. С. 1001 – 1009.

*Логофет Д. О., Денисенко Е. А., Голубятников Л. Л.* Сукцессии в лесостепи в условиях изменения климата: модельный подход // Журн. общ. биологии. 2005. Т. 66, № 2. С. 136 – 145.

*Новикова Н. М., Волкова Н. А., Хитров Н. Б.* Растительность солонцового комплекса заповедного степного участка в Северном Прикаспии // Аридные экосистемы. 2004. Т. 10, № 22 – 23. С. 9 – 18.

*Новикова Н. М., Вышивкин А. А., Шадрин М. Б., Бухарева О. А.* Изменения растительности солонцового комплекса Джаныбекского стационара и его окрестностей при разной интенсивности выпаса // Аридные экосистемы. 2010. Т. 16, № 5. С. 98 – 110.

*Оловяникова И. Н.* Водный режим растительности солонцового комплекса Прикаспия и условия лесоразведения // Искусственные насаждения и их водный режим в зоне каштановых почв. М. : Наука, 1966. С. 186 – 308.

*Оловяникова И. Н.* Влияние лесных колков на солончаковые солонцы. М. : Наука, 1976. 127 с.

*Оловяникова И. Н.* Влияние засухи 1972 года на растительность солонцового комплекса Северного Прикаспия // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1977. Т. 82, вып. 6. С. 62 – 73.

*Оловяникова И. Н.* Динамика продуктивности растительного покрова в Заволжской глинистой полупустыне // Бот. журн. 2004. Т. 89. С. 1122 – 1137.

*Опарин М. Л.* Антропогенная трансформация и естественное восстановление биоты сельскохозяйственных ландшафтов Нижнего Поволжья и Закавказья : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2007. 46 с.

Первое в истории заседание СБ ООН по климату свелось к взаимным претензиям // NEWSru.com [Электрон. ресурс]. М., 2007. URL: <http://www.newsru.com/world/18apr2007/climate.html> (дата обращения: 25.11.2014).

*Реймерс Н. Ф.* Природопользование : словарь-справочник. М. : Мысль, 1990. 637 с.

*Роде А. А.* Водный режим и баланс целинных почв полупустынного комплекса // Водный режим почв полупустыни. М. ; Л. : Изд-во АН СССР, 1963. С. 5 – 82.

*Роде А. А.* Климатические условия района Джаныбекского стационара // Сообщ. Лаборатории лесоведения. М. ; Л. : Изд-во АН СССР, 1959. Вып. 1. С. 3 – 40.

*Роде А. А., Польский М. Н.* Почвы Джаныбекского стационара, их морфологическое строение, механический и химический состав и физические свойства // Тр. Почв. ин-та им. В. В. Докучаева. 1961. Т. 56. С. 3 – 214.

*Сапанов М. К.* Влияние изменения климата на обводненность Северного Прикаспия // Аридные экосистемы. 2010. Т. 16, № 5. С. 25 – 30.

*Сапанов М. К., Сиземская М. Л.* Климатогенные изменения травянистой растительности на солончаковых солонцах Северного Прикаспия // Поволж. экол. журн. 2010. № 2. С. 185 – 194.

*Сафронова И. Н.* Об опустыненных степях Нижнего Поволжья // Поволж. экол. журн. 2005. № 3. С. 261 – 267.

*Сиземская М. Л.* Современная природно-антропогенная трансформация почв полупустыни Северного Прикаспия. М. : Т-во науч. изд. КМК, 2013. 276 с.

*Сиротенко О. Д., Абашина Е. В.* Современные климатические изменения продуктивности биосферы России и сопредельных стран // Метеорология и гидрология. 2008. № 4. С. 101 – 107.

*Сотнева Н. И.* Динамика климатических условий второй половины XX века района Джаныбекского стационара Северного Прикаспия // Изв. РАН. Сер. геогр. 2004. № 5. С. 74 – 83.

*Сухоруков А. П.* Конспект видов сосудистых растений Джаныбекского биологического стационара и его окрестностей. М. : МАКС Пресс, 2005. 34 с.

*Титкова Т. Б.* Изменение климата полупустынь Прикаспия и Тургая в XX в. // Изв. РАН. Сер. геогр. 2003. № 1. С. 106 – 112.

*Тишков А. А.* Биогеографические последствия природных и антропогенных изменений климата // Успехи современной биологии. 2011. Т. 131, № 4. С. 356 – 366.

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

*Черепанов С. К.* Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб. : Мир и семья-95, 1995. 990 с.

*Chen F., Weber K.* Assessing the impact of seasonal precipitation and temperature on vegetation in a grass-dominated rangeland // Rangeland J. 2014. Vol. 36, iss. 2. P. 185 – 190.

*Han F., Zhang Q., Buyantuev A., Niu J., Liu P., Li X., Kang S., Zhang M., Li Y.* Effects of climate change on phenology and primary productivity in the desert steppe of Inner Mongolia // J. of Arid Land. 2015. Vol. 7, iss. 2. P. 251 – 263.

*Lewin R.* Plant communities resist climatic change // Science. 1985. Vol. 228. P. 165 – 166.

*Li H., Yang X.* Temperate dryland vegetation changes under a warming climate and strong human intervention – with a particular reference to the district Xilin Gol, Inner Mongolia, China // CATENA. 2014. Vol. 119. P. 9 – 20.

*Liu Y., Yu D., Su Y., Hao R.* Quantifying the effect of trend, fluctuation, and extreme event of climate change on ecosystem productivity // Environmental Monitoring and Assessment. 2014. Vol. 186, iss. 12. P. 8473 – 8486.

*Zeppel M., Wilks J., Lewis J.* Impacts of extreme precipitation and seasonal changes in precipitation on plants // Biogeosciences. 2014. Vol. 11, iss. 11. P. 3083 – 3093.

УДК 630\*844(470.56)

**ВЛИЯНИЕ ГЕНЕЗИСА ДРЕВОСТОЕВ  
НА БИОТУ ДЕРЕВОРАЗРУШАЮЩИХ ГРИБОВ  
НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «БУЗУЛУКСКИЙ БОР»**

**М. А. Сафонов**

*Оренбургский государственный педагогический университет  
Россия, 460014, Оренбург, Советская, 19  
E-mail: safonovmaxim@yandex.ru*

Поступила в редакцию 25.04.13 г.

**Влияние генезиса древостоев на биоту дереворазрушающих грибов Национального парка «Бузулукский Бор».** – Сафонов М. А. – Бузулукский Бор – уникальный лесной массив, находящийся в пределах степной зоны Заволжья. Особенности его генезиса накладывают отпечаток на все компоненты экосистем, в том числе на биоту дереворазрушающих грибов. Микобиоту отличает высокое видовое разнообразие, близость по видовому составу к микокомплексам лесостепной части региона, а также присутствие в ней ряда реликтовых видов. Это позволяет рассматривать Бузулукский бор в качестве южного форпоста зонального лесостепного микокомплекса, а также в качестве рефугиума ряда видов грибов, в том числе не связанных трофически с древесиной сосны.

*Ключевые слова:* дереворазрушающие грибы, реликтовые виды, Бузулукский Бор, генезис древостоев.

**Influence of the genesis of stands of trees on the wood-destroying fungi biota in the «Buzuluksky Bor» National Park.** – Safonov M. A. – The Buzuluksky Bor is a unique coniferous forest massif located within the steppe zone of the Trans-Volga region. Peculiarities of its genesis have an impact on all components of its ecosystems, including the wood-destroying fungi biota. The mycobiota is characterized by the high specific diversity, the proximity of its specific composition to the mycocomplexes of the forest-steppe part of the region, and the presence of some relict species. This allows the Buzulukskyi Bor to be considered as the southern outpost of the zonal forest-steppe mycocomplex and as a refuge of a number of fungi species, including those not trophically connected with pine wood.

*Key words:* wood-destroying fungi, relict species, Buzuluksky Bor, genesis of stands of trees.

**ВВЕДЕНИЕ**

Одним из наиболее крупных и своеобразных лесных массивов, находящихся в подзоне разнотравно-злаковых степей степной зоны Заволжья в пределах Оренбургской области, является Бузулукский Бор, занимающий площадь 111.6 тыс.га, из которых 106.8 тыс. га с 2007 г. являются территорией одноименного национального парка.

Климат резкоконтинентальный с жарким сухим летом и холодной зимой. Средняя многолетняя сумма годовых осадков равна 485 мм с колебаниями от 287 до 785 мм. Амплитуда годовых температур достигает 90°C.

Исключительное разнообразие природной обстановки, контрасты в условиях увлажнения создали в Бузулукском Бору уникальные сочетания лесных, степных, луговых и болотных урочищ. Более двух третей массива занято сосновыми лесами. Из них 46% составляют боры, 37 – суборы и 17% – сугрудки (Писаренко и др., 1992).

Они преимущественно имеют высокий класс бонитета (средний балл 1.8) (Загреев, 1978). Наиболее широко распространены сосняки зеленомошники, занимающие склоны дюн, понижения и плато; также представлены лишайниковые боры с бонитетом III – IV, занимающими вершины дюн; травяные боры (с бонитетом I – I а) и сложные боры (Годнев, 1953). Запасы древесины варьируют от 336 м<sup>3</sup>/га в средневозрастных, до 573 м<sup>3</sup>/га в старовозрастных сосняках.

Остальная часть территории Бузулукского Бора занята древостоями дуба черешчатого (20.5% площади), осины (17.7%), берёзы (9.1%) и ряда других видов (Годнев, 1953). Большой частью они образуют древостои, являющиеся производными типами от дубрав и черноольшаников, а также тополевых суборей и сугрудков. Полоса лиственного леса почти со всех сторон окаймляет Бузулукский Бор, а также тянется вдоль р. Боровка. Также отдельные участки осинников и березняков разбросаны по всему лесному массиву.

Возникновение Бузулукского Бора следует датировать верхним плейстоценом, когда происходили акчагыльская и апшеронская трансгрессии Каспийского моря, доходившие на севере до рек Кама и Белая (Лазуков, 1989). После отступления вод Каспийского моря на территории современного Бузулукского Бора остались мощные морские аллювиальные отложения, представленные песками, мощность которых местами достигает 90 м (Чибилев, 1983).

Хвойные и смешанные леса существовали в Южном Приуралье и до начала этих трансгрессий. Под воздействием аридизации климата и остепнения, с одной стороны, и трансгрессий, с другой, площади лесов на рассматриваемой территории существенно сократились и многие виды древесных растений сохранились преимущественно в рефугиумах, в частности, на отрогах Общего Сырта. В раннем плейстоцене в Южном Приуралье преобладали безлесные пространства с рядом степных и полупустынных элементов, а также небольшими лесами, занимающими подчиненное положение, в составе которых входили *Picea*, *Pinus*, *Betula*, *Alnus*, *Tilia*, *Abies*, а также *Acer*, *Quercus*, *Ulmus*, *Corylus* (Юнанидзе и др., 1976; Березовчук, 1978).

Эти леса, по-видимому, и стали источником растительных сообществ, сформировавших Бузулукский Бор. Специфический водный режим и климат территории позволили лесам, заселившим эти пески, успешно пережить колебания границ природных зон, происходившие в ледниковья и межледниковья. При этом «ядро» лесного массива, представленное сосняками, оставалось, по-видимому, стабильным. Видовой состав прочих древостоев Бузулукского Бора варьировал вследствие изменения условий среды и поступления ряда адвентивных видов в ходе миграций. В частности, в Днепровско-Валдайское межледниковье во флоре Южного Приуралья значительное участие принимали мигранты из Сибири и Центральной Азии (Гричук, 1951).

Дизъюнкцию сосновых лесов Бузулукского Бора от основного ареала сосны, возможно, следует датировать бореальным периодом голоцена, когда произошло усиление аридности климата и упрочение положения степной растительности, имевшей злаково-разнотравный характер с участием берёзовых и сосновых лесов с незначительной примесью широколиственных древесных растений (Березовчук, 1978). Позже, в среднем и позднем голоцене, климат стал более мягким – теплым и

влажным, что привело к некоторому увеличению количества древесной растительности региона (Гричук, 1951; Лазуков, 1989). Возможно, в это время связь между древостоями Бузулукского Бора и зоной смешанных лесов возобновилась. В частности, некоторые ученые предполагают, что в свое время Бузулукский Бор соединялся с массивами приволжских боров (Ставропольский, Узюковский и др.) (Писаренко и др., 1992). Однако из-за интенсивного вмешательства человека в конце голоцена эта связь была практически полностью потеряна.

В изучении Бузулукского Бора принимали участие такие ученые, как В. В. Докучаев, Г. Н. Высоцкий, А. П. Тольский, В. Н. Сукачев; в последние десятилетия продолжают исследования отдельных компонентов экосистем этого лесного массива, особенно в свете предания ему статуса национального парка (Сафонов, 2002; Русанов и др., 2006; Кин, 2008; Русаков и др., 2008 и др.). Большая часть исследований, проведенных в бору в разное время, были ориентированы на выяснение его внутренних особенностей и лишь последние годы активизировались работы по изучению влияния этого лесного массива на прилегающие территории с целью оценить не только его вклад в разнообразие биоты, но и определить его место в ландшафтной структуре региона (Русанов и др., 2006, 2008).

Целью нашей работы было определение влияния генезиса Бузулукского Бора на структуру его микобиоты и выяснение возможности использования характеристик микобиоты в качестве маркеров уникальности и реликтовости этого лесного массива. При этом мы исходили из предположения, что реликтовый характер Бузулукского Бора накладывает свой отпечаток на все компоненты экосистем лесного массива, в том числе на биоту грибов. В качестве объекта исследований нами была выбрана группа ксилотрофных грибов. Они являются активнейшими разрушителями лигнина и целлюлозы, способными без помощи других организмов осуществлять деструкцию растительной органики. Исследование этой группы организмов – ключевой момент в познании механизмов формирования и функционирования блока микроконсументов лесных экосистем (Мухин, 1993).

Дереворазрушающие базидиальные грибы могут быть использованы в качестве модельной группы для оценки состояния древостоев и анализа их генезиса. Это обусловлено наличием тесных связей этой группы грибов с древесными растениями за счет наличия у грибов субстратной специализации как приспособления к обитанию на древесине определенных родов древесных растений, выработавшегося в результате коэволюционных процессов в системе дерево – гриб (Мухин, 1993).

Микологические исследования, проводившиеся ранее в Бузулукском Бору, имели фитопатологическую направленность, т.е. в сферу внимания исследователей попадали в основном виды, наносящие вред лесному хозяйству. Первое изучение грибов, вызывающих гниль древесных растений, в Бузулукском Бору провел в 1926 – 1927 гг. профессор С. И. Ванин. В работе «Главнейшие грибные болезни Бузулукского бора Самарской губернии» (1929) он описывает 6 видов дереворазрушающих грибов. Изучением распространения сосновой губки в Бузулукском Бору занимался Ю. В. Синадский (1953). Особое внимание фитопатологов привлекало наличие в Бузулукском Бору очагов корневой губки сосны (Давиденко, 1980; Негруцкий, 1986).

Таким образом, несмотря на наличие вышеупомянутых исследований, биота дереворазрушающих грибов Бузулукского Бора до сих пор оставалась практически не изученной. В особенности это касается видового состава грибов-сапротрофов, чья роль в круговороте веществ и энергии в лесных экосистемах особенно велика.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Полевые работы проводились с 1994 по 2010 г. в сосновых и лиственных древостоях Заповедного, Боровского и Партизанского лесничеств Бузулукского бора Оренбургской области. Был изучен видовой состав дереворазрушающих грибов мшистых, лишайниковых и сложно-травяных боров, а также дубрав, березняков, осинников и лесов пойменных формаций на общей площади 800 га.

Объектом исследований являлись макромицетные, преимущественно трутовые грибы, являющиеся основными возбудителями стволовых и корневых гнилей древесных растений, а также производящие деструкцию детрита в лесах области.

Сбор образцов производился методом маршрутного сбора. На маршрутах производилось описание биотопов и субстрата, на котором обитали грибы; оценка численности ксилотрофных базидиомицетов основывалась на определении в 2-метровой полосе учета количества древесных остатков, на которых развивается тот или иной вид (Мухин, 1993).

При описании грибов территории была использована система высших базидиальных грибов, опубликованная в книге «Nordic Macromycetes» (1992, 1997). В общей сложности было собрано и определено более 1100 образцов.

В пределах локальной биоты ксилотрофных грибов изучались и анализировались комплексы дереворазрушающих грибов отдельных лесных формаций. Видовое сходство микокомплексов оценивалось по коэффициенту сходства видового состава Чекановского – Сьеренсена. Кластерный анализ проводили по методу одиночного присоединения.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В результате проведенных исследований в Бузулукском Бору было отмечено 85 видов грибов, принадлежащих к 51 роду, 22 семействам и 15 порядкам отдела Basidiomycota. Это составляет 56.5% от всех видов ксилотрофных базидиомицетов, обнаруженных на территории Оренбургской области (Safonov, 2006). Большинство видов (75.3%) относится к афиллофороидным грибам, и только 21 вид – к агарикоидным. Наиболее крупными являются семейства Polyporaceae (12 видов), Coriolaceae (11 видов), Fomitopsidaceae (9 видов). Семейства Fomitaceae, Perenniporiaceae, Ganodermataceae представлены в биоте одним видом. Наиболее крупными родами являются *Trametes* (7 видов), *Phellinus* (5 видов), *Polyporus* (5 видов).

Биоту дереворазрушающих грибов Бузулукского бора составляют виды, представляющие различные геоэлементы. В общем виде сохраняется тенденция, характерная для биоты дереворазрушающих грибов области в целом – преобладают эврирегиональные и панголарктические виды (Сафонов, 2002) (табл. 1). Вполне естественно, что доля бореальных видов в Бузулукском Бору выше, чем в других районах области.

## ВЛИЯНИЕ ГЕНЕЗИСА ДРЕВОСТОЕВ НА БИОТУ ДЕРЕВОРАЗРУШАЮЩИХ ГРИБОВ

Поскольку большая часть Бузулукского Бора занята сосняками, необходимо особо остановиться на характеристиках формационной биоты ксилотрофных грибов этих лесов. По видовому разнообразию биота дереворазрушающих грибов сосняков Бузулукского Бора несколько опережает биоты сосняков Среднего и Южного Урала (Степанова-Картавенко, 1967). Возможно, это связано с разной степенью изученности биот ксилотрофных грибов данных сосняков. По таксономическим пропорциям рассматриваемая формационная биота занимает промежуточное положение между биотами сосняков Среднего и Южного Урала, с одной стороны, Челябинской и Кустанайской областей – с другой (табл. 2).

**Таблица 1**

Представленность геоэлементов  
в биоте дереворазрушающих грибов Бузулукского Бора

Тип геоэлемента	Кол-во видов	%
Эврирегиональный	27	31.8
Панголарктический	31	36.5
Бореальный	19	22.4
Неморальный	5	5.9
Пантропический	3	3.5
Итого	85	100

**Таблица 2**

Таксономические пропорции биоты дереворазрушающих грибов  
Бузулукского бора и сосняков сопредельных регионов

Регион	Число видов	Насыщенность		
		В/Р	В/С	Р/С
Средний и Южный Урал	35	1.6	2.9	1.8
Оренбургская область	38	1.4	2.0	1.5
Челябинская область	14	1.2	1.8	1.5

*Примечание.* Сост. по: Н. Т. Картавенко (1960), Н. Т. Степановой-Картавенко (1967).

В биоте ксилотрофных грибов Бузулукского Бора присутствует достаточно большое число специфичных видов (26.3%), не встречающихся в древостоях других лесных формаций области.

Особый интерес представляет сравнение микобиоты сосняков бора с микобиотой искусственных насаждений сосны региона. Таксономические пропорции сравниваемых микобиот составляют соответственно 1 : 1.9 : 2.6 для формационной микобиоты сосняков и 1 : 1.6 : 2.4 для изученной микобиоты сосновых посадок. Сходство видового состава между сравниваемыми микобиотами составляет лишь 31.3% (Сафонов, Маленкова, 2011). Столь низкое сходство обусловлено значительной диспропорцией в численности сравниваемых выборок, а также наличием значительного количества видов, которые отмечены или только в естественных сосняках, или только в искусственных насаждениях.

Так, только в сосновых лесах Бузулукского бора найдены *Antrodia xantha* (Fr.: Fr.) Ryv., *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref., *Phaeolus Schweinitzii* (Fr.) Pat., *Poro-daedalea pini* (Brot.: Fr.) Murrill, *Trichaptum fuscoviolaceum* (Ehrenb.: Fr.) Ryv. и ряд других видов. Только в искусственных насаждениях сосны были обнаружены такие виды, как *Athelia salicum* Pers., *Hyphodontia breviseta* (Karst.) Eriksson, *Skeleto-*

*cutis carneogrisea* A. David, *Steccherinum subcrinale* (Peck) Ryv., *Postia lateritia* Renwall., *Leucogyrophana mollusca* (Fr.) Pouzar (Сафонов, Маленкова, 2011).

Большая часть обследованных естественных древостоев сосны относится к сложным и травяным борам. Видовой состав микокомплексов этих боров отличается наибольшим видовым богатством (15 видов). Наибольшую значимость в этих микокомплексах имеют *Trichaptum fusco-violaceum*, а также виды рода *Postia*.

Зеленомошниковые сосновые леса – это спелые или перестойные сосняки, произрастающие в условиях повышенного увлажнения. По видовому богатству микокомплексов (11 видов) они занимают промежуточное положение между сложными и травяными борам, с одной стороны, и лишайниковыми борам – с другой. Наряду с видами, обитающими на валежной древесине, в этих микокомплексах отмечены такие виды, как *Heterobasidion annosum* и *Porodaedalea pini*, обитающие на вегетирующих соснах.

Видовое богатство микокомплексов лишайниковых сосняков невелико – в них отмечено лишь 5 видов ксилотрофных грибов, из которых наиболее массовым является *Trichaptum fusco-violaceum*. Следует отметить, что это единственный вид, который в Оренбургской области активно разлагает древесину сосны как в естественных, так и в искусственных древостоях (Сафонов, Маленкова, 2011).

Логично было бы предположить, что присутствие в Бузулукском Бору сосняков является причиной очень существенных отличий видовой состава локальных биот дереворазрушающих грибов бора и других лесов области. Однако сравнительный анализ показывает, что различия между микобиотами этих биотопов не столь значительны.

Наиболее высокие показатели сходства (60 – 65%) отмечены у биот ксилотрофных грибов Бузулукского Бора и лесов лесостепной зоны области, находящихся как в непосредственной близости от бора, так и отстоящих от него к северо-востоку и востоку на 150 – 300 км. При этом локальные биоты лесов степных районов, примыкающих к территории Бузулукского Бора с юга и востока, заметно отличаются от биоты бора (сходство видовой состава – 13 – 30%). Таким образом, локальную биоту Бузулукского Бора можно рассматривать в качестве «форпоста» зонального лесостепного микокомплекса, достаточно глубоко проникающего на юг в пределы степной зоны.

Достаточно высоко сходство между биотами бора и ряда пойменных лесов области (40 – 50%). Вероятно, это отчасти связано с тем, что наши исследования охватывали и пойменные леса в пределах Бузулукского Бора.

Указывая на высокое сходство биот дереворазрушающих грибов Бузулукского Бора и лесостепных массивов области, отметим, что они все же далеко не идентичны. Во-первых, данные локальные биоты отличает присутствие в биоте бора видов, специализированных на деструкции древесины сосны. Во-вторых, в биоте ксилотрофных базидиомицетов бора присутствуют ряд видов, которые связаны с листовыми формациями, однако не встречаются в лесах других районов области. По нашему мнению, причиной этого явления можно считать генезис биоты бора.

Возможно, лесные экосистемы Бузулукского Бора можно рассматривать в качестве рефугиумов специфической биоты ксилотрофных грибов. Причем это каса-

ется не только сосняков, но и лесов лиственных формаций. Свидетельствами этого является находки в бору ряда видов грибов, которые обнаружены в бору, но отсутствуют в других районах Южного Приуралья. Эти виды, исходя из дизъюнкций их ареалов, можно отнести к реликтам. В частности, к ним относятся *Piptoporus pseudobetulinus* (Murash. ex Pilat) Pilat, *Steccherinum murashkinskyi* (Burt) Maas G., *Trametes ljubarskyi* Pilat. К. Е. Мурашкинский (1939) относил *Piptoporus pseudobetulinus* и *Steccherinum murashkinskyi* к горно-таёжным реликтам. Вывод о реликтовости *Piptoporus pseudobetulinus* можно сделать, основываясь на данных о его современном спорадическом распространении в регионе Евразии и Северной Америки с повышенной и высокой континентальностью климата (Thorn et al., 1990). К. Е. Мурашкинский древность этого вида усматривал в том, что он встречается вместе со *Steccherinum murashkinskyi*, первые находки которого были сделаны только в Сибири.

*Trametes ljubarskyi* может быть отнесен к неморальным видам – реликтам хвойно-широколиственных лесов (Мухин, 1993). *Trametes ljubarskyi* – термофильный вид (Tortic, 1987), известный из Средиземноморья, а также отмеченный на Дальнем Востоке (Ryvarden, Gilberston, 1993, 1994), что говорит о значительной дизъюнкции его ареала.

Таким образом, виды, специфичные для биоты дереворазрушающих грибов Бузулукского Бора, могут быть отнесены к двум группам по времени их появления в лесном массиве. Возраст биоты видов, связанных с древесиной сосны, мы определяем ранним плейстоценом, в то время как виды-реликты, связанные с лиственными древесными растениями, можно датировать Днепровско-Валдайским межледниковьем.

В микобиоте Бузулукского Бора обнаружено значительное число редких видов; найдены виды, редкие для региона (*Piptoporus pseudobetulinus*, *Spongipellis spumeus*, *Trametes ljubarskyi*, *Steccherinum murashkinskyi*, *Hericium coralloides*), для территории области (*Abortiporus biennis*, *Dichomitus squalens*, *Phaeolus Schweinitzii*, *Porodaedalea pini*, *Skeletocutis amorpha*, виды рода *Postia*); виды, которые, возможно, находятся в области на границе ареала (*Lenzites warnieri*, *Phellinus pseudopunctatus*, *Phellinus rhamnii*, *Phellinus rimosus*, *Polyporus ciliatus*, *Polyporus tuberaster*) (Сафонов, 2003).

Для сохранения популяций этих видов необходим контроль их состояния. Кроме того, как объекты мониторинга значительный интерес представляют микоценозы ксилотрофных грибов в целом. Успешность выполнения грибами сообществами своих экосистемных функций во многом определяет функционирование самих лесных фитоценозов. Анализ состояния микоценозов позволит прогнозировать состояние лесных экосистем и более успешно осуществлять управление ими (Сафонов, 2005).

Сеть мониторинга должна включать последовательные ряды станций, представляющие разные типов леса с разных классов возраста. За счет этого будет достигнут оптимальный контроль за всеми микоценозами ксилотрофных грибов лесного массива (Сафонов, Сафонова, 2010).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, Бузулукский Бор является лесным массивом, уникальность которого проявляется не только в особенностях флоры и фауны, но и в видовом разнообразии и особенностях биоты дереворазрушающих грибов. Характерной чертой микобиоты Бора является высокое видовое разнообразие, а также представленность всех основных типов формационных микокомплексов.

Причиной своеобразия биоты ксилотрофных грибов, вероятно, является генезис биоты, связанный с историей формирования самого лесного массива. При этом некоторые реликтовые черты свойственны не только формационным микокомплексам сосняков, но и комплексам грибов ряда лиственных формаций.

Анализ сходства видового состава биоты грибов Бора и других лесов региона делает возможным отнесение ее к лесостепному зональному микокомплексу, что соответствует схеме природно-зонального районирования, предложенной Л. С. Бергом (1947), согласно которой Бузулукский бор и его окрестности были отнесены к лесостепной зоне.

Сочетание типичных для региона и реликтовых свойств биоты ксилотрофных базидиальных грибов Бузулукского Бора определяет необходимость организации на территории национального парка сети микологического мониторинга с целью контроля состояния микобиоты лесного массива и сохранения биоразнообразия грибов региона.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Березовчук Л. С.* Растительность северо-восточной части Оренбургского Приуралья в плейстоцене и голоцене по палинологическим данным // Вопросы геологии Южного Урала и Поволжья. Саратов : Изд-во Сарат. университета, 1978. Вып. 16. С. 96 – 101.
- Берг Л. С.* Географические зоны Советского Союза. М. : Географгиз, 1947. Т. 1. 175 с.
- Ванин С. И.* Главнейшие грибные болезни Бузулукского бора Самарской губернии // Материалы по микологии и фитопатологии. Л., 1929. Т. 8, ч. 1. С. 238 – 256.
- Годнев Е. Д.* Бузулукский бор. М. : Гослесбумиздат, 1953. 96 с.
- Гричук В. П.* Исторические этапы эволюции растительного покрова юго-востока европейской части СССР в четвертичное время // Тр. Ин-та географии АН СССР. 1951. Вып. 50. С. 5 – 71.
- Давиденко М. В.* Корневая губка в Бузулукском бору и меры борьбы с ней // Защита леса от вредителей и болезней. М. : Лесн. пром-сть, 1980. С. 212 – 225.
- Загреев В. В.* Географические закономерности роста и продуктивности древостоев. М. : Лесн. пром-сть, 1978. 240 с.
- Картавенко Н. Т.* Грибные болезни сосны островных боров лесостепи Зауралья // Тр. Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР. Свердловск, 1960. Вып. 15. С. 107 – 130.
- Кин Н. О.* Особенности современной флоры Бузулукского Бора // Поволж. экол. журн. 2008. №. 4. С. 275 – 281.
- Лазуков Г. И.* Плейстоцен территории СССР. М. : Высш. шк., 1989. 319 с.
- Мурашкинский К. Е.* Горно-таежные трутовики // Тр. Омск. с.-х. ин-та. 1939. Т. 17. С. 75 – 108.
- Мухин В. А.* Биота ксилотрофных базидиомицетов Западно-Сибирской равнины. Екатеринбург : УИФ «Наука», 1993. 231 с.
- Негруцкий С. Ф.* Корневая губка. М. : Агропромиздат, 1986. 196 с.

## ВЛИЯНИЕ ГЕНЕЗИСА ДРЕВОСТОЕВ НА БИОТУ ДЕРЕВОРАЗРУШАЮЩИХ ГРИБОВ

- Писаренко А. И., Редько Г. И., Мерзленко М. Д.* Искусственные леса : в 2 ч. М. : ВНИИЦ-лесресурс, 1992. Ч. 2. 240 с.
- Русаков А. В., Калиева Г. У., Христина К. А.* Влияние Бузулукского бора на структуру населения герпетобионтных жесткокрылых (Insecta, Coleoptera) прилегающих территорий // Изв. С.-Петерб. лесотехн. акад. 2008. Вып. 182. С. 254 – 260.
- Русанов А. М., Русаков А. В., Коршикова Н. А., Христина К. А., Верхошенцева Ю. П., Поляков Д. Г.* Биологическое разнообразие флоры, фауны и почв приуроченных к Бузулукскому бору территорий // Вестн. Оренбург. гос. ун-та. 2006. № 10. С. 322 – 327.
- Русанов А. М., Шеин Е. В., Милановский Е. Ю.* Влияние Бузулукского бора на прилегающие ландшафты и свойства почв // Почвоведение. 2008. № 2. С. 146 – 152.
- Сафонов М. А.* Дереворазрушающие грибы Бузулукского Бора (Оренбургская область) // Микология и фитопатология. 2002. Т. 36, вып. 6. С. 23 – 35.
- Сафонов М. А.* Редкие виды грибов Оренбургской области : проблемы выявления, изучения и охраны. Оренбург : Изд-во Оренбург. гос. пед. ун-та, 2003. 100 с.
- Сафонов М. А.* Основные принципы действия системы управления региональной микобиотой // Вестн. Оренбург. гос. ун-та. 2005. Вып. 4. С. 86 – 91.
- Сафонов М. А., Сафонова Т. И.* Теоретические и практические подходы сохранения биоразнообразия микобиоты Южного Приуралья // Вестн. Оренбург. гос. ун-та. 2010. № 6. С. 29 – 33
- Сафонов М. А., Маленкова А. С.* Дереворазрушающие грибы искусственных хвойных насаждений в Южном Приуралье // Вестн. Оренбург. гос. ун-та. 2011. № 12. С. 140 – 143.
- Синадский Ю. В.* Сосновая губка и зараженность ею насаждений Бузулукского Бора // Лесное хозяйство. 1953. Т. 12. С. 60 – 62.
- Степанова-Картавенко Н. Т.* Афиллофоровые грибы Урала. Свердловск : УФАН СССР, 1967. Вып. 50. 293 с.
- Чибилев А. А.* Зеленая книга степного края. Челябинск : Юж.-Урал. кн. изд-во, 1983. 156 с.
- Юнанидзе Т. Я., Березовчук Л. С., Жукова Г. Н.* О верхнечетвертичных (аллювиальных) отложениях северо-восточной части Прикаспийской впадины // Вопросы геологии Южного Урала и Поволжья. Саратов : Изд-во Сарат. ун-та, 1981. Вып. 22. С. 112 – 117.
- Nordic Macromycetes. Vol. 2: Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales.* Gopenhagen : Nordsvamp, 1992. 474 p.
- Nordic Macromycetes. Vol. 3: Heterobasidioid, Aphyllorphoroid and Gasteromycetoid basidiomycetes.* Gopenhagen : Nordsvamp, 1997. 444 p.
- Ryvarden L., Gilbertson R. L.* European Polypores. Vol. 1. Synopsis Fungorum 6. Oslo : Fungiflora, 1993. P. 1 – 388.
- Ryvarden L., Gilbertson R. L.* European Polypores. Vol. 2. Synopsis Fungorum 6. Oslo : Fungiflora, 1994. P. 394 – 743.
- Safonov M. A.* Wood-inhabiting aphyllorphoroid fungi of the Southern Preurals (Russia) // Mycena. 2006. Vol. 6. P. 57 – 66.
- Thorn G., Kotiranta H., Niemelä T.* Polyporus pseudobetulinus Comb. nov. : new records in Europe and North America // Mycologia. 1990. Vol. 82, № 5. P. 582 – 594.
- Tortic M.* Characteristic species of Aphyllorphorales (Fungi) in the Mediterranean area of Yugoslavia // Biosystematika. 1987. Vol. 3, № 2. P. 101 – 113.

УДК 556.114.6(282.247.413.5)

## ЗНАЧИМОСТЬ СООТНОШЕНИЙ ФОРМ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ДЛЯ ОЦЕНКИ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И. Э. Степанова, **Е. М. Бикбулатова**

*Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН  
Россия, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок  
E-mail: iris@ibiw.yaroslavl.ru*

Поступила в редакцию 24.01.14 г.

**Значимость соотношений форм биогенных элементов для оценки современного состояния Рыбинского водохранилища.** – Степанова И. Э., Бикбулатова Е. М. – На основании материалов, полученных в 2001 – 2011 гг., проведен анализ различных соотношений форм биогенных элементов в Рыбинском водохранилище и по ним дана оценка его экологического состояния. Наиболее информативным является отношение концентрации общего азота (TN) к общему фосфору (TP), среднее значение которого по всем станциям за исследуемый период составило 17,0, что в целом свидетельствует об отсутствии лимитирования развития фитопланктона в водоёме обоими элементами. Высокие значения абсолютной концентрации нитратного азота и его доли в сумме минерального азота (являющиеся немаловажными показателями нарастания эвтрофикации), а также процентного содержания неорганического фосфора в Волжском и верхней части Шекснинского плёса позволяют оценить их состояние как эвтрофное.

*Ключевые слова:* азот, фосфор, водохранилище.

**Importance of the biogenic element form ratio for assessing the current status of the Rybinsk Reservoir.** – Stepanova I. E. and Bikbulatova E. M. – Various ratios of the biogenic element forms in the Rybinsk Reservoir are analyzed and the ecological status of this reservoir is assessed on the basis of our materials collected in 2001 – 2011. The total nitrogen (TN) to total phosphorus (TP) ratio is the most informative parameter with an average value of 17.0 for all stations during the observation period, which indicates both the elements not limiting the phytoplankton development in the reservoir. The high values of the absolute concentration of nitrate nitrogen and its fraction in the total mineral nitrogen (which are important indicators of the increasing eutrophication) as well as the percentage of inorganic phosphorus in the Volga part and the upper reaches of the Sheksna part, allow us to characterize their status as eutrophic.

*Key words:* nitrogen, phosphorus, reservoir.

### ВВЕДЕНИЕ

В водных экосистемах на концентрациях соединений азота и фосфора и, соответственно, на соотношениях их различных форм определяющим образом сказывается множество факторов различной природы. При устоявшемся гидрологическом режиме, небольших суточных вариациях температуры изменение соотношений концентраций соединений азота и фосфора может являться результатом множества одновременно протекающих биохимических процессов. Важную роль среди подобных процессов играют: ферментативный гидролиз белков и полипептидов в растворе и взвешях; дезаминирование растворенного и клеточного органического

## ЗНАЧИМОСТЬ СООТНОШЕНИЙ ФОРМ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

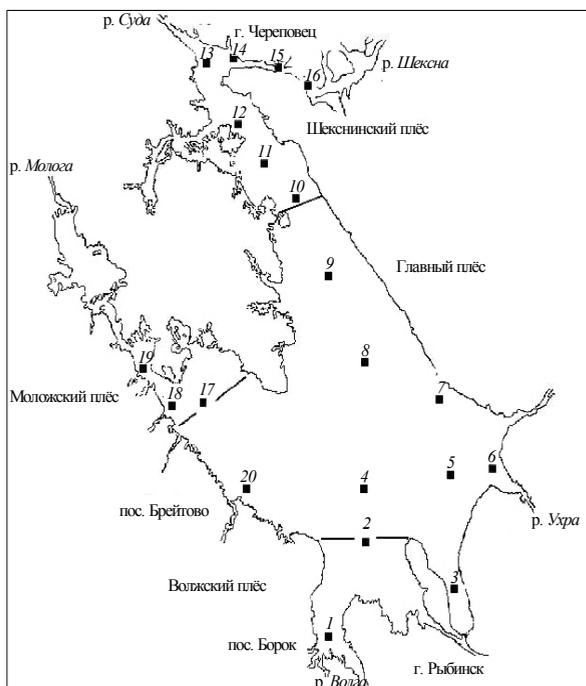
вещества с выделением аммония; окисление аммония, нитритов и других промежуточных соединений, образующихся при бактериальной деструкции органических форм азота; ассимиляция аммония, нитритов, нитратов как автотрофами, так и гетеротрофными микроорганизмами; редукция нитратов и нитритов денитрифицирующими бактериями; фиксация атмосферного азота водорослями и бактериями. Ряд соотношений различных форм основных биогенных элементов определяет направленность происходящих в водоёме биохимических процессов, другие указывают на возможность лимитирования первичной продукции тем или иным элементом, третьи позволяют оценить трофический статус водоёма.

Цель исследования – анализ различных соотношений форм биогенных элементов в Рыбинском водохранилище и оценка его экологического состояния на современном этапе.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Определение неорганических форм азота и фосфора проводили стандартными методами (Семенов, 1977) на борту экспедиционного судна и в аттестованном Аналитическом центре Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН. Органические формы фосфора и азота переводили в минеральные с помощью персульфата калия и определяли соответственно в виде ортофосфата и нитрата (Бикбулатов, 1974; Гапеева, 1984). Расположение станций приведено на рис. 1.

Основные исследования проводились в 2001 – 2011 гг. в период открытой воды на 6 стандартных станциях – Коприно, Молога, Наволок, Измайлово, Средний Двор, Брейтово. В 2007 – 2010 гг. сетка станций была расширена и были изучены более подробно Шекснинский и Моложский плёсы водохранилища.



**Рис. 1.** Карта-схема расположения станций наблюдения на Рыбинском водохранилище: 1 – Коприно, 2 – Молога, 3 – Волково, 4 – Наволок, 5 – Всехсвятское, 6 – Ухра, 7 – Измайлово, 8 – Средний двор, 9 – Гаютино, 10 – Мякса, 11 – Любец, 12 – Ваганиха, 13 – устье Суды, 14 – устье Кошты, 15 – Ягорба, 16 – Кабачино, 17 – Первомайские острова, 18 – устье Себлы, 19 – Противье, 20 – Брейтово

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные данные (табл. 1, 2) свидетельствуют о сильных годовых и месячных колебаниях всех форм азота и фосфора, а также их соотношений. Отмечаются сезонные закономерности изменения содержания ряда форм биогенов. В частности, концентрация нитратов подвержена заметным сезонным колебаниям; минимальная в летний вегетационный период, она увеличивается к осени и достигает максимума к концу зимы, когда практически завершается разложение лабильных органических азотсодержащих веществ, непременно сопровождающееся нитрификацией и переходом всех неорганических форм азота в наиболее окисленную нитратную форму.

Таблица 1

Среднегодовые, минимальные и максимальные значения содержания (мгN/л или мгP/л) различных форм биогенных элементов и их соотношения за 2001 – 2011 гг.

Значения	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	N <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub>	P <sub>общ</sub>	N / P	N <sub>мин</sub>	N <sub>орг</sub>	N <sub>мин</sub> / N <sub>орг</sub>	N <sub>орг</sub> / N <sub>общ</sub>	N <sub>мин</sub> / N <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub> / P <sub>общ</sub>
Среднее	0.062	0.005	0.14	0.93	0.020	0.061	17.0	0.23	0.72	0.42	0.75	0.41	0.52
Max	0.41	0.18	1.04	4.83	0.115	0.245	56.8	1.04	3.19	5.03	0.99	0.96	0.92
Min	0.007	0	0	0.01	0.002	0.009	3.0	0.003	0.01	0.01	0.17	0.01	0.02

Главными процессами, направленными на понижение концентрации нитратов в вегетационный период, является потребление их фитопланктоном и бактериями. При интенсивной деструкции органических веществ, которое обычно имеет место при осеннем массовом отмирании планктонных организмов, в окружающей среде резко уменьшается содержание свободного молекулярного кислорода и на локальных участках водохранилища создаются микроаэрофильные или анаэробные условия. В такой ситуации бактерии-денитрификаторы используют связанный кислород нитратов на окисление органических веществ, тем самым существенно понижая его содержание. Доля нитратного азота в общем содержании может снижаться от весны к лету в 3 – 4 раза (рис. 2).

Таблица 2

Среднемесячные, минимальные и максимальные значения содержания (мгN/л или мгP/л) различных форм биогенных элементов и их соотношения за 2001 – 2011 гг.

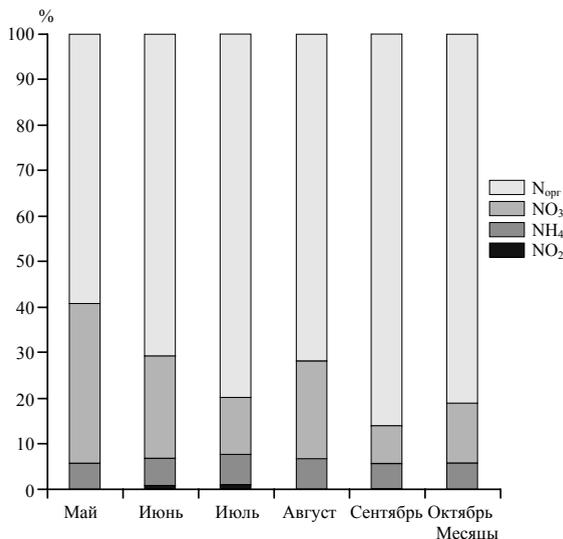
Значения	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	N <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub>	P <sub>общ</sub>	N / P	N <sub>мин</sub>	N <sub>орг</sub>	N <sub>мин</sub> / N <sub>орг</sub>	N <sub>орг</sub> / N <sub>общ</sub>	N <sub>мин</sub> / N <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub> / P <sub>общ</sub>
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Май													
Среднее	0.05	0.005	0.34	0.99	0.021	0.048	21.3	0.45	0.57	0.92	0.57	0.44	0.45
Max	0.2	0.046	0.96	3.25	0.055	0.080	50.0	1.04	2.43	3.46	0.88	1.18	0.93
Min	0.01	0	0.04	0.34	0.005	0.019	8.5	0.12	0.12	0.13	0.18	0.12	0.13
Июнь													
Среднее	0.06	0.007	0.23	1.02	0.018	0.048	22.9	0.31	0.71	0.63	0.67	0.33	0.45
Max	0.2	0.023	0.88	2.2	0.062	0.092	47.8	1.00	1.80	5.03	0.89	0.83	0.83
Min	0.01	0.001	0.06	0.42	0.004	0.009	8.0	0.10	0.07	1.12	0.17	0.11	0.13

## ЗНАЧИМОСТЬ СООТНОШЕНИЙ ФОРМ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Окончание табл. 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Июль													
Среднее	0.06	0.008	0.109	0.94	0.020	0.063	15.6	0.19	0.72	0.33	0.78	0.22	0.33
Max	0.15	0.018	0.43	4.83	0.063	0.243	18.0	0.61	4.22	1.88	0.98	0.65	0.86
Min	0.01	0	0	0.3	0.004	0.02	5.0	0.03	0.10	0.02	0.35	0.22	0.04
Август													
Среднее	0.07	0.004	0.23	0.88	0.022	0.065	14.8	0.19	0.78	0.17	0.83	0.12	0.33
Max	0.23	0.018	0.066	2.01	0.005	0.245	54.2	8.06	1.93	1.61	1.00	0.22	0.86
Min	0.007	0	0	0.4	0.22	0.024	4.4	0.01	0.26	0.01	0.38	0.01	0.04
Сентябрь													
Среднее	0.06	0.003	0.086	1.02	0.026	0.067	17.2	0.014	0.89	0.20	0.85	0.15	0.37
Max	0.28	0.02	0.004	2.75	0.095	0.012	79.2	0.48	2.70	0.95	0.99	0.49	0.96
Min	0.01	0	0.39	0.34	0.005	0.176	4.9	0.01	0.20	0.01	0.51	0.01	0.04
Октябрь													
Среднее	0.06	0.004	0.014	0.93	0.014	0.065	20.5	0.14	0.88	0.26	0.76	0.17	0.49
Max	0.16	0.017	0.87	3.62	1.43	0.197	181	0.090	3.22	1.96	0.99	0.66	0.90
Min	0.009	0	0.006	0.36	0.002	0.002	0.2	0.01	0.02	0.01	0.34	0.01	0.04

Амплитуда сезонных колебаний уровня нитратов и их процентного содержания может служить одним из показателей эвтрофирования водного объекта. В незагрязненных поверхностных водах концентрация нитрат-ионов не превышает величины порядка десятков микрограммов в литре (в пересчете на азот). С нарастанием эвтрофикации абсолютная концентрация нитратного азота и его доля в сумме минерального азота возрастают. Концентрация нитритов и их доля в общем содержании азота в летний период снижается до нуля фактически на всех исследованных станциях. Содержание органического азота в период массового развития водорослей сильно возрастает и его доля в общем может достигать в некоторых случаях 95% (рис. 3, а). Во всем водохранилище в это время отмечается снижение доли фосфатов в общем содержании фосфора (рис. 3, б). Воды волжского плёса значительно отличаются от весенних вод других плёсов как по содержанию общего азота, так и по соотношению его форм (рис. 4). Это наблюдалось ранее в 1960-е гг. (Трифонова, 1974) и в начале 1980-х гг.



**Рис. 2.** Относительное содержание форм азота в среднем по водохранилищу в различные периоды исследования

прошлого столетия (Разгулин и др., 1984). Минеральные формы азота в Волжском плёсе в мае преобладали над органическими, составляя до 75% от общего азота. На других стандартных станциях этот процент был значительно ниже и колебался от 45 до 60.

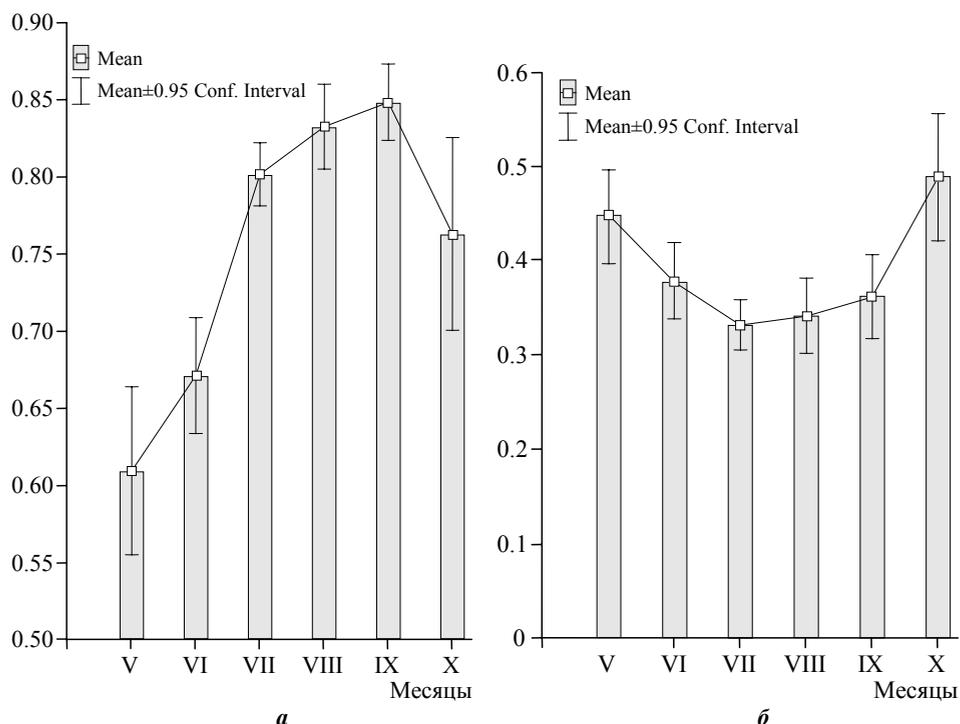


Рис. 3. Сезонная динамика доли органического азота (а) и фосфатов в общем содержании фосфора (б) (в среднем по водохранилищу)

Пространственная и сезонная неоднородность содержания минеральных и органических форм азота и фосфора в водных массах водохранилища определяются в основном характером питания и особенностями его морфометрии. В Волжском плёсе концентрация этих элементов в течение почти всех сезонов года значительно выше, чем в водной массе остальных частей водохранилища, формируемых водами половодья рек севера – Мологи и Шексны, площадь водосбора которых больше залесена, почвы более заболочены и меньше освоены. На режим соединений азота и фосфора в водоёме также большое влияние оказывают сточные воды городов, особенно Твери и Череповца, причем в Волжский плёс поступает большое количество промышленных сточных вод с высоким содержанием аммонийного азота. Летом воды различных частей водоема по своему химическому составу и физическим свойствам довольно однородны. Только в Волжском

## ЗНАЧИМОСТЬ СООТНОШЕНИЙ ФОРМ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

плёсе (станция наблюдения Коприно) в начале лета несколько повышено содержание нитратов, нитритов и, соответственно, более высокий процент неорганического азота (см. рис. 4) Осенью после летнего минимума доля минеральных форм азота начинает возрастать и обычно достигает своего максимума к концу зимы.

В исследуемый период отмечено загрязнение органическими и неорганическими соединениями фосфора и азота верхней части Шекснинского плёса водохранилища (табл. 3). В реках Коште и Ягорбе наблюдались повышенные концентрации биогенных элементов; содержание неорганических форм азота и фосфора и их доля в общем содержании азота и фосфора в несколько раз превышали соответствующие величины, характерные не только для водохранилища в целом, но и Шекснинского плёса, куда непосредственно поступают воды этих рек. В нижней части Шекснинского плёса (станции наблюдения Мякса и Любец) доля неорганических форм азота и фосфора была сходной с таковой в Центральном плёсе.

Неорганические фосфаты, а часто и общий фосфор, используются для оценки трофического статуса водоёма. Нами ранее было показано, что для корректного отнесения водоёма к тому или иному трофическому типу необходимо учитывать регенерационный потенциал водных масс по фосфору (Бикбулатов, Степанова, 2002). Тем не менее, в отсутствие соответствующих потенциалов в первом приближении можно сделать грубую оценку трофического статуса по приведенным в таблицах данным. Средние концентрации как ортофосфатов, так и общего фосфора в целом не выводят Рыбинское водохранилище за пределы мезотрофии. Только состояние верхней части Шекснинского плёса за весь период открытой воды и Волжского плёса в отдельные периоды может оцениваться как эвтрофное.

Из множества приведенных в таблицах соотношений наиболее информативным оказывается отношение концентрации общего азота (TN) к общему фосфору (TP). Величины этих отношений определяют реакцию фитопланктона на биогенные элементы. Считается, что развитие водорослей лимитировано азотом при  $TN/TP < 10$ , фосфором при  $TN/TP > 15 - 17$ , а в диапазоне  $TN/TP = 10 - 15$ , близком к соотношению элементов в биологическом клеточном материале, первичная

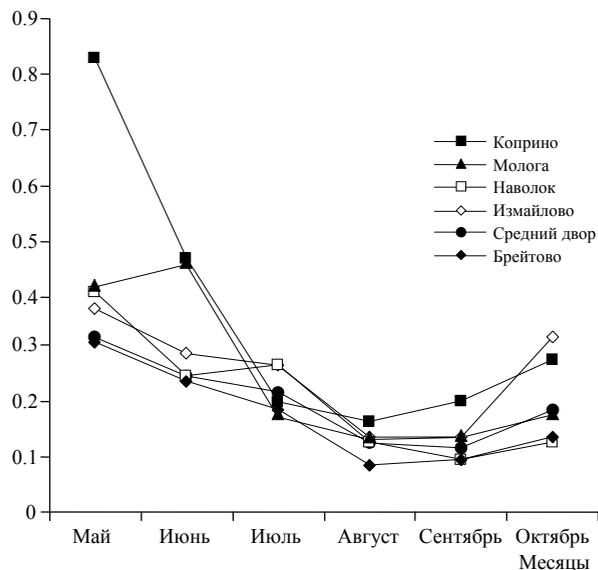


Рис. 4. Сезонная динамика доли содержания неорганического азота на станциях наблюдения

продукция практически не лимитирована ни одним из рассматриваемых элементов (Smith, 1982).

**Таблица 3**

Содержание биогенных элементов и их соотношения в различных плёсах водоёма  
(по данным 2007 – 2010 гг., мгN/л или мгP/л)

Плёс	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N <sub>общ</sub>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>общ</sub>	N/P	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / N <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub> / P <sub>общ</sub>
Июнь									
Волжский	0.08	0.008	0.25	0.86	0.027	0.060	14.3	0.29	0.45
Центральный	0.06	0.001	0.11	0.72	0.012	0.029	21.4	0.15	0.40
Моложский	–	0.001	0.05	0.73	0.023	0.059	12.4	0.07	0.33
Шекснинский	–	0.008	0.20	1.01	0.045	0.080	15.1	0.20	0.56
Июль									
Волжский	0.07	0.005	0.07	0.86	0.027	0.059	14.6	0.08	0.45
Центральный	0.05	0.003	0.05	0.71	0.011	0.036	19.7	0.07	0.31
Моложский	–	0	0.02	0.73	0.028	0.070	10.4	0.03	0.40
Шекснинский	–	0.029	0.17	1.23	0.048	0.079	15.6	0.14	0.61
Август									
Волжский	0.08	0.003	0.075	0.69	0.040	0.060	8.16	0.10	0.66
Центральный	0.05	0.003	0.046	0.65	0.011	0.056	11.6	0.07	0.20
Моложский	–	0.000	0.014	0.54	0.015	0.038	14.2	0.03	0.39
Шекснинский	–	0.025	0.093	0.76	0.034	0.053	14.3	0.13	0.64
Сентябрь									
Волжский	0.04	0.005	0.030	0.70	0.053	0.088	7.95	0.04	0.60
Центральный	0.06	0.003	0.018	0.58	0.015	0.068	8.52	0.01	0.22
Моложский	–	0	0.006	0.42	0.026	0.078	5.38	0.03	0.33
Шекснинский	–	0.005	0.084	0.61	0.039	0.082	7.43	0.13	0.48

В Рыбинском водохранилище в вегетационный период отношение TN к TP варьировало в широких пределах (от 3.0 до 56.6), составляя в среднем 17.0, что, скорее всего, свидетельствует об отсутствии лимитирования развития фитопланктона в водоёме в целом обоими элементами. Именно это и является одной из причин слабых корреляционных связей между концентрациями азота и фосфора и хлорофиллом «а» (Степанова и др., 2012). Развитие фитопланктона в водоёме в большей степени зависит не только от обеспеченности клеток минеральными веществами в нормальных соотношениях, но и от световых условий, пресса зоопланктона, динамики водных масс и различия в потребности отдельных групп водорослей в биогенных веществах. В соответствии с аналитическими табличными данными в Рыбинском водохранилище чаще всего отмечалось либо отсутствие лимитирования (42% случаев), либо наличие такового по фосфору (30%).

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Из множества соотношений различных форм основных биогенных элементов наиболее информативным является отношение концентрации общего азота (TN) к общему фосфору (TP), среднее значение которого за 2001 – 2011 гг. в Рыбинском водохранилище по всем станциям составило 17.0, что в целом свидетель-

## ЗНАЧИМОСТЬ СООТНОШЕНИЙ ФОРМ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

ствует об отсутствии лимитирования развития фитопланктона в водоёме обоими элементами.

2. Для Рыбинского водохранилища характерны сезонные закономерности как изменения содержания ряда форм биогенов, так и некоторых их соотношений.

3. Средние концентрации как ортофосфатов, так и общего фосфора в целом не выводят Рыбинское водохранилище за пределы мезотрофии. Высокие значения абсолютной концентрации нитратного азота и его доли в сумме минерального азота (являющиеся немаловажными показателями нарастания эвтрофикации), а также процентного содержания неорганического фосфора в Волжском и верхней части Шекнинского плёса позволяют оценить их состояние как эвтрофное.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-05-00346).*

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

*Бикбулатов Э. С.* О методе определения общего фосфора в природных водах // Гидрохимические материалы. 1974. Т. 60. С. 167 – 173.

*Бикбулатов Э. С., Степанова И. Э.* Оценка трофности Рыбинского водохранилища с помощью потенциала регенерации биогенных элементов // Водные ресурсы. 2002. Т. 29, № 6. С. 721 – 726.

*Гапеева М. В., Разгулин С. М., Скопинцев Б. А.* Ампульный персульфатный метод определения общего азота в природных водах // Гидрохимические материалы. 1984. Т. 87. С. 67 – 70.

*Разгулин С. М., Гапеева М. В., Литвинов А. С.* Сезонная динамика и баланс биогенных элементов в Рыбинском водохранилище // Географические аспекты рационального природопользования в Верхневолжском Нечерноземье. Ярославль : Изд-во Ярослав. политехн. ин-та, 1984. С. 71 – 76.

*Семенов А. Д.* Практическое руководство по химическому анализу вод суши. Л. : Гидрометеиздат, 1977. 540 с.

*Степанова И. Э., Пырина И. Л., Бикбулатов Э. С., Бикбулатова Е. М.* Анализ связи степени развития фитопланктона с содержанием биогенных элементов в Рыбинском водохранилище // Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах : материалы 5-го Всерос. симп. с междунар. участием / Карельский науч. центр РАН. Петрозаводск, 2012. С. 129 – 132.

*Трифоновна Н. А.* Соединения азота в Рыбинском водохранилище : автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1974. 28 с.

*Smith V. H.* The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes : an empirical and theoretical analysis // Limnol. Oceanogr. 1982. Vol. 23. P. 1248 – 1255.

УДК [99.742.42:591.52/53](470.44/47)

**АМЕРИКАНСКАЯ НОРКА – *NEOVISON VISON* SCHREBER, 1777  
(CARNIVORA, MUSTELIDAE)  
В ПОЙМЕННЫХ И ПРАВОБЕРЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ  
ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА: СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ  
ПРОСТРАНСТВЕННОЙ СТРУКТУРЫ, ПИТАНИЯ  
И ВРЕМЕННОЙ АКТИВНОСТИ**

**А. О. Филиппечев, А. В. Беляченко, А. А. Савонин**

*Саратовский государственный университет им. Н. Г. Чернышевского  
Россия, 410026, Саратов, Астраханская, 83  
E-mail: veliger59@mail.ru*

Поступила в редакцию 25.12.13 г.

**Американская норка – *Neovison vison* Schreber, 1777 (Carnivora, Mustelidae) в пойменных и правобережных экосистемах Волгоградского водохранилища: сезонные изменения пространственной структуры, питания и временной активности.** – Филиппечев А. О., Беляченко А. В., Савонин А. А. – В результате многолетних исследований (1978 – 2013 гг.) выявлены закономерности пространственной структуры популяций американской норки (*Neovison vison* Schreber, 1777), ее питания, суточной и сезонной активности в пойме и правобережных экосистемах Волгоградского водохранилища. На островах размеры индивидуальных участков норок составляют в среднем 22.4 га у самок и 34.7 га у самцов. На правом берегу водохранилища они существенно больше: 51.3 и 75.5 га соответственно. Основу рациона норки составляют три группы кормов: млекопитающие (преимущественно мышевидные грызуны) (18.8 – 42.7% BIO), рыба (5.6 – 39.1% BIO) и амфибии (17.1 – 51.7% BIO). Другие корма могут иметь существенное значение только в отдельные сезоны года. На пойменных островах норка наиболее активна весной и осенью, летом активность снижается, а зимой в суточном ритме четко выделяются два пика – утренний и вечерний. На правом берегу из-за дефицита кормов в некоторые сезоны года пики активности сглажены.

*Ключевые слова:* распространение, индивидуальный участок, встречаемость, биомасса, трофическая ниша, суточная активность, Саратовская область.

**American mink – *Neovison vison* Schreber, 1777 (Carnivora, Mustelidae) in the floodplain and right-bank ecosystems of the Volgograd reservoir: seasonal changes in its spatial structure, nutrition and temporal activity.** – Filipechev A. O., Belyachenko A. V., and Savonin A. A. – As a result of our long-term research (1978 – 2013), regularities of the spatial structure of some American mink (*Neovison vison* Schreber, 1777) populations, its nutrition, daily and seasonal activity in the floodplain and right-bank ecosystems of the Volgograd reservoir have been revealed. The average sizes of minks' home ranges are 22.4 ha for females and 34.7 ha for males on the islands. On the reservoir's right bank, they are significantly larger, namely, 51.3 and 75.5 ha, respectively. The mink's diet is based on three forage groups: mammals (primarily mouse-like rodents) (18.8 – 42.7% BIO), fish (5.6 – 39.1% BIO), and amphibians (17.1 – 51.7% BIO). Other food could be significant in single seasons only. On the floodplain islands, the mink is most active in the spring and autumn, while its summer activity decreases, and in the winter the daily rhythm clearly have two peaks, the morning and evening ones. On the right bank, due to the food scarcity in some seasons, the activity peaks are smooth.

*Key words:* distribution, home range, occurrence frequency, biomass, trophic niche, daily activity, Saratov region.

## ВВЕДЕНИЕ

Американская норка (*Neovison vison* Schreber, 1777) обычный, широко распространенный вид Евразии, за последние десятилетия заселивший большинство пригодных для обитания водоёмов. Особенности ее экологии хорошо изучены как в нашей стране, так и за рубежом (Сидорович, 1997; Аристов, Барышников, 2001; Sidorovich, 2001; Lockie, 2001; Brzezinski, Marzec, 2003). Подробно исследовано питание вида: выявлены группы основных и замещающих кормов, показана их сезонная динамика (Терновский, 1977; Туманов, Смелов, 1980; Skierczynski, Wisniewska, 2010; Valenzuela et al., 2013). Основной проблемой изучения пространственного распространения хищника в разных частях ареала является обобщение разнородных полевых данных, полученных на больших территориях с разнообразными природными условиями (Терновский, Терновская, 1994; Туманов, 2003; Данилов, 2009). Между тем даже в относительно небольшом регионе у американской норки особенности заселения различных биотопов могут сильно различаться (Сидорович, 1997; Macdonald, Harrington, 2003; Fischer et al., 2009; Polozov et al., 2010; Skierczynski, Wisniewska, 2010; Valenzuela et al., 2013).

В отдельных частях ареала, в частности, на территории севера Нижнего Поволжья, экология американской норки изучена еще недостаточно. Закономерности пространственного распространения американской норки были установлены по усредненным оценкам, полученным со всей территории региона (Филипьевичев и др., 2010; Филипьевичев, 2012). Выявлены заметные различия в составе и распределении основных компонентов ее рациона (Филипьевичев, 2006; Савонин, Филипьевичев, 2012, 2013), проводились сравнения частных особенностей экологии околоводных кунных (Филипьевичев, Беляченко, 2003; Беляченко, Филипьевичев, 2011).

Целью исследования было изучение пространственной структуры популяций американской норки, ее рациона, сезонной и суточной активности в разные годы на пойменных островах и правом берегу Волгоградского водохранилища.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Комплексные исследования американской норки проведены в 1978 – 2013 гг. в долине р. Волга на участке протяженностью около 260 км от г. Балаково до южной границы Саратовской области. Основной объем полевого материала собран на стационарах: у с. Зоркино Марковского района (51.90°N, 47.18°E) – в 1978 – 1985, 1999 – 2005 гг.; хут. Тупилкин Балаковского района (51.96°N, 47.48°E) – в 2000 – 2003 гг.; на о-ве Орловский (51.77°N, 46.87°E) – в 1993 – 1997, 2000 – 2004 гг.; у с. Красный Яр Энгельсского района (51.63°N, 46.43°E) и на прилегающей с севера пойме – в 1980 – 2000, 2005 – 2012 гг. – сборы А. В. Беляченко; на о-ве Котлубань (51.59°N, 46.25°E) и прилегающих пойменных островах в 1978 – 1995, 2000 – 2004 гг. – сборы А. В. Беляченко, в 2003 – 2012 гг. – сборы А. О. Филипьевичева; пос. Лесной г. Энгельса (51.48°N, 46.07°E) – в 1993 – 1999 гг. сборы А. В. Беляченко, в 2005 – 2010 гг. – сборы А. В. Беляченко, А. О. Филипьевичева; с. Ахмат Красноармейского района и прилегающие с севера и юга участки берега (51.03°N, 45.94) – в 2000 – 2012 гг. – сборы А. О. Филипьевичева, А. А. Савонина, А. В. Беляченко; с. Нижняя Банновка и прилегающие с севера и юга участки берега (50.69°N, 45.65°E) – в

2001 – 2012 гг. – сборы А. О. Филипьевой, А. В. Беляченко, А. А. Савониной. Кроме того, полевые данные собраны во время кратковременных стационарных выездов, осуществляемых, как правило, между отмеченными выше точками.

Для изучения пространственного размещения норок и структуры их индивидуальных участков применяли маршрутные учеты по следам на снегу. Картирование участков проводили по стандартным методикам (Новиков, 1953; Данилов, Туманов, 1976 а; Сидорович, 1997). После определения границ участка наблюдения за животными велось круглогодично. Всего был закартирован 161 участок, исследовано 504 норы и убежища.

Материал по сезонному питанию американской норки был собран на описанных выше стационарах Волгоградского водохранилища ( $n = 1806$ ). По данным А. В. Беляченко определялась встречаемость различных кормов (RFO), по материалам А. А. Савониной и А. О. Филипьевой, кроме RFO, рассчитывался коэффициент биомассы (БИО) с использованием поправочных коэффициентов (Lockie, 2001; Brzezinski, Marzec, 2003). Ширина трофической ниши характеризовалась индексом Левинса ( $B$ ) и стандартизированным индексом Левинса ( $BS$ ), сходство трофических ниш по сезонам оценивали при помощи индекса перекрытия Пианки ( $\alpha$ ). Все индексы рассчитывались исключительно по показателю биомассы (Brzezinski, Marzec, 2003; Fisher et al., 2005). Для оценки статистической значимости компонентов питания использовался непараметрический критерий Манна – Уитни ( $U$ ). В независимые выборки объединялись численные значения биомассы конкретной группы кормов в определенный сезон. Сравнение проводилось по разным годам исследования. Для каждой выборки рассчитывался соответствующий статистический индекс ( $U$ ). Максимальное значение индекса выбиралось исходя из ранжирования по критическому значению с учетом критерия значимости. Использовались статистические программные комплексы «STATISTICA 8.0» и «AtteStat» 13.1 (Лакин, 1990).

Суточная активность хищника исследовалась круглогодично в 1998 – 2013 гг. А. О. Филипьевым и А. А. Савониным. Использовались как прямые наблюдения возле нор, логовищ, охотничьих троп норки, так и косвенные данные – следы на снегу или песчаных дорогах. Для фиксирования времени активности применяли метод «следовых площадок» (Новиков, 1953). Во время наблюдений отмечалось время встречи животного и характер его активности. Общий объем наблюдений за суточной активностью хищника составил 324 ч.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

*Пространственное размещение.* Местообитания американской норки в районе исследования отличаются большим своеобразием, которое связано со структурой поймы реки, сильно трансформированной после заполнения Волгоградского водохранилища. В границах Саратовской области водохранилище можно условно разбить на три участка. Два из них относятся к его верхней зоне. Первый участок верхней зоны расположен между городами Балаково и Маркс Саратовской области. Здесь подъем уровня воды при заполнении водохранилища составил около 2 – 4 м, и левобережная пойма была затоплена в минимальной степени. С правого бе-

рега пойма отсутствует, поскольку река вплотную подходит к Змиёвым горам, юго-восточные склоны которых образуют высокие обрывы. Второй участок находится между городами Маркс и Саратов. В результате подъема воды на 4 – 7 м пойма с правого и левого берегов оказалась частично затопленной. От крупных островов остались лишь самые возвышенные гривы, покрытые осокорниками, дубравами и суходольными лугами.

Третий участок, относящийся к средней зоне водохранилища, лежит ниже г. Саратов по течению реки и простирается до южной границы Саратовской области. Пойма здесь полностью затоплена, поскольку уровень воды поднялся на 7 – 12 м, а река представляет собой озёровидное расширение. Местообитания норки тянутся вдоль правого обрывистого берега, изрезанного крупными оврагами, выходящими к р. Волге.

По берегам незарегулированной реки, а также на крупных островах до создания водохранилища в результате аллювиальной деятельности сформировались эколого-генетические зоны поймы: приустье, террасы центральной поймы, притеррасье и надпойменные террасы. После заполнения водохранилища исчезли под водой пониженные участки поймы: многие приустьевые острова, притеррасье, гривы центральной поймы оказались сильно подтопленными. Вместе с тем, на крупных островах постепенно сложились новые участки приустья, уже на более высоком уровне поймы, соответствующем меженим отметкам водохранилища. По правому берегу реки, где ранее значительную площадь занимал «бечевик» (песчано-галечный пляж), урез воды в настоящее время подходит под самый обрыв, устья многих крупных оврагов оказались подтопленными (Беляченко и др., 2014).

Рассмотрим особенности пространственной структуры популяций норки на выделенных участках в верхней и средней зонах Вологодского водохранилища.

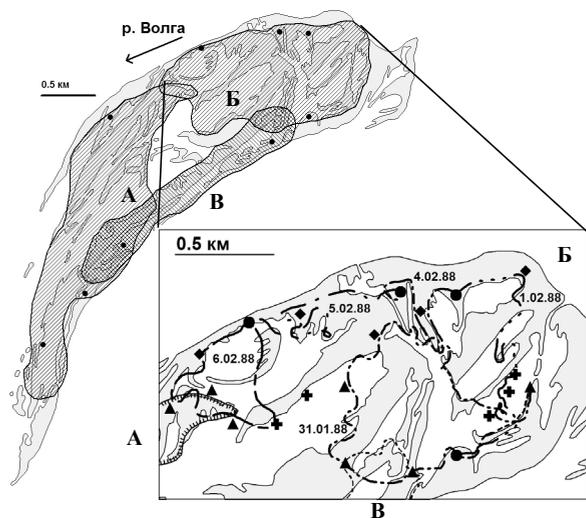
На первом участке (между городами Балаково и Маркс) площадь потенциально пригодных для обитания норки пойменных биотопов составляет около 100 км<sup>2</sup>. Здесь пространственное распределение хищника неравномерно. С наибольшей плотностью (1.2 – 1.5 особей/100 га) заселена пойма р. Волги у устья р. Большой Иргиз (окрестности сёл Маянга, Еланка, Плеханы Балаковского района), пойма у с. Зоркино Марковского района (0.8 – 1.3 особи/100 га), крупные острова Воскресенский и Рыбинский (0.3 – 1.2 особи/100 га). На небольших участках поймы у сёл Орловское, Подлесное, Михайловка, Ястребовка Марковского района плотность зверька составляет 0.1 – 0.3 особи/100 га.

В устье р. Б. Иргиз норка приурочена к берегам многочисленных стариц, поросших осокорниками и ветляками. Именно здесь сосредоточены постоянные участки взрослых особей площадью 22.4±4.6 га у самок ( $n = 21$ ) и 34.7±3.4 га у самцов ( $n = 25$ ), которые используются по несколько лет. Молодые хищники летом охотятся на лягушек на песчаных отмелях приустья, зимой встречаются на заливных лугах притеррасья, в прибрежных кустарниках ив, где добывают полёвок. В левобережной центральной пойме норки держатся по берегам внутриводоемных озер, многочисленных протоков и небольших ручьев, соединяющих их. Заселенность поймы хищником определяется возможностью доступа к воде: норка избегает берегов, заросших рогозом и тростником. По результатам зимних маршрутных уче-

тов норки отходят в глубь леса от берега до 120 м. В снежные зимы зона их активности связана с прибрежными подлёдными пустотами, по которым зверек перемещается, не выходя на поверхность, до 70 – 90 м. Следует отметить, что норки в летнее время регулярно появляются на галечниках, расположенных вдоль правого берега под обрывистыми склонами Змиёвых гор у сёл Рыбное и Белогродня Вольского района, а также ниже по течению от г. Воскресенска. В августе 2003 г. обилие зверьков составило здесь 0.5 особи/км береговой линии.

Обнаруженные убежища ( $n = 84$ ) были самыми разнообразными. Чаще всего норки использовали прикорневые пустоты в основании крупных осокорей (60%), ниши в стволах упавших и сгнивших деревьев (15%). В двух случаях в зимнее время хищники постоянно укрывались под разрушенной лодкой на берегу протоки и под веточным перекрытием обрушившегося погребца на песчаной гриве.

На втором участке верхней зоны водохранилища (от створа у г. Маркса до ж/д моста между городами Саратов и Энгельс) местообитания норки связаны как с правобережной, так и левобережной поймой. Площадь потенциально пригодных для хищника биотопов здесь гораздо больше и достигает 250 км<sup>2</sup>. С правой стороны русла р. Волга плотность норки в зимние периоды 1989 – 1995 гг. на о-ве Березняковском и в Кошелевской пойме колебалась от 0.8 до 1.7 особи/100 га, о-ве Усовском в 1996 – 2002 гг. – от 0.4 до 0.6 особи/100 га, острове у устья р. Чардым в 1982 – 1990 гг. – от 0.2 до 0.6 особи/100 га, о-ве Воронок в 1979 – 1985 гг. – от 0.3 до 0.5 особи/100 га. Наивысшая плотность норки в левобережной пойме в снежные периоды 1984 – 1998 гг. была зарегистрирована в центральной пойме по



Размещение участков самцов (А, Б) и самки (В) американской норки на о-ве Котлубань: ● – временные убежища, ▲ – следы мечения, + – рыбацкие проруби, ◆ – следы мышкования; даты соответствуют суточным ходам

берегам рек Дубяшки и Черные Воды, впадающих в Волгу – от 0.8 до 2.1 особи/100 га. Высока плотность хищника на о-ве Комаровая грива, по берегам Каюковской воложки и внутрипойменных озёр – в 1993 – 1997 гг. от 1.3 до 1.6 особи/100 га.

Наиболее подробные наблюдения за норкой были проведены на о-ве Котлубань, расположенном напротив с. Шумейка Энгельсского района (рисунок). В 1987 – 1998 гг. плотность норки на острове площадью в 3.3 км<sup>2</sup> менялась от 0.5 до 1.2 особи/100 га. На суточном ходе хищника выделялись временные убежища, где норка задерживалась от суток до трех

в зависимости от погоды. Отмечались следы мышкования и подходы к рыбацким прорубям, где норка подбирала со льда мелкую рыбу. При пересечении границ соседних участков зверьки метили свои следы мочевыми точками.

В середине 1990-х гг. здесь осуществлялось интенсивное строительство автодорожного моста, в настоящее время он эксплуатируется. Плотность хищника в последние пять лет составляет 0.3 особи/100 га. Следует отметить, что в окрестностях г. Энгельс норка обитает в условиях сильной антропогенной трансформации поймы. Несмотря на это, в пос. Лесной и на о-ве Сазанка, находящимися в городской черте, плотность норки составила 0.3 – 0.5 особи/100 га. На втором участке водохранилища зверек предпочитает селиться по невысоким берегам водоёмов центральной поймы, густо поросших лесом. Здесь в завалах и прикорневых пустотах он устраивает убежища или логова для размножения.

На третьем участке, расположенном в средней зоне водохранилища, возле с. Терновка Энгельского района, находится единственный сохранившийся участок левобережной поймы значительной площади, где плотность норки не превышает 0.6 особи/100 га. Правобережная территория южнее г. Саратова объединяет биотопы, нетипичные для американской норки. Их освоение хищником началось в середине 1990-х гг., и в настоящее время численность норки здесь одна из самых низких по региону. Общая площадь таких участков от г. Саратова до южных границ области не превышает 10 – 12 км<sup>2</sup>.

Все исследованные индивидуальные участки норок имели вид длинной ленты, вытянутой вдоль берега на 1.5 – 3.5 км с расширениями в устьях прибрежных оврагов и балок. Во время охотничьего поиска хищники делают постоянные и продолжительные заходы в прибрежные леса. Летом они могут иметь протяженность до 1 – 1.5 км; в начале зимы, когда снег еще неглубок, эти перемещения могут достигать 4 км. Площадь индивидуального участка самцов норки ( $n = 22$ ) колеблется от 50 до 100 га и составляет  $75.5 \pm 10.2$  га. Средний размер индивидуального участка самок ( $n = 35$ ) немного меньше –  $51.3 \pm 8.9$  га. Такие крупные участки американской норки нетипичны для других частей ареала. Вероятно, это связано с дефицитом кормовых ресурсов в летний сезон, когда кормящие самки вынуждены тратить больше времени на поиск пищи, и длина суточного хода у них лишь немногим уступает суточным перемещениям самцов. Территории индивидуальных участков, как правило, включают от 1 до 3 небольших прудов в оврагах или балках. Несмотря на высокую степень антропогенного беспокойства (здесь часто организуют палаточные лагеря рыбаки или отдыхающие), животные проводят на них большую часть времени, там же располагаются их постоянные убежища. Особенно важны эти водоёмы для самок в период выкармливания детенышей, поскольку обитающие в них амфибии и различные виды рыб являются стабильным источником пищи. Границы участков животных одного пола никогда не располагаются у самого пруда, а проходят по буферной береговой зоне между двумя водоёмами, либо по сухой балке. Кроме этого, на берегах прудов наблюдается максимальная маркировочная активность норок; именно здесь устраиваются латрины, действующие большую часть года. У прудов часто встречаются сушилки в сухом песке или трухлявых пнях.

Убежища ( $n = 89$ ) норки чаще всего устраивают в расщелинах твердой береговой породы (36%), пустотах и водомоинах (22%), норах ондатры (20%). Реже убежища расположены в полостях между корнями (12%) или в дуплах упавших деревьев (10%). Обычно на каждом участке хищника имеется одна основная нора и 3 – 6 запасных убежища. Их использование заметно отличается по сезонам. Самки в конце зимы занимают выводковую нору и держатся возле нее до распада выводков (август – сентябрь). Запасные убежища в это время практически не используются, отдыхает хищник в одной и той же норе. Самцы после периода гона довольно активно передвигаются по участку и постоянное убежище у них выявить сложно. Обычно в этот период года на индивидуальном участке действуют два-три места для отдыха, которые норка использует примерно с равной интенсивностью. С конца осени и до середины весны и самцы и самки используют практически идентичную стратегию передвижения по участку. Они либо кочуют, нередко выходя за его пределы и используя любые временные убежища, либо на какое-то время задерживаются возле мест концентрации кормовых ресурсов. В это время они могут организовывать убежища в непосредственной близости от места добычи пищи и использовать их до полутора месяцев. Как правило, в такой ситуации передвижение хищника по участку ограничено и вблизи убежища зверек устраивает временные уборные (латрины).

*Питание.* На территории Волгоградского водохранилища, как и на большей части своего ареала, американская норка проявляет себя как типичный генералист. Ее рацион включает в себя большинство доступных кормов как животного, так и растительного происхождения. Сезонные изменения в диете американской норки представлены в табл. 1, 2.

**Таблица 1**

Сезонный состав кормов американской норки в правобережных экосистемах  
в период 1983 – 2012 гг.

Вид корма	Зима ( $n = 158$ )		Весна ( $n = 71$ )		Лето ( $n = 143$ )		Осень ( $n = 200$ )	
	RFO	BIO	RFO	BIO	RFO	BIO	RFO	BIO
Растения	1.6	2.9	4.8	4.4	13.2	3.5	7.9	4.9
Насекомые	1.9	0.4	12.4	3.0	19.3	6.5	13.1	2.5
Моллюски	1.9	0.3	–	–	10.4	3.7	4.1	1.8
Рыба	20.9	19.8	7.4	12.9	15.7	24.9	18.1	20.2
Амфибии	27.8	39.1	24.3	51.7	10.3	18.3	14.7	23.2
Рептилии	–	–	2.2	2.0	3.5	6.2	5.0	7.9
Птицы	4.1	6.7	4.5	3.6	4.4	11.9	6.0	16.9
Млекопитающие	35.1	28.7	38.2	34.6	20.7	42.7	23.1	20.6
Падаль	4.7	1.6	3.4	2.6	1.3	0.8	5.0	1.7
Прочее	2.0	0.5	2.8	0.4	1.2	1.1	3.0	0.3

Зимой в правобережных экосистемах основными объектами питания хищника являются амфибии, рыба, мышевидные грызуны и падаль. Среди амфибий преобладает озёрная лягушка (*Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771)) (BIO = 29.8%;  $U = 70.5$ ,  $p = 0.03$ ) – фоновый вид околородных биотопов (Шляхтин и др., 2005, 2014). Еще

одним важным компонентом питания норки в зимний сезон служит рыба (БИО = 19.8%;  $U = 66$ ,  $p = 0.04$ ). Подобные показатели характерны также для территории Северо-Запада России (Данилов, Туманов, 1976 б) и Республики Беларусь (Sidorovich, 2001; Polozov et al., 2010). Озёрных лягушек норка добывает из зимовальных ям, а рыбу ловит на промоинах и в рыбацких прорубях. Мышевидные грызуны являются вторым по важности зимним компонентом питания норки (БИО = 28.7%;  $U = 70.5$ ,  $p = 0.03$ ). Преобладают массовые виды, в изучаемом местообитании это обыкновенная полёвка (*Microtus arvalis* Pallas, 1778) и малая лесная мышь (*Sylvaemus uralensis* Pallas, 1811).

**Таблица 2**

Сезонный состав кормов американской норки на пойменных островах в период 1983 – 2012 гг.

Вид корма	Зима		Весна		Лето		Осень	
	RFO (n = 283)	БИО (n = 80)	RFO (n = 265)	БИО (n = 45)	RFO (n = 560)	БИО (n = 14)	RFO (n = 184)	БИО (n = 0)
Растения	12.3	2.3	4.8	2.2	14.9	3.4	17.1	–
Насекомые	1.5	–	14.1	1.3	9.6	1.5	9.9	–
Моллюски	–	–	5.2	0.9	8.3	5.2	4.3	–
Рыба	26.8	19.2	23.5	5.6	21.1	39.1	26.2	–
Амфибии	25.2	42.5	25.3	50.2	14.7	17.1	20.4	–
Рептилии	–	–	4.2	5.6	3.3	–	–	–
Птицы	3.1	2.8	15.2	4.3	7.8	12.5	5.4	–
Млекопитающие	32.4	27.8	36.3	27.1	31.5	18.8	28.6	–
Падаль	9.6	3.5	8.5	3.0	5.3	2.4	9.2	–
Прочее	12.2	1.4	13.0	–	6.2	–	6.5	–

В питании норки на пойменных островах в снежный период имеются некоторые особенности. Роль амфибий в рационе хищника здесь несколько выше (БИО = 42.5%;  $U = 76$ ,  $p = 0.02$ ). Мышевидные грызуны ( $U = 32$ ,  $p = 0.05$ ) добываются в том же объеме, но вместо обыкновенной полёвки (*M. arvalis*), которая на островах очень редка, норка охотится на рыжую полёвку (*Myodes glareolus* (Schreber, 1780)) и малую лесную мышь (*S. uralensis*). Значимость рыбы практически идентична таковой на правом берегу ( $U = 28$ ,  $p = 0.02$ ). Следует отметить, что доступность этого вида корма для хищника на островах выше и список поедаемых видов рыб разнообразнее. Так, норка, в отличие от первого местообитания, где в пище преобладает судак (*Sander lucioperca* Linnaeus, 1758), поедает мелкого окуня (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758), плотву (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758), густеру (*Blicca bjoerkna* Linnaeus, 1758). Было замечено, что хищник посещает проруби с поставленными сетями и охотно употребляет в пищу мелкую, нетоварную рыбу, которая после очистки орудий лова остается на льду. В разные годы в качестве дополнительных кормов в питании хищника были отмечены плоды тёрна (*Prunus spinosa* Linnaeus, 1759) и шиповника (*Rosa cinnamomea* Linnaeus, 1753), большие синицы (*Parus major* Linnaeus, 1758), отловленные на ночевках в тростниках, падаль.

В весеннее время в правобережных местообитаниях в рационе возрастает доля амфибий (БИО = 39.3%;  $U = 124$ ,  $p = 0.02$ ) и они вместе с млекопитающими

(БИО = 34.6%;  $U = 132$ ,  $p = 0.006$ ) составляют основу питания хищника. Видовой состав кормов практически не изменяется, норка продолжает охотиться на озёрных лягушек (*P. ridibundus*), обыкновенную полёвку (*M. arvalis*) и малую лесную мышь (*S. uralensis*). Закономерно снижается доля рыбы. Весной норка продолжает собирать падаль, охотится на воробьиных птиц. В рационе появляются беспозвоночные и растительные корма, но последние, скорее всего, являются случайными включениями и попадают в экскременты как содержимое желудков жертв.

В питании хищников, обитающих на пойменных островах, основным кормом также служат амфибии (БИО = 50.2%;  $U = 68$ ,  $p = 0.02$ ) и мышевидные грызуны (БИО = 31.3%;  $U = 31$ ,  $p = 0.05$ ). В начале весны норка продолжает добывать озёрных лягушек (*P. ridibundus*) из зимовальных ям, а с середины апреля ловит амфибий, идущих на нерест. Основной добычей хищника среди мелких грызунов остается малая лесная мышь (*S. uralensis*). Весенний паводок значительно сокращает площадь доступной для нее территории и мыши концентрируются на самых высоких, незатапливаемых гривах (Шляхтин и др., 2009). Именно там охотится на них норка. Птицы в рационе хищника относятся к различным экологическим группам, что обусловлено охотой норки в разнообразных местообитаниях. Так, весной, в период гнездования, в питании встречаются кряква (*Anas platyrhynchos* Linnaeus, 1758), лесной конёк (*Anthus trivialis* Linnaeus, 1758), обыкновенная овсянка (*Emberiza citrinella* Linnaeus, 1758). Наземногнездящихся птиц норка добывает во время паводка, который в условиях Волгоградского водохранилища продолжается две – три недели мая и приводит к гибели многих кладок или выводков. На песчаных отмелях, где гнездятся колониями речные крачки (*Sterna hirundo* Linnaeus, 1758), хищник разоряет гнезда и в его экскрементах встречается скорлупа яиц. Регулярно норка поедает падаль копытных. Доля рыбы снижается, но остается статистически значимой ( $U = 27$ ,  $p = 0.02$ ). В периоды нереста плотвы (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758), краснопёрки (*Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758), голавля (*Squalius cephalus* Linnaeus, 1758) норка интенсивно на них охотится.

Основным летним кормом норки являются млекопитающие (БИО = 42.7%;  $U = 155$ ,  $p = 0.03$ ), среди которых наибольшее значение имеют мышевидные грызуны. В правобережных экосистемах водохранилища в питании хищника преобладают массовые виды: обыкновенная полёвка (*M. arvalis*) и малая лесная мышь (*S. uralensis*). В пойме состав этой группы кормов разнообразнее. Например, на левобережных островах велика доля малой лесной мыши (*S. uralensis*), а в отдельные годы увеличивается процент встречаемости рыжей полёвки (*M. glareolus*). К особенностям питания норки следует отнести наличие в ее рационе полёвки-экономки (*Microtus oeconomus* Pallas, 1776), которая изредка встречается на отдельных островах. На правобережных участках поймы, занятых дубравами, малая лесная мышь (*S. uralensis*) замещается на желтогорлую (*Sylvaemus flavicollis* Melchior, 1834) (Беляченко и др., 1996), что находит отражение и в питании хищника.

В летние месяцы норка ловит рыбу существенно чаще, чем в весеннее время. В основном это плотва (*R. rutilus*), верховка (*Leucaspis delineatus* Heckel, 1843), окунь (*P. fluviatilis*), встречаются судак (*S. lucioperca*) и сельдь (*Clupea* sp. Linnaeus, 1758) (БИО = 24.9%;  $U = 72.5$ ,  $p = 0.03$ ). Значение амфибий в питании снижа-

ется (БИО = 18.3%;  $U = 47.5$ ,  $p = 0.04$ ), хотя они по-прежнему составляют значительную часть рациона. Приведенные факты хорошо согласуются с исследованиями в других регионах: в летний период для американской норки наиболее значимы рыба и земноводные, особенно заметно это выражено во влажный период по сравнению с сухим (Sidorovich, 2001; Polozov et al., 2010).

Летом в питании хищника повышается массовая доля насекомых (прибрежная зона –  $U = 47.5$ ,  $p = 0.04$ ; острова –  $U = 35$ ,  $p = 0.04$ ) и растительных кормов ввиду их широкого распространения. Следует отметить, что показатель БИО для этих объектов находится на довольно низком уровне, что свидетельствует об их малой энергетической ценности. По мнению Д. В. Терновского (1977), на севере России насекомые играют значительную роль в питании норки. Аналогичные данные известны с Южного Урала, где насекомые являются важным компонентом питания наряду с мышевидными грызунами, амфибиями и рыбой (Киселёва, 2010). Возможно, это связано с тем, что в перечисленных работах авторы использовали для сравнения рациона только показатель встречаемости кормов, а биомассу не рассчитывали. Моллюски отмечаются в питании довольно часто, но большой энергетической ценности не имеют. Возможно, часть обломков раковин попадает в экскременты норки из желудков рыб. На правом берегу заметно возрастает доля рептилий, которые могут выступать в качестве замещающего корма в случае дефицита основных. Здесь по устьям оврагов, выходящих на берег реки, норка ловит прыткую ящерицу (*Lacerta agilis* Linnaeus, 1758). Севернее г. Саратова, в правобережной пойме, рептилии представлены молодью обыкновенного (*Natrix natrix* Linnaeus, 1758) и водяного ужей (*Natrix tessellata* Laurenti, 1768).

Таким образом, летний сезон характеризуется расширением спектра кормов и частичным переключением на дополнительные объекты питания. Особенно заметна динамика состава кормовых ресурсов в меняющихся климатических условиях отдельных лет. Засушливые летние месяцы 2010 – 2012 гг. заметно повлияли на кормовую базу норки в правобережных экосистемах Волгоградского водохранилища: в рационе хищника возрастает роль замещающих компонентов (Савонин, Филиппечев, 2012).

Осеннее питание норки подробно исследовано только в правобережных экосистемах водохранилища. На пойменных островах рассчитывалась лишь встречаемость отдельных видов корма, а процентная доля биомассы не определялась. В это время в рационе хищника снова увеличивается доля амфибий (БИО = 23.2%;  $U = 79$ ,  $p = 0.04$ ), а относительная значимость рыбы и млекопитающих немного уменьшается (БИО = 20.2%;  $U = 127.5$ ,  $p = 0.01$ ; БИО = 20.6%;  $U = 117.5$ ,  $p = 0.04$  соответственно). Мелкие воробьиные птицы и рептилии остаются важными замещающими компонентами рациона. Происходит закономерное уменьшение роли растительных кормов и беспозвоночных, рассчитанных по их биомассе. На островах в питании норки возрастает встречаемость мышевидных грызунов и рыбы.

На протяжении всего теплого сезона года трофическая ниша американской норки в прибрежной зоне широка (значение индекса Левинса изменяется от 3.2 до 8.1), достигая своего максимума в летний сезон ( $B = 8.1$ ;  $BS = 0.71$ ). Зимой доля отдельных компонентов в питании норки заметно возрастает, и трофическая ниша

наиболее узка ( $B = 5.4$ ;  $BS = 0.49$ ). Подобная тенденция наблюдается и на островах. В теплый сезон (весна) трофическая ниша довольно широка ( $B = 6.5$ ;  $BS = 0.61$ ), зимой ситуация обратная ( $B = 5.3$ ;  $BS = 0.43$ ). Состав кормов и доля их участия в питании хищника зависит от степени перекрытия трофических ниш. Больше всего это заметно в прибрежной зоне, где при сравнении весеннего и летнего сезонов этот показатель составил  $\alpha = 0.57$ , близко к этому значению летне-осенний сезон ( $\alpha = 0.44$ ). На островной зоне этот показатель приемлем при сравнении весеннего и летнего сезонов ( $\alpha = 0.5$ ). Сравнение остальных сезонов не показало существенного перекрытия ниш.

*Суточная и сезонная активность.* Суточная активность американской норки на территории севера Нижнего Поволжья и ее изменения в зависимости от сезонов года подробно рассматривались нами в предыдущих работах (Филиппечев, 2006, 2011). На территории региона этот хищник, в отличие от большинства других видов куньих, основное время при добывании корма проводит в водоёмах или вблизи них, поэтому его активность не так тесно связана со временем суток. В основном норка охотится в сумерках, но может покидать убежище в дневные и ночные часы. Наиболее активна весной и осенью; в летнее время, когда корма много и не надо тратить большого количества времени на его добывание, активность животного снижается. Дневные часы в основном проводит в норе или убежище. В зимнее время четко выражены две фазы активности. Первая, утренняя, начинается, когда мороз спадет, и продолжается примерно до полудня. В этот период норка охотится в основном в водоёмах. Вторая, вечерняя, фаза начинается вскоре после заката солнца и продолжается примерно до полуночи, совпадая со временем активности грызунов. В это время норка добывает корм по берегам водоёмов.

Следует отметить, что подобный тип активности характерен в основном для норок на средних и малых реках. На территории Волгоградского водохранилища подобная цикличность наблюдается только на островах, где условия обитания норки оптимальны. В прибрежной зоне, для которой характерен дефицит кормовых ресурсов, в определенные сезоны года пики активности сглажены, и хищник проводит в поисках корма заметно больше времени. В летний период в пойме р. Медведицы американская норка очень редко покидала свое убежище раньше 21 ч. В окрестностях с. Белогорское начало вечерней активности смещалось на 18<sup>30</sup> – 19 ч и хищник находился вне убежища на 2 – 3 ч дольше. Такое увеличение времени активности можно объяснить использованием в период летней засухи нетипичных низкокалорийных кормов (насекомые, рептилии, ягоды). Норке приходится или адаптироваться под суточные ритмы добываемых животных, или проводить больше времени за сбором растительной пищи.

Подобная картина наблюдалась и в зимнее время, когда из-за длительных суточных перемещений к источнику пищи американская норка была вынуждена охотиться большую часть светлого времени суток. В поймах малых и средних рек, а также на островах водохранилища вторую половину дня она обычно проводит в укрытии. В некоторых случаях, когда хищник посещал поляны на расстоянии 1 – 2 км от убежища, он переходил на ночную активность. К месту охоты норка перемещалась в вечерних сумерках, а назад возвращалась перед рассветом, и весь день проводила в убежище.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В пойме и правобережных экосистемах Волгоградского водохранилища участки обитания норки отличаются размерами: на островах, в условиях ограниченного пространства суши, участки самцов и самок сравнительно небольшие ( $32.4 \pm 7.5$  и  $23.5 \pm 6.2$  га соответственно), а в правобережной зоне норки вынуждены осваивать большую территорию. Здесь также сглаживаются обычные для этого вида половые различия в размерах индивидуального участка: самки занимают сходную по площади территорию с самцами ( $51.3 \pm 8.9$  и  $75.5 \pm 10.2$  га соответственно) и имеют сопоставимую с ними протяженность суточного хода.

Во все сезоны года основу рациона норки составляют три группы кормов: мышевидные грызуны (26.7% ВЮ), рыба (20.2% ВЮ) и амфибии (34.6% ВЮ). В качестве дополнительных компонентов рациона выступают насекомые, птицы и растительные корма, которые встречаются в основном в бесснежные периоды. Выявленное распределение кормов оказалось типичным для норки, являющейся хищником-генералистом на большей части ареала. В зависимости от влияния различных факторов среды состав питания может сильно варьировать. Переклечение на дополнительные корма в отдельные сезоны года связано в первую очередь с доступностью и численностью конкретных объектов питания.

Суточная активность американской норки незначительно отличается от таковой в других частях ареала. На пойменных островах хищник наиболее деятелен весной и осенью, летом активность снижается, а зимой в суточном ритме четко выделяются два пика – утренний (38% встреч) и вечерний (42% встреч). В правобережных экосистемах из-за дефицита кормов в некоторые сезоны года американская норка больше времени проводит в поисках пищи, совершает длительные суточные переходы и пики активности сглажены.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аристов А. А., Барышников Г. Ф.* Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий. СПб. : Изд-во С.-Петербург. гос. ун-та, 2001. 560 с.
- Беляченко А. В., Филиппчев А. О.* Современное распространение и экология европейской норки (*Mustela lutreola* L.) на севере Нижнего Поволжья // Изв. Саратов. ун-та. Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. 2011. Т. 11, № 1. С. 70 – 79.
- Беляченко А. В., Пискунов В. В., Сонин К. А.* Редкие виды млекопитающих поймы Волгоградского водохранилища // Фауна Саратовской области. Проблемы сохранения редких и исчезающих видов. Саратов : Изд-во ГосУНЦ «Колледж». 1996. Т. 1, № 1. С. 63 – 77.
- Беляченко А. В., Филиппчев А. О., Савонин А. А.* Многолетняя динамика амфибионтных позвоночных в питании американской норки (*Neovison vison* Schreber, 1777) как показатель влияния Волгоградского водохранилища на прибрежные экосистемы // Современная герпетология. 2014. Т. 14, вып. 3/4. С. 87 – 92.
- Данилов П. И., Туманов И. Л.* Куны Северо-Запада СССР. Л. : Наука. Ленингр. отделение, 1976 а. 256 с.
- Данилов П. И., Туманов И. Л.* Экология европейской и американской норки на Северо-Западе СССР // Экология птиц и млекопитающих Северо-Запада СССР. Петрозаводск : Изд-во Карельск. филиала АН СССР, 1976 б. С. 118 – 143.
- Данилов П. И.* Новые виды млекопитающих на Европейском Севере России. Петрозаводск : Изд-во Карельск. науч. центра РАН, 2009. 308 с.

Киселёва Н. В. Трофические и пространственные взаимоотношения лесной куницы (*Martes martes*) и американской норки (*Neovison vison*) на горных реках Южного Урала // Зоол. журн. 2011. Т. 90, № 12. С. 1502 – 1508.

Лакин Г. Ф. Биометрия. Издание четвертое. М. : Высш. шк., 1990. 350 с.

Новиков Г. А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных. М. ; Л. : Изд-во АН СССР, 1953. 499 с.

Савонин А. А., Филиппечев А. О. Особенности питания, основные и замещающие корма в рационе американской норки (*Neovison vison* Schreber, 1777) на территории Приволжских венцов // Изв. Сарат. ун-та. Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. 2012. Т. 12, № 4. С. 81 – 85.

Савонин А. А., Филиппечев А. О. Особенности летнего питания американской норки (*Neovison vison* Schreber, 1777) на водоемах различного типа // Экологический сборник 4 : тр. Всерос. науч. конф. с междунар. участием. Тольятти : Кассандра, 2013. С. 154 – 158.

Сидорович В. Е. Куницы в Беларуси. Эволюция, биология, демография и биоэкологические связи. Минск : Золотой улей, 1997. 279 с.

Терновский Д. В. Биология и акклиматизация американской норки на Алтае. Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1977. 138 с.

Терновский Д. В., Терновская Ю. Г. Экология куницеобразных. Новосибирск : Наука. Сиб. изд. фирма, 1994. 223 с.

Туманов И. Л., Смелов В. А. Кормовые связи куниц на северо-западе РСФСР // Зоол. журн. 1980. Т. 59, № 10. С. 1536 – 1544.

Туманов И. Л. Биологические особенности хищных млекопитающих России. СПб. : Наука, 2003. 448 с.

Филиппечев А. О., Беляченко А. В. Особенности трофических и пространственных взаимоотношений европейской норки (*Mustela lutreola* L., 1758) и других околородных куниц // Охрана растительного и животного мира Поволжья и сопредельных территорий : материалы Всерос. науч. конф. Пенза, 2003. С. 306 – 309.

Филиппечев А. О. Эколого-фаунистическая характеристика хищных млекопитающих семейства Куницы (Carnivora, Mustelidae) севера Нижнего Поволжья : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 2006. 18 с.

Филиппечев А. О. Изменение суточной активности околородных куниц в разные сезоны года // Териофауна России и сопредельных территорий : тез. междунар. совещ. (IX Съезд Териологического о-ва при РАН). М. : Т-во науч. изд. КМК, 2011. С. 500.

Филиппечев А. О. Размеры индивидуальных участков и особенности используемых убежищ некоторых видов куниц (Carnivora, Mustelidae) на севере Нижнего Поволжья // Изв. Сарат. ун-та. Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. 2012. Т. 12, № 4. С. 39 – 44.

Филиппечев А. О., Беляченко А. В., Захаров К. С. Особенности пространственного распределения некоторых видов куниц (Carnivora, Mustelidae) на севере Нижнего Поволжья // Изв. Сарат. ун-та. Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. 2010. Т. 10, № 1. С. 24 – 38.

Шляхтин Г. В., Табачишин В. Г., Завьялов Е. В., Табачишина И. Е. Животный мир Саратовской области : учеб. пособие. Кн. 4. Амфибии и рептилии. Саратов : Изд-во Сарат. ун-та, 2005. 116 с.

Шляхтин Г. В., Ильин В. Ю., Опарин М. Л., Беляченко А. В., Быстракова Н. В., Ермаков О. А., Завьялов Е. В., Захаров К. С., Кайбелева Э. И., Кошкин В. А., Курмаева Н. М., Лукьянов С. Б., Мосолова Е. Ю., Опарина О. С., Семихатова С. Н., Смирнов Д. Г., Сонин К. С., Табачишин В. Г., Титов В. С., Филиппечев А. О., Хучраев С. О., Якушев Н. Н. Млекопитающие севера Нижнего Поволжья. Кн. 1. Состав териофауны. Саратов : Изд-во Сарат. ун-та, 2009. 248 с.

Шляхтин Г. В., Беляченко А. В., Мосолова Е. Ю., Табачишин В. Г. Биологическая структура и динамика водно-наземных экотонів верхней зоны Волгоградского водохранилища // Поволж. экол. журн. 2014. № 1. С. 74 – 81.

*Brzezinski M., Marzec M.* Correction factors used for estimating prey biomass in the diet of american mink // *Acta Theriologica*. 2003. Vol. 48, № 2. P. 247 – 254.

*Fisher C., Ferrari N., Weber J.* Exploitation of food resource in the Swiss Jura Mountain // *J. Zool.* 2005. Vol. 266, № 2. P. 121 – 131.

*Fischer D., Pavlůvčik P., Sedláček F., Šálek M.* Predation of the alien American mink, *Mustela vison* on native crayfish in middle-sized streams in central and western Bohemia // *Folia Zool.* 2009. Vol. 58, № 1. P. 45 – 56.

*Jedrzejewska B., Sidorovich V. E., Pikulik M. M., Jedrzejewski W.* Feeding habits of the otter and the American mink in the Bialowieza Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations // *Ecography*. 2001. Vol. 24, № 2. P. 165 – 180.

*Lockie J.* The food of the pine marten *Martes martes* in west ross shire Scotland // *J. of Zoological Society of London*. 2001. Vol. 53. P. 187 – 195.

*Macdonald D., Harrington L.* The American mink : the triumph and tragedy of adaptation out of context // *New Zealand J. of Zoology*. 2003. Vol. 30. P. 421 – 441.

*Polozov A. G., Zalewski A., Sidorovich V. E.* Food niche variation of European and American mink during the American mink invasion in north-eastern Belarus // *Biol. Invasions*. 2010. Vol. 12. P. 2207 – 2217.

*Skierczynski M., Wisniewska A.* Trophic niche comparison of American mink and Eurasian otter under different winter conditions // *Mammalian Biology*. 2010. Vol. 74. P. 433 – 437.

*Sidorovich V.* Study on the decline in the European mink *Mustela lutreola* population in connection with the American mink expansion in Belarus : story of the study, review of the results and research priorities // *Saugetierkundliche Informationen*. 2001. Vol. 5, № 25. P. 133 – 154.

*Valenzuela A., Rey A. R., Fasola L.* Trophic ecology of a top predator colonizing the southern extreme of South America : Feeding habits of invasive American mink (*Neovison vison*) in Tierra del Fuego // *Mammalian Biology*. 2013. Vol. 78. P. 104 – 110.

## КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

УДК 599.735.34:591.322(571)

### СОЦИАЛЬНАЯ СТРУКТУРА СИБИРСКОЙ КОСУЛИ – *CAPREOLUS PYGARGUS* PALL., 1771 (CERVIDAE, MAMMALIA) НА СЕВЕРО-ВОСТОКЕ АРЕАЛА

А. В. Аргунов

*Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН  
Россия, 677007, Якутск, просп. Ленина, 41  
E-mail: argal2@yandex.ru*

Поступила в редакцию 10.03.14 г.

**Социальная структура сибирской косули – *Capreolus pygargus* Pall., 1771 (Cervidae, Mammalia) на северо-востоке ареала.** – Аргунов А. В. – Исследован состав групп популяции сибирской косули, обитающей на северной границе видового ареала. Выявлен половой и возрастной контингент в группах. Приводится сезонная специфика и динамика изменения социальной структуры вида в данном регионе. Показано, что величина групп якутских косуль в целом сходны с показателями стадности в других популяциях вида. В этом проявляется единоеобразие социальной организации популяций данного вида на всем протяжении ареала.

*Ключевые слова:* самки, самцы, телята, группы, показатель стадности.

**Social structure of the Siberian roe deer – *Capreolus pygargus* Pall., 1771 (Cervidae, Mammalia) in the north-east of its habitat.** – Argunov A. V. – The composition of groups of the Siberian roe deer population inhabiting the northern limit of its habitat was investigated. The sex-age pattern was identified in the groups. Seasonal specific features and the dynamics of changes in the social structure of the species in this region are given. The size of groups of the Yakut roe deer is shown to be similar, in general, to the indices of flocking in other populations of the species. This indicates the uniformity of the social organization of this species population over the whole range.

*Key words:* females, males, calves, groups, index of flocking.

Благодаря своей экологической пластичности сибирская косуля обитает в разных эколого-географических районах Сибири и Дальнего Востока. На территории Якутии ареал вида к северу доходит до 63° с.ш. и здесь проходит ее крайняя северо-восточная граница распространения в Азии. К экстремальным природно-климатическим условиям Якутии косуля приспособилась лишь благодаря существованию центрально-якутского анклава лесо-лугово-степных ландшафтов, благоприятных для обитания вида (Аргунов, 2013). Вне этих природных комплексов Центральной Якутии, включая Приленское плато и Южную Якутию, покрытых сплошными лесами, косуля малочисленна.

Социальная организация центрально-якутской популяции косули изучена недостаточно. Наиболее полно она охарактеризована О. В. Егоровым (1965) по результатам исследований в 1950 – 1960 гг. В более поздних публикациях освещаются в основном распространение и численность косули (Попов, 1963; Ревин, 1989;

Кривошапкин, Кириллин, 2006; Кривошапкин, Аргунов, 2013), структурно-популяционные особенности популяции затрагиваются мало (Седалищев, 2002; Аргунов, Сафронов, 2013).

Целью данной работы является изучение структуры популяции косули на основе семейно-групповых формирований в Центральной Якутии в связи с изменениями природно-климатических и антропогенных факторов, происходящих в настоящее время.

Сбор материала проводился в 1998 – 2011 гг. в разных пунктах Центральной Якутии. Общая протяженность наземных маршрутов составила около 6 тыс. км. Пол и возраст животных определяли по внешним признакам при встречах в природе (Смирнов, 1979, 2000). Всего зарегистрировано 705 косуль, половозрастная принадлежность установлена у 658 особей.

Социальная организация популяции косули в Центральной Якутии имела характерные для вида черты (Данилкин, 1999). Основу ее составляли семейные группы, состоящие из самки с приплодом. Летом семьи косуль держались по отдельности, их объединение с другими группами до периода гона не наблюдалось. Взрослые самцы вели преимущественно одиночный образ жизни. Реже отмечались одиночные самки, не имевшие телят. При этом их количество могло быть завышено за счет отелившихся самок, часто покидающих в это время затаившихся на лежке детенышей. Их совместные перемещения начинались обычно с первой декады августа.

Стадный образ жизни у косуль начинался со второй половины сентября, после окончания гона. В самом начале осени семейные группы представляли самок с телятами, позже – с конца октября – начала ноября – к ним присоединялись особи различного пола и возраста. Обычно к самкам с телятами присоединялись самки, не принимавшие участия в размножении. Меньше тяготели к объединению самцы, которые и зимой жили в основном поодиночке. Одиночные самки встречались реже, а телята, оставшиеся без матерей, – единично. Нередко они отходили от самок во время гона, будучи отогнанными самцами.

Распад образовавшихся зимой стад происходил в течение весны и завершался обычно со сходом снега – в середине и конце мая.

Из общего числа зарегистрированных на протяжении года одиночных особей на долю взрослых самцов приходилось 75.4%, самок – 20.4, телят – 4.2% ( $n = 171$ ).

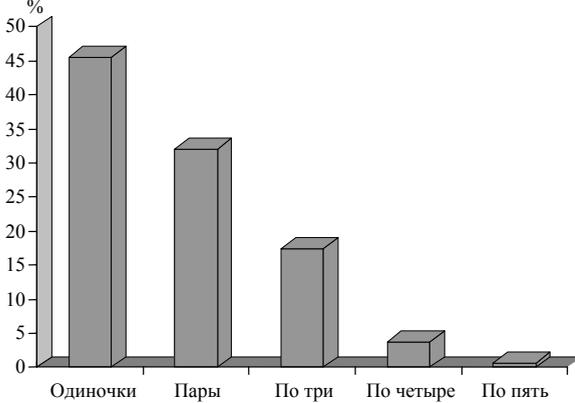
Пары состояли в основном из самок с телятами, редко – из молодняка одного или разного пола. Иногда их образовывали взрослые самец и самка, а также пара самцов, состоящие из двух взрослых самцов или взрослого и однолетнего самцов. При потере матерей в пары могут объединяться телята. Всего в парах отмечено самцов 25.6%, самок – 39.8, телят – 34.6% ( $n = 234$ ).

Группы из трех особей составляли главным образом самки с двумя телятами, а в некоторых случаях – самка с теленком и взрослый самец. Иногда к самке с теленком прибывался молодняк разного пола. В группах из трех особей самцы занимали 8.2%, самки – 32.7, телята – 59.1% ( $n = 186$ ).

Группу из четырех особей обычно составляли самки с тремя телятами. Встречи самцов в таких группах довольно редки. Их доля в рассматриваемых группах ( $n = 52$ ) составляла 3.8%, самок – 27.0 и телят – 69.2%.

В трех наблюдавшихся группах из пяти косуль половозрастной состав определен только в одной. Она включала 1 взрослого самца, 2 самок и 2 телят.

В годовом обороте стадности, установленном по многолетним данным, одиночные животные составляли 45.5%, пары – 32.1, группы из трех особей – 17.4, четырех – 3.8, пяти – 0.7% (рисунок). В 1960-х гг. встречаемость пар животных составляла 31.6%, а групп из трех животных – 24.4% (Егоров, 1965). Частота встреч пар за прошедшие полвека осталась неизменной, а группы из трех особей стали встречаться реже.



Индекс стадности косули всегда повышался в снежные периоды и уменьшался в бесснежный. Во время массовых миграций косуль на Лено-Амгинском междуречье в 2004 и 2006 г. их группы значительно увеличились (Кривошапкин, Аргунов, 2013). Наибольшее число особей в группах составляло 30 – 40 экз., в среднем они состояли из 5 – 10 особей. Наблюдавшиеся при миграции временные скопления косуль относятся к исключительным явлениям и в данные расчета стадности они не включены.

Встречаемость одиночных особей и разных по величине групп косули в Центральной Якутии в 1998 – 2011 гг. ( $n = 389$ )

Показатель стадности косули изменялся в разные годы в зависимости от плотности и численности животных (таблица). Среднегодовой показатель стадности составлял  $1.9 \pm 0.1$  экз., что меньше, чем в 1960-х гг., когда он был равным 2.95 экз. (Егоров, 1965).

Стадность косули в Центральной Якутии в 1998 – 2011 гг.

Годы	Количество косуль, встреченных поодиночке и в группах					Всего встречено		Показатель стадности
	Одиночки	По две	По три	По четыре	По пять	Групп	Особей	
1998 – 2001	97	50	25	2	–	174	280	1.6
2002 – 2003	29	16	5	3	–	53	87	1.6
2004	18	33	9	4	–	64	127	1.9
2005	14	9	15	1	–	39	81	2.0
2006	6	4	–	–	–	10	14	1.4
2007	2	4	3	–	–	9	19	2.1
2008 – 2009	6	6	5	3	1	21	50	2.3
2011	5	3	6	2	2	19	47	2.4
Всего	177	125	68	15	3	389	705	$1.9 \pm 0.1$

Величина стадности в других популяциях сибирской косули в целом сходна с таковой у центрально-якутских косуль. В бесснежный период группы косуль, как

## СОЦИАЛЬНАЯ СТРУКТУРА СИБИРСКОЙ КОСУЛИ

правило, меньше, чем зимой. В Западном Забайкалье среднегодовой показатель стадности составлял 1.7 экз. (Смирнов, 1978), на Южном Урале – 2.2 (Соколов, Данилкин, 1981), на Алтае – 2 – 2.5 (Шутов, 1989; Дорофеев и др., 1990), в Казахстане – 2.4 (Слудский и др., 1984), в Амурской области – 2.3 (Данилкин и др., 1995), в Хинганском заповеднике – 2.1 (Дарман, 1990).

При высоком снежном покрове наблюдалось увеличение плотности населения косули в наиболее кормных угодьях, но объединения разных групп в более крупные не наблюдалось. Они продолжали держаться обособлено одна от другой. В условиях Якутии укрупнения их групп при выпадении относительно большого количества снега не происходило, в отличие от более глубокоснежных областей (Тимофеева, 1985). В некоторых районах наблюдался противоположный процесс – уменьшение стадности в многоснежные зимы. В Курганской области в 1996 – 1998 гг. при максимальной высоте снежного покрова (в среднем 56 – 59 см) величина групп была небольшой (2.65 – 3.12), при минимальной (30 – 35 см) она возрастала (3.3 – 16.0) (Данилкин, 1999).

Основу формирований косули в Центральной Якутии образуют семейные группы, состоящие из самок с приплодом. Социальная структура косули изменяется по сезонам – с одиночного и семейного образа жизни летом, на одиночный и семейно-групповой в зимний период. Среди одиночных особей преобладают самцы (75.4%), в парах – самки (39.8%) и телята (34.6%), в группах из трех животных – самки (32.8%) и телята (59.1%). В группах по четыре и пять особей доля самцов незначительна, в основном они включают самок с потомством. В обычных условиях величина стадности популяции не превышает 4 – 5 особей. Среднегодовой индекс стадности составляет  $1.9 \pm 0.1$  и имеет сходные черты с другими популяциями вида. Это указывает на относительно небольшую географическую изменчивость стадности в ареале вида.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аргунов А. В. Формирование ареала и современное распространение сибирской косули (*Capreolus pygargus*, Cervidae) в Якутии // Зоол. журн. 2013. Т. 92, № 3. С. 346 – 352.
- Аргунов А. В., Сафронов В. М. Демографическая структура популяции сибирской косули (*Capreolus pygargus* Pal.) в Центральной Якутии // Экология. 2013. № 5. С. 361 – 367.
- Данилкин А. А. Оленьи (Cervidae). Млекопитающие России и сопредельных регионов. М. : Геос, 1999. 552 с.
- Данилкин А. А., Дарман Ю. А., Минаев А. Н., Семпер А. Социальная организация, поведение и экологические параметры мигрирующей популяции сибирской косули (*Capreolus pygargus* Pall.) // Изв. АН. Сер. биол. 1995. № 1. С. 48 – 61.
- Дарман Ю. А. Млекопитающие Хинганского заповедника / Амурск. компл. науч.-исслед. ин-т ДВО АН СССР. Благовещенск, 1990. 164 с.
- Дорофеев Ю. П., Кривошеев С. И., Шутов В. В., Шибанов В. В. Численность копытных животных Алтайского экспериментального хозяйства СО АН СССР // Ресурсы животного мира Сибири. Охотничье-промысловые звери и птицы. Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1990. С. 245 – 247.
- Езоров О. В. Дикие копытные Якутии. М. : Наука, 1965. 259 с.
- Кривошапкин А. А., Кириллин Е. В. Численность сибирской косули (*Capreolus pygargus* Pal.) в Центральной Якутии и факторы, определяющие ее динамику // Вестн. Якутск. гос. ун-та. 2006. Т. 3, № 2. С. 5 – 10.

*Кривошапкин А. А., Аргунов А. В.* Численность сибирской косули (*Capreolus pygargus* Pall., 1771) в Центральной Якутии // Амурск. зоол. журн. 2013. Т. 5, № 1. С. 97 – 104.

*Попов М. В.* Косуля в Якутии и меры по ее охране // Проблемы охраны природы Якутии : материалы Второго респ. совещ. по охране природы Якутии. Якутск : Якутск. кн. изд-во, 1963. С. 107 – 112.

*Ревин Ю. В.* Млекопитающие Южной Якутии. Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1989. 321 с.

*Седалищев В. Т.* К экологии сибирской косули (*Capreolus Capreolus* L.) Центральной Якутии // Особо охраняемые природные территории Алтайского края и сопредельных регионов : тактика сохранения видового разнообразия и генофонда : материалы V регион. науч.-практ. конф. Барнаул : Изд-во Алтайск. гос. ун-та, 2002. С. 156 – 160.

*Слудский А. А., Байдавлетов Р. Ж., Бекенов А., Жиряков В. А., Поле В. Б., Фадеев В. А., Федосенко А. К.* Млекопитающие Казахстана : в 4 т. Т. 3, ч. 4. Парнокопытные (Олени, Кабарговые, Свиные) и Непарнокопытные (Лошадиные). Алма-Ата : Наука КазССР, 1984. 232 с.

*Смирнов М. Н.* Косуля в Западном Забайкалье. Новосибирск : Наука. Сиб. отд-ние, 1978. 189 с

*Смирнов М. Н.* Как определить пол и возраст косули на расстоянии // Охота и охотничье хозяйство. 1979. № 1. С. 22 – 23.

*Смирнов М. Н.* Косуля в верховьях Енисея. Красноярск : Изд-во Краснояр. гос. ун-та, 2000. 154 с.

*Соколов В. Е., Данилкин А. А.* Сибирская косуля. Экологические аспекты поведения. М. : Наука, 1981. 143 с.

*Тимофеева Е. К.* Косуля. Л. : Изд-во ЛГУ, 1985. 224 с.

*Шутов В. В.* Закономерности сезонной динамики численности косули на Алтае // Экология, морфология, использование и охрана диких копытных : тез. Всесоюз. совещ. / Ин-т эволюционной морфологии и экологии животных им. А. Н. Северцова АН СССР М., 1989. Ч. 1. С. 159 – 160.

УДК [633.11:631.453](470.315)

## ФИТОТОКСИЧНОСТЬ СВИНЦА В ПРИСУТСТВИИ ГУМАТА

Т. А. Кирдей

*Ивановская государственная сельскохозяйственная академия*

*им. Д. К. Беляева*

*Россия, 153012, Иваново, Советская, 45*

*E-mail: t.a.kirdey@mail.ru*

Поступила в редакцию 14.10.13 г.

**Фитотоксичность свинца в присутствии гумата.** – Кирдей Т. А. – Изучено влияние гуминового препарата из торфа на устойчивость растений пшеницы (*Triticum aestivum* L.) к высоким концентрациям нитрата свинца (1 и 2 мМ/л) в условиях вегетационного опыта в водной культуре. Установлено, что гуминовый препарат из торфа ускоряет рост растений пшеницы в 1.5 – 1.8 раз. Обнаружено усиление фитотоксичности нитрата свинца в присутствии гумата. При этом содержание свинца в надземных органах растений увеличивается в 4.5 – 10 раз. Свойство гуминовых препаратов усиливать накопление свинца в надземных органах растений может быть использовано для фиторемедиации загрязненных почв.

*Ключевые слова:* тяжелые металлы, фитотоксичность, гуматы, гуминовые препараты.

**Lead phytotoxicity in the presence of humate.** – Kirdey T. A. – The influence of a humic peat preparation on wheat (*Triticum aestivum* L.) adaptation to high concentrations of lead nitrate (1 and 2 mmol/L) under vegetation experiment conditions in an aquatic culture was studied. Our humic peat preparation was found to accelerate the wheat plant growth by 1.5 – 1.8 times. An increased phytotoxicity of lead nitrate in the presence of the humate was found. The lead content in the plant overground organs increases by 4.5 – 10 times. The property of our humic preparation to increase lead accumulation in the plant overground organs can be used for the phytoremediation of contaminated soils.

*Key words:* heavy metals, phytotoxicity, humates, humic preparations.

Техногенное загрязнение окружающей среды нарушает сбалансированное, устойчивое существование экосистем, является мощным фактором разрушения биосферы. Тяжелые металлы образуют группу наиболее опасных загрязнителей. В результате антропогенной эмиссии металлов их концентрации в промышленных районах превышают фоновые в десятки раз, а около мощных источников выбросов могут увеличиваться в сотни и тысячи раз. Свинец – распространенный токсикант, содержание которого в верхних горизонтах почв может изменяться от 3 до 189 мг/кг, а средние значения по различным типам почв составляют 10 – 67 мг/кг (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Тяжелые металлы в повышенных концентрациях оказывают многостороннее влияние на обмен веществ и рост растений. Выяснение механизмов устойчивости растений к тяжелым металлам имеет приоритетное значение в изучении устойчивости экосистем. В настоящее время накоплен большой фактический материал по способности растений аккумулировать тяжелые металлы (Ильин, 1991; Серегин, Иванов, 2001 и др.). Исследования влияния гуминовых препаратов на фитотоксич-

ность тяжелых металлов единичны (Семенов, 2009; Будаева и др., 2005). В то же время хорошо известна протекторная функция гуминовых веществ – гуматы необратимо связывают тяжелые металлы и радионуклиды, образуя нерастворимые малоподвижные комплексы (Христева, 1977). Гуминовые вещества образуются в процессе гумификации – разложении растительных и животных остатков под действием микроорганизмов и абиотических факторов – и представляют собой сложную смесь макромолекул переменного состава и нерегулярного строения (Орлов, 1990; Перминова, 2008). Гуминовые кислоты плохо растворимы в воде и непосредственно в почве, торфе находятся в малоактивной форме. Физиологической активностью обладают водорастворимые соли гуминовых кислот – гуматы, которые получают при производстве гуминовых препаратов из торфа, сапропеля, бурого угля. Использование различных гуминовых препаратов может стать одним из способов восстановления нарушенных экосистем, снижения токсичности тяжелых металлов для живых организмов.

Цель работы – выяснить влияние гуминового препарата из торфа на процессы поглощения и накопления свинца растениями пшеницы.

Известно, что пшеница относится к растениям-исключателям токсичных ионов, т.е. корневая система эффективно регулирует их накопление в надземной части растений. Исследование влияния гуминового препарата из торфа (Способ получения, 2007) на устойчивость растений пшеницы *Triticum aestivum* L. (сорт Приокская) к высоким концентрациям нитрата свинца проводили в условиях вегетационного опыта в водной культуре в камере искусственного климата. Растения выращивали на питательной смеси Хогланда (Hoagland, Arnon, 1950). В опытных вариантах в питательную смесь добавляли нитрат свинца в концентрациях 1 и 2 мМ/л, гуминовый препарат – в концентрации 0.005% в соответствии со схемой опыта. Концентрация гуминового препарата выбрана как наиболее физиологически эффективная по результатам ранее проведенных экспериментов. Использовали очень высокие концентрации нитрата свинца (также установлены по результатам предварительных экспериментов) с целью изучения процессов устойчивости растений пшеницы в длительном эксперименте. Смену раствора осуществляли каждые 7 – 14 дней. Температуру поддерживали 20 – 22°C, pH раствора – 5.3 – 5.6. Световой период составлял 16 часов. Повторность в опыте – трехкратная. В процессе выращивания растений отмечали фенологические фазы, признаки повреждения растений, определяли сырую и сухую массу корней и надземной части растений, площадь листьев, содержание свинца в растениях. Степень устойчивости определяли по отношению сухих масс надземных органов растений на опытном и контрольном вариантах (Удовенко, 1977). Известно, что одним из эффективных механизмов устойчивости растений к избытку токсичных ионов на организменном уровне является их аккумуляция корневой системой, а также нижними листьями, стеблем. Коэффициент регуляции накопления токсичного иона растениями рассчитывали как отношение содержания иона в корнях (нижних листьях) к общему содержанию иона в надземных органах. Предложенный показатель отражает степень регуляции отдельными органами растения процесса накопления токсичного иона.

## ФИТОТОКСИЧНОСТЬ СВИНЦА В ПРИСУТСТВИИ ГУМАТА

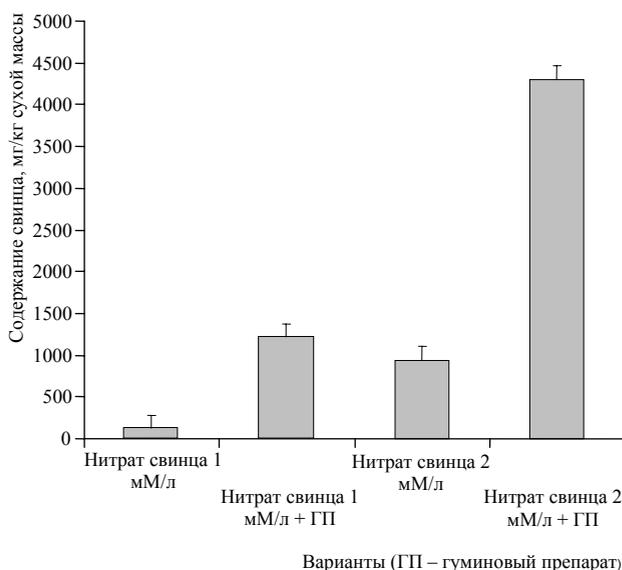
В результате исследований установлено, что гуминовый препарат из торфа ускоряет рост растений пшеницы, особенно в ранние фазы развития – масса растений превышает массу контрольных растений в 1.5 – 1.8 раз. Устойчивость растений к нитрату свинца снижается с увеличением концентрации соли и повышается в процессе развития растений (таблица).

Влияние гуминового препарата на устойчивость пшеницы к высоким концентрациям свинца

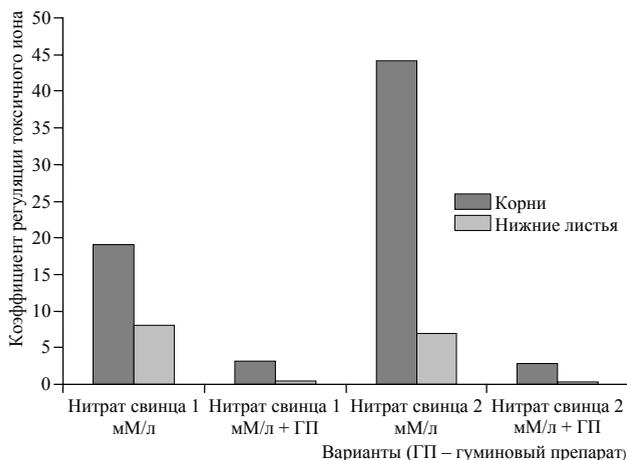
Варианты	Устойчивость растений в различные фазы развития, %		
	Кущение	Выход в трубку	Колошение
Гуминовый препарат (ГП)	156	184	115
Нитрат свинца 1мМ/л	80	84	90
Нитрат свинца 1мМ/л + ГП	68	102	108
Нитрат свинца 2мМ/л	40	31	65
Нитрат свинца 2мМ/л + ГП	8	24	25

Гуминовый препарат усиливает токсическое действие нитрата свинца, используемого в концентрации 2 мМ/л в течение всего эксперимента. Фитотоксичность нитрата свинца в концентрации 1 мМ/л проявляется только на ранних фазах развития растений, при этом гуминовый препарат усиливает токсичность свинца только в фазу кущения.

Устойчивость растений к высоким концентрациям свинца коррелирует с накоплением токсичного иона надземными органами растений пшеницы. Обнаружено значительное увеличение (в 4.5 – 10 раз) содержания свинца в надземных органах растений при наличии гумата в корнеобитаемой среде (рис. 1). Регулирующая функция корней и нижних листьев растений существенно снижается при использовании гуминового препарата (рис. 2), что приводит к накоплению свинца в надземных органах растений.



**Рис. 1.** Влияние гумата на накопление свинца в надземных органах пшеницы (выход в трубку) (бары на диаграмме показывают значение НСП<sub>05</sub>)



**Рис. 2.** Регуляция накопления свинца корнями и нижними листьями растений пшеницы (колошение)

Этот эффект зависит от концентрации тяжелых металлов в среде и должен учитываться при изучении и разработке способов фиторемедиации загрязненных почв.

Таким образом, впервые обнаружен эффект усиления фитотоксичности очень высоких концентраций нитрата свинца в присутствии гумата. При используемых в эксперименте концентрациях нитрата свинца в среде гуминовые вещества способствовали интенсивному накоплению свинца в надземных органах растений пшеницы, которая относится к растениям-исключателям по типу накопления токсичных ионов. Очевидно, что обнаруженный эффект зависит от концентрации тяжелых металлов в среде и должен учитываться при изучении и разработке способов фиторемедиации загрязненных почв.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Будаева А. Д., Золотов Е. В., Бодоев Н. В., Бальбурова Т. А. Сорбция ионов тяжелых металлов гуматами аммония, натрия, калия // *Фундаментальные исследования*. 2005. № 9. С. 112 – 113.
- Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск : Наука. Сиб. отделение, 1991. 152 с.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М. : Мир, 1989. 439 с.
- Способ получения жидких торфяных гуматов : патент № 2310633 РФ, МПК С05F11/02, С10F7/00 / Калинин Ю. А., Вашурина И. Ю., Кирдей Т. А. ; заявитель и патентообладатель ООО Научно-производственная фирма «Недра». № 2006120883/04 ; заявл. 15.06.2006 ; опубл. 20.11.2007. Бюл. № 32. 4 с.
- Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М. : Изд-во МГУ, 1990. 325 с.
- Перминова И. В. Гуминовые вещества – вызов химикам XXI века // *Химия и жизнь*. 2008. № 1. С. 50 – 55.
- Семенов А. А. Влияние гуминовых кислот на устойчивость растений и микроорганизмов к воздействию тяжелых металлов : автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2009. 25 с.
- Серегин И. В., Иванов В. Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения // *Физиология растений*. 2001. Т. 48, № 4. С. 606 – 630.
- Удовенко Г. В. Солеустойчивость культурных растений. Л. : Колос, 1977. 215 с.
- Христева Л. А. К природе действия физиологически активных гумусовых веществ на растения в экстремальных условиях // *Гуминовые удобрения : теория и практика их применения* / Днепропетр. с.-х. ин-т. Днепропетровск, 1977. Т. 6. С. 3 – 15.
- Hoagland D. R., Arnon D. E. The water culture method for growing plants without soil // *Agricultural Experiment Station / University of California. Berkeley*, 1950. № 347. 32 p.