

УДК 581.552

## СООТНОШЕНИЕ МЕЖДУ УРОВНЕМ СИНАНТРОПИЗАЦИИ, СТРУКТУРОЙ И РАЗНООБРАЗИЕМ КОМПЛЕКСОВ ДОМИНИРУЮЩИХ ВИДОВ УЧАСТКОВ РАСТИТЕЛЬНОСТИ С РАЗНОЙ СТЕПЕНЬЮ АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ

© 2025 г. В. В. Акатов<sup>a, b, \*</sup>, Т. В. Акатова<sup>b</sup>, Т. Г. Ескина<sup>b</sup>, Н. М. Сазонец<sup>a</sup>,  
С. Г. Чефранов<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Майкопский государственный технологический университет,  
Россия 385000 Майкоп, ул. Первомайская, 191

<sup>b</sup>Кавказский государственный природный биосферный заповедник,  
Россия 385000 Майкоп, ул. Советская, 187

\*e-mail: akatovmgti@mail.ru

Поступила в редакцию 14.03.2024 г.

После доработки 24.08.2024 г.

Принята к публикации 19.09.2024 г.

Рассмотрен характер соотношения между уровнем синантропизации, структурой и разнообразием комплексов видов, доминирующих на относительно крупных (0.15–0.2 га) участках растительного покрова с разной историей и интенсивностью антропогенных нарушений. Исследование было проведено в низкогорных и высокогорных районах Западного Кавказа. Общее число изученных участков составило 161. В пределах каждого из них на 100–150 учетных площадках размером 1 м<sup>2</sup>, заложенных регулярным способом, были определены доминирующие виды и оценено их проективное покрытие. Результаты показали, что большинство параметров структуры доминантных комплексов статистически значимо связаны с уровнем их синантропизации. В частности, рост значений этой характеристики сопровождается увеличением частоты встречаемости на участках монодоминантных сообществ, в том числе с покрытием доминирующих видов 60–80% и более. При этом максимальное разнообразие доминантных комплексов наблюдается при средних значениях уровня синантропизации. Сделано предположение, что параметры структуры доминантных комплексов могут быть полезны в качестве дополнительного инструмента при сравнении степени антропогенной деградации крупных участков растительного покрова.

*Ключевые слова:* травяная растительность, доминирующие виды, проективное покрытие, уровень синантропизации, разнообразие, выравненность, Западный Кавказ

DOI: 10.31857/S0367059725010053 EDN: UTITFW

Не только редкие, но и доминирующие виды растений испытывают негативное воздействие антропогенного давления [1–3]. При этом реакция таких видов на изменение среды, учитывая их высокую численность и часто широкое распространение, может иметь решающее значение для функционирования экосистем в будущем [2–8]. Кроме того, доминанты нередко быстрее реагируют на антропогенные воздействия, чем видовое богатство, функциональный состав сообществ и другие показатели биоразнообразия, а поэтому их можно использовать в качестве индикаторов изменений природной среды [2, 7, 8]. Высказывается также мнение [7, 9, 10], что сосредоточение внимания на доминирующих видах позволяет упростить сложные системы многовидовых сообществ

и обеспечить лучшее понимание характера влияния антропогенных воздействий на экологические процессы; организовать наблюдения и разработку прогноза в более крупных пространственных масштабах, чем если бы объектом мониторинга выступал видовой состав сообществ в целом. Последнее обстоятельство представляется важным, поскольку будущие проблемы, связанные с нарушениями и сокращением площади природных ландшафтов, защитой биоразнообразия и изменением климата, потребуют сбора, анализа и интерпретации данных о растительности с огромных территорий [11, 12].

Таким образом, наблюдения за распространением и численностью доминирующих видов, а также их сменами во времени и в пространстве являются

одним из очень значимых компонентов фитомониторинга [3, 7, 13]. При этом чаще наблюдаются популяции отдельных доминантов [14–19 и др.]. Однако масштаб исследований может быть расширен, если в качестве объектов изучения использовать их комплексы, т.е. группы видов, которые доминируют в сообществах в пределах относительно крупных визуально однородных участков местности [20]. Отметим, что доминантные комплексы планктонных водорослей часто используются в качестве индикаторов состояния водных экосистем [21–23], но нам не известны результаты аналогичных исследований наземной растительности.

Отметим также, что среди способов индикации нарушений растительного покрова наибольшее распространение получили два типа: 1) путем анализа видового состава, т.е. определения в нем доли числа (участия) в той или иной степени устойчивых или, напротив, неустойчивых к антропогенному воздействию видов – индексы синантропизации, гемеробии, натурализации и др. [11, 12, 24–27]; 2) путем анализа видового разнообразия и структуры сообществ – индексы разнообразия, доминирования и выравнивания [28–30]. Значения индексов обоих типов позволяют получать интегральную оценку антропогенного воздействия на растительность, которое не может быть измерено прямым способом [12, 27, 28, 31]. При этом, несмотря на их очевидную полезность и широкое использование, характер соотношения между ними практически не рассматривается.

Цель нашего исследования – оценка характера соотношения между уровнем синантропизации и значениями параметров структуры и разнообразия комплексов доминирующих видов крупных участков растительного покрова с разной степенью антропогенной трансформации.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

### Район и объекты исследований

Исследовали участки крупнотравной и среднетравной растительности высокогорной зоны Западного Кавказа и окрестностей населенных пунктов (ОНП) этого же региона (Краснодарский край, Республики Адыгея и Карачаево-Черкесия). Комплексы доминирующих видов высокогорной растительности были описаны в четырех районах: в высокогорной части Лагонакского нагорья (склоны хребтов Мурзикао и Каменное море, верховье р. Курджипс – бассейн р. Белая, 1600–1950 м над ур. м.) – биосферный полигон Кавказского природ-

ного биосферного заповедника; хр. Аишха (бассейн р. Мзымта, 1830–1900 м) – Сочинский природный заказник; хр. Пастбище Абаго (бассейн р. Белая, 1700–2100 м) и склоны горного массива Дамхурц (верховье р. Имеретинка, бассейн р. Большая Лаба, 1540–1780 м) – зона ядра Кавказского заповедника.

Большая часть территории Кавказского заповедника (зона ядра) почти не подвергалась воздействию человека очень длительный период времени. При этом высокогорная часть Лагонакского нагорья (биосферный полигон) до 1994 г. использовалась как пастбище с разной интенсивностью эксплуатации, что привело к трансформации травостоя и снижению его продуктивности. За 30 лет восстановления нарушенные выпасом субальпийские сообщества этого горного массива существенно изменились в направлении к допастбищному состоянию [32, 33]. Однако на некоторых специально отведенных участках ограниченный выпас продолжается до настоящего времени. Травяная растительность южного склона хр. Аишха находится в состоянии постпастбищной демутиации с 1995 г.

Исследование доминантных комплексов растительности ОНП было выполнено в нескольких районах Западного Кавказа: в окрестностях г. Майкопа и расположенных рядом поселков Тульский и Краснооктябрьский (бассейн р. Белая, 180–305 м); в пос. Гузерипль (бассейн р. Белая, 670–800 м); в ауле Агуй-Шапсут и пос. Кирпичный (Причерноморье, долины рек Агой и Туапсе, бассейн Черного моря, 60–80 м).

### Методы сбора и анализа фактического материала

Доминирующие виды выявляли на визуально однородных участках местности размером 0.15–0.2 га (пробная площадь – SP). В зоне ядра Кавказского заповедника их закладывали таким образом, чтобы охватить разные варианты травяной растительности. В высокогорной зоне Лагонакского нагорья и на хр. Аишха пробные площади были заложены на разном удалении от действующих и заброшенных стоянок скота. В окрестностях населенных пунктов (ОНП) – на участках растительности с разной степенью антропогенной нарушенности: на лесных полянах, опушках нарушенных участков леса, пустырях разного происхождения (в том числе с сильно нарушенным почвенным покровом), свежих и старых залежах, вдоль обочин грунтовых и асфальтированных автодорог. В пределах каждой пробной площади регулярным способом закладывали по 100–150 учетных площадок размером

1 м<sup>2</sup> (АР). На каждой из них была оценена роль доминирующих видов в формировании травостоя по пятибалльной шкале: 1 – доминирующий вид не выражен; 2 – проективное покрытие доминирующего вида менее 40%; 3 – 40–60%; 4 – 60–80%; 5 – более 80%.

Общее число заложенных SP составило 161, АР – 19880 (в высокогорье – 39 SP и 4502 АР; в ОНП – 122 и 15378 соответственно). Для каждой пробной площади были рассчитаны значения нескольких показателей:

1) доля АР с доминированием одного из видов (т.е. с монодоминантными сообществами –  $N_d$ ) от общего их числа на пробной площади ( $N$ ) –  $D_d = N_d/N$ ;

2) доля АР с покрытием доминантов менее 40, 40–60, 60–80 и более 80% от числа монодоминантных АР (т.е. от  $N_d$ );

3) доля АР с доминированием первого по значимости (частоте доминирования) вида (т.е. первого ранга –  $D_1$ ), второго и третьего рангов ( $D_2$ ,  $D_3$ ), остальных видов в среднем ( $D_s$ ) от  $N_d$ ;

4) разнообразие доминантов на SP ( $d = S/\log N_d$ , где  $S$  – число доминирующих видов, выявленных на АР в пределах SP);

5) показатель выравнивания Пиелу, рассчитанный на основе индекса Шеннона-Винера ( $J' = H/H_{\max}$ ;  $H = -\sum p_i \ln p_i$ , где  $p_i$  – доля АР с доминированием вида  $i$  от  $N_d$ ;  $H_{\max} = \ln S$  – значения  $H$  в ситуации, когда относительная значимость всех видов равна) [28, 34];

6)  $SL$  – уровень синантропизации доминантных комплексов пробных участков.

Мы оценивали  $SL$  как долю учетных площадок (АР) с доминированием синантропных видов от числа монодоминантных АР ( $N_d$ ). В соответствии с представлением П.Л. Горчаковского [11] к таким видам следует относить как чужеродные, так и местные растения, позиция которых в составе растительных сообществ усиливается при возрастании антропогенных нагрузок. Отнесение видов к данной категории было проведено нами в соответствии с конспектом флоры Российского Кавказа А.А. Иванова [35]. В качестве синантропных мы рассматривали виды, входящие в группы облигатных рудеральных и сегетальных фитоцено типов, а также дополнительно несколько видов других фитоцено типов (преимущественно факультативных рудералов), но характеризующихся

в районе исследования высокими встречаемостью и покрытием на нарушенных местообитаниях (*Alchemilla persica*, *Cynodon dactylon*, *Trifolium repens*, *Lolium perenne*, *Sambucus ebulus* и др.). Названия видов даны по А.С. Зернову [36].

В основу анализа данных было положено предположение, что связь между уровнем синантропизации и параметрами структуры и разнообразия доминантных комплексов может быть различной: 1) отсутствовать (значения этих параметров не связаны с уровнем синантропизации); 2) монотонно убывающей или возрастающей (наиболее высокие или наиболее низкие их значения расположены в области наиболее низких или наиболее высоких значений синантропизации); 3) унимодальной (с максимальными либо минимальными значениями этих параметров в средней части градиента синантропизации). Соответствие данных одному из этих вариантов мы определяли путем сравнения средних значений параметров структуры и разнообразия доминантных комплексов в группах SP со сходным уровнем их синантропизации. Статистическую значимость разницы между ними оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA) и апостериорного теста Тьюки (Tukey HSD test). Силу влияния синантропизации ( $SL$ ) на структуру и разнообразие доминантных комплексов определяли как долю факториальной вариации (между доминантными комплексами с разным уровнем синантропизации) в общей вариации значений анализируемых параметров ( $h_x^2$ ).

Визуализацию полученных результатов осуществляли путем построения линейных и квадратичных моделей регрессии. Предполагалось, что о нелинейном характере связи свидетельствует статистическая значимость квадратичного коэффициента модели  $y = a + bx + cx^2$ . В некоторых случаях силу связи между значениями параметров оценивали с помощью коэффициента корреляции рангов Спирмена ( $r$ ). Расчеты проводили с использованием программы Microsoft Excel 2013 с надстройкой Real Statistic Data Analysis Tools.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

На 39 пробных площадях (SP), заложенных на участках высокогорной растительности, были выявлены 52 доминирующих вида, включая 11 синантропных (21%). Уровень синантропизации доминантных комплексов на них варьировал от 0 до 94%. Доминантные комплексы с уровнем синантропизации, равным нулю, были описаны на 13 SP, заложенных как в пределах зоны ядра Кавказского

заповедника (9 SP), так и в высокогорной зоне Лагонакского нагорья (4 SP). Лидирующие позиции в таких комплексах имели *Calamagrostis arundinacea*, *Anemone fasciculata*, *Macrosciadium alatum*, *Chamaenerion angustifolium* и *Galega orientalis* (доминанты первого ранга). Доминантные комплексы с уровнем синантропизации 60–94% были описаны на 5 SP. Из них три были заложены на участках растительности Лагонакского нагорья (недалеко от загона для скота) и две – на хр. Аишха. Наиболее часто на них доминировали *Cirsium czerkessicum*, *Alchemilla persica*, *Rumex alpinus*, *Cephalaria gigantea*, *Urtica dioica*.

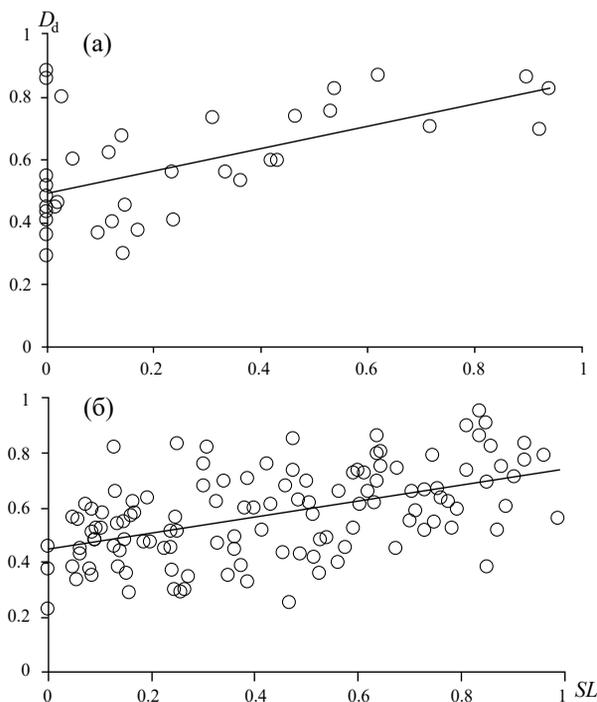
На 122 пробных площадях (SP), заложенных на участках растительности ОНП, было выявлено 217 доминирующих видов, включая 51 синантропный (24%). Уровень синантропизации доминантных комплексов на них варьировал от 0 до 99%. Доминантные комплексы с уровнем синантропизации от 0 до 20% были описаны на 48 SP, заложенных на полянах, старых залежах и пустырях в окрестностях г. Майкопа, а также поселков Тульский и Краснооктябрьский. Более часто на них доминировали *Calamagrostis epigeios*, *Elytrigia repens*, *Medicago falcata*, *Agrimonia eupatoria*, *Agrostis gigantea*, *Rubus caesius*, *Trifolium hybridum*. Доминантные комплексы с уровнем синантропизации 80–99% были описаны на 15 SP: в окрестностях г. Майкопа – 6 SP (40%), в пос. Гузерипль – 6 (40%), в ауле Агуй-Шапсуг и пос. Кирпичный – 3 (20%). Из них 5 были заложены на месте относительно недавно заброшенных огородов (свежая залежь), 4 – вдоль дорог, 6 – на пустырях с сильно нарушенным почвенным покровом. Основные доминанты: *Helianthus tuberosus*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Cynodon dactylon*, *Impatiens glandulifera*, *Melilotus officinalis*, *Solidago canadensis* и др.

В табл. 1, 2 и на рис. 1–3 показано соотношение между уровнем синантропизации доминантных комплексов ( $SL$ ), выявленных на описанных участках растительного покрова обоих типов (высокогорного и ОНП), и значениями параметров, характеризующих их структуру и разнообразие.

Между  $SL$  и долей учетных площадок на SP с доминированием любого из видов от общего числа AP ( $D_d$ ) наблюдается положительная статистически значимая зависимость (табл. 1, рис. 1). Это означает, что на участках растительного покрова (как высокогорного, так и ОНП) с высокой степенью антропогенной трансформации монодоминантные сообщества имеют более зна-

чительное распространение, а полидоминантные соответственно более ограниченное, чем на нарушенных или малонарушенных участках.

Соотношение между  $SL$  и долей AP с разным проективным покрытием доминирующих видов от общего числа монодоминантных AP имеет разный характер (см. табл. 1). Так, рост  $SL$  ведет к статистически значимому снижению доли AP с покрытием доминантов до 40% и статистически значимому увеличению доли AP с покрытием доминантов более 60%. При этом доля AP с покрытием доминантов от 40 до 60% на градиенте  $SL$  остается относительно стабильной. В результате на участках растительного покрова обоих типов с низкими значениями  $SL$  преобладают AP с низким покрытием доминантов, с высокими значениями  $SL$  – доли AP с относительно низким, средним и высоким проективным покрытием доминирующих видов примерно одинаковы.



**Рис. 1.** Соотношение между уровнем синантропизации доминантных комплексов и долей учетных площадок с монодоминантными сообществами на пробных участках: а – высокогорная растительность; б – растительность окрестностей населенных пунктов.  $SL$  – уровень синантропизации доминантных комплексов,  $D_d$  – доля учетных площадок с монодоминантными сообществами. Для проверки наличия нелинейной составляющей в связи между  $SL$  и  $D_d$  мы добавили в линейные уравнения регрессии квадратичный компонент, однако в обоих случаях он оказался статистически незначимым (а: 0.053; б: –0.098).

**Таблица 1.** Соотношение между уровнем синантропизации доминантных комплексов, долей учетных площадок с монодоминантными сообществами и разным проективным покрытием доминирующих видов

$SL, \%$	Группы CDS ( $n$ )	Проективное покрытие доминирующих видов, %				$D_d$
		< 40	40–60	60–80	80–100	
<b>Высокогорная растительность</b>						
0	a (13)	<b>0.47 ± 0.06</b>	0.30 ± 0.02	0.17 ± 0.04	0.06 ± 0.03	0.50 ± 0.05
1–20	b (11)	<b>0.48 ± 0.04</b>	<b>0.36 ± 0.03</b>	0.13 ± 0.02	0.03 ± 0.02	0.50 ± 0.05
20–40	c (5)	0.24 ± 0.04	<b>0.31 ± 0.04</b>	<b>0.29 ± 0.05</b>	0.16 ± 0.03	0.56 ± 0.05
40–60	d (5)	0.25 ± 0.11	0.25 ± 0.03	0.26 ± 0.06	<b>0.24 ± 0.06</b>	<b>0.70 ± 0.05</b>
>60	e (5)	0.17 ± 0.03	0.25 ± 0.03	<b>0.29 ± 0.02</b>	<b>0.28 ± 0.03</b>	<b>0.79 ± 0.04</b>
$F$		5.08*	2.30	3.76*	10.43*	5.24*
$Q$		a/c, d, e; b/c, d, e		a/c, d, e; b/c, d, e	a/c, d, e; b/c, d, e	a/d, e; b/d, e
$h_x^2$		0.37	0.21	0.31	0.55	0.38
<b>Растительность окрестностей населенных пунктов</b>						
0–20	a (48)	<b>0.55 ± 0.03</b>	0.25 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.48 ± 0.02
20–40	b (19)	<b>0.38 ± 0.05</b>	0.28 ± 0.02	0.19 ± 0.02	0.14 ± 0.03	0.56 ± 0.03
40–60	c (24)	0.36 ± 0.04	<b>0.31 ± 0.02</b>	0.20 ± 0.02	0.13 ± 0.02	0.62 ± 0.03
60–80	d (16)	0.32 ± 0.03	<b>0.30 ± 0.02</b>	<b>0.22 ± 0.02</b>	<b>0.16 ± 0.02</b>	0.67 ± 0.03
80–100	e (15)	0.26 ± 0.05	0.25 ± 0.03	<b>0.22 ± 0.02</b>	<b>0.27 ± 0.05</b>	<b>0.74 ± 0.04</b>
$F$		10.46*	2.18	7.94*	9.69*	14.57*
$Q$		a/b, c, d, e		a/b, c, d, e	a/b, c, d, e; b/e; c/e; d/e	a/c, d, e; b/e; c/e
$h_x^2$		0.26	0.07	0.21	0.25	0.33

Примечание. Приведены средние доли ( $\pm$  стандартная ошибка) учетных площадок (AP) с монодоминантными сообществами от их общего числа на пробных площадях ( $D_d$ ), а также доли AP с разным проективным покрытием доминирующих видов от числа монодоминантных AP. Наиболее высокие средние значения этих характеристик выделены полужирным шрифтом. Здесь и в табл. 2:  $n$  – число SP;  $SL$  – уровень синантропизации доминантных комплексов;  $F$  – фактические значения критерия Фишера, ANOVA (\* – превышают критические при  $P < 0.05$ );  $Q$  – результаты анализа данных с использованием апостериорного теста Тьюки (a, b, c, d и e – группы CDS со сходным уровнем синантропизации; косой чертой отделены те из них, которые на уровнях значимости менее 0.05 или 0.1 отличаются друг от друга по рассматриваемым характеристикам).

Между  $SL$  и долей AP с доминированием видов первых двух рангов от общего числа монодоминантных AP ( $D_1$  и  $D_2$ ) наблюдается зависимость, близкая к унимодальной: участки растительности обоих типов SP со средним уровнем синантропизации доминантных комплексов характеризуются более низкими значениями  $D_1$ , но несколько более высокими  $D_2$ , чем SP с наиболее низкими и наиболее высокими значениями  $SL$  (табл. 2, рис. 2а, б). Характер изменения на градиенте  $SL$  значений  $D_3$  и  $D_5$  отличается в сообществах ОНП и высокогорных сообществах (см. табл. 2): в первом случае относительно низкие значения этих параметров

наблюдаются в области низких значений  $SL$ , во втором – относительно высокие значения  $D_3$  наблюдаются в средней части градиента  $SL$ , а значения  $D_5$  не зависят от этого фактора. Отметим, что характер изменения на градиенте  $SL$  значений  $D_1$  позволяет ожидать, что доминантные комплексы со средним уровнем синантропизации ( $SL$ ) должны характеризоваться более высокой выравненностью частоты доминирования видов ( $J'$ ), чем с низким и высоким уровнями. Подтверждение данного предположения показано на рис. 2в, г и в табл. 2. Отметим также, что относительно низкая встречаемость AP с доминированием видов первого ранга ( $D_1$ ) на участках

растительного покрова со средним уровнем синантропизации (*SL*) означает относительно высокую суммарную встречаемость на них АР с доминированием других (сопутствующих) видов.

Наиболее высокое разнообразие (*d*) имеют комплексы доминирующих видов со средним уровнем синантропизации (табл. 2, рис. 3а, б). Связь между данными характеристиками в обоих случаях является статистически значимой. При этом она более выражена в высокогорной растительности, чем в растительности ОНП (см. табл. 2). Сопоставление рис. 2а, б с рис. 3а, б позволяет сделать предположение об отрицательной связи между значениями параметров *D*<sub>1</sub> и *d*. Оно подтверждается результатами расчета коэффициента корреляции рангов Спирмена (*r*): для участков высокогорной растительности – *r* = –0.776, *P* < 0.01, *n* = 39; для растительности ОНП – *r* = –0.428, *P* < 0.01, *n* = 122.

Как в высокогорной растительности, так и в растительности ОНП более тесно с *SL* связаны доли учетных площадок с монодоминантными сообще-

ствами (*D*<sub>g</sub>), проективным покрытием доминантов менее 40% и более 80%. Кроме того, в высокогорной растительности с *SL* относительно тесно связана частота доминирования видов первого ранга (*D*<sub>1</sub>) и разнообразие доминирующих видов (*d*); в растительности ОНП – выравненность частоты доминирования видов (*J*). Варьированием *SL* обусловлено от 22 до 61% варьирования значений этих параметров (см. табл. 1 и 2).

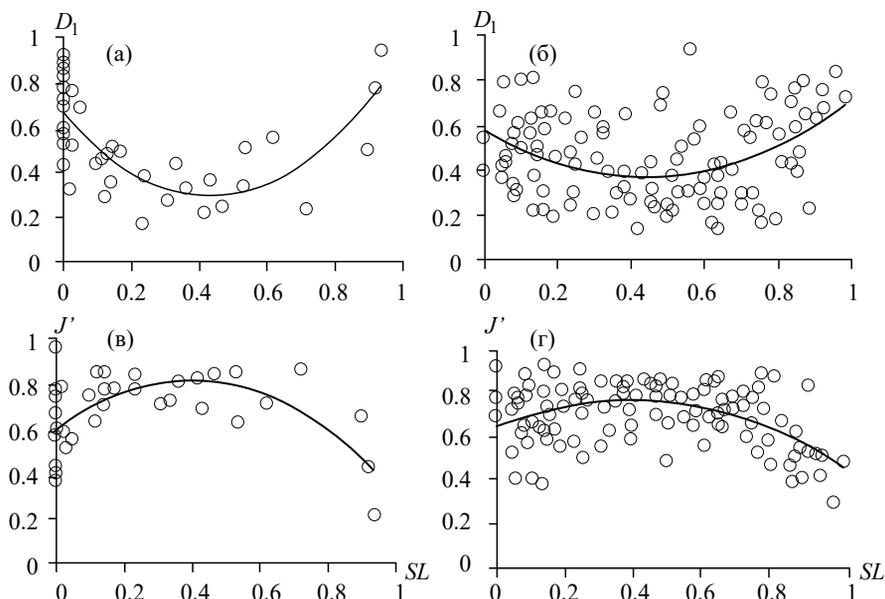
### ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты показали, что уровень синантропизации комплексов доминирующих видов на участках как высокогорной растительности, так и растительности окрестностей населенных пунктов варьирует в широком диапазоне и его значения (по крайней мере предельные) хорошо соответствуют нашим представлениям о степени их нарушенности. При этом большинство параметров структуры и разнообразия комплексов статистически значимо связаны с уровнем их синантропизации, а характер этой связи в растительности обоих типов является преимущественно сходным.

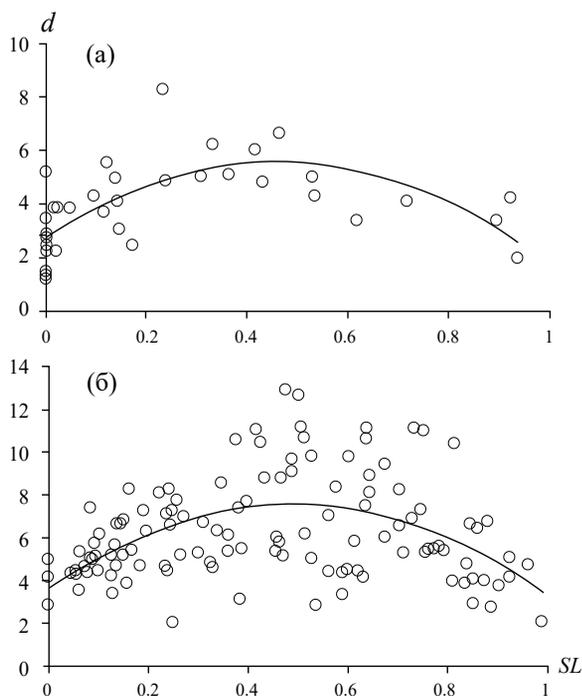
**Таблица 2.** Соотношение между уровнем синантропизации доминантных комплексов, долей учетных площадок с доминированием видов разных рангов, выравненностью (*J*) и разнообразием (*d*) доминантных комплексов

<i>SL</i> , %	Группы CDS ( <i>n</i> )	<i>D</i> <sub>1</sub>	<i>D</i> <sub>2</sub>	<i>D</i> <sub>3</sub>	<i>D</i> <sub>s</sub>	<i>J</i>	<i>d</i>
Высокогорная растительность							
0	a (13)	0.69 ± 0.05	0.21 ± 0.04	0.05 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.60 ± 0.05	2.46 ± 0.30
1–20	b (11)	0.49 ± 0.04	<b>0.24 ± 0.03</b>	0.11 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.73 ± 0.04	3.84 ± 0.29
20–40	c (5)	0.32 ± 0.05	<b>0.22 ± 0.03</b>	<b>0.14 ± 0.03</b>	0.04 ± 0.00	<b>0.80 ± 0.03</b>	5.93 ± 0.64
40–60	d (5)	0.34 ± 0.05	<b>0.22 ± 0.04</b>	<b>0.13 ± 0.01</b>	0.04 ± 0.01	<b>0.79 ± 0.05</b>	<b>5.38 ± 0.43</b>
>60	e (5)	<b>0.60 ± 0.12</b>	0.15 ± 0.05	0.08 ± 0.03	0.04 ± 0.01	0.59 ± 0.12	3.47 ± 0.40
<i>F</i>		7.23*	0.69	5.66*	0.21	2.45	13.06*
<i>Q</i>		a/b, c, d; c/e; d/e		a/b, c, d			a/b, c, d; b/c, d; c/e; d/e
<i>h</i> <sub>x</sub> <sup>2</sup>		0.46	0.08	0.40	0.03	0.22	0.61
Растительность окрестностей населенных пунктов							
0–20	a (48)	<b>0.48 ± 0.03</b>	0.17 ± 0.01	0.11 ± 0.01	<b>0.04 ± 0.00</b>	0.72 ± 0.02	5.45 ± 0.22
20–40	b (19)	0.41 ± 0.05	<b>0.21 ± 0.02</b>	0.11 ± 0.01	<b>0.03 ± 0.00</b>	<b>0.76 ± 0.02</b>	6.91 ± 0.43
40–60	c (24)	0.37 ± 0.03	<b>0.21 ± 0.02</b>	<b>0.12 ± 0.01</b>	0.03 ± 0.00	<b>0.77 ± 0.02</b>	<b>7.35 ± 0.65</b>
60–80	d (16)	0.39 ± 0.04	0.16 ± 0.02	0.11 ± 0.01	0.03 ± 0.00	0.72 ± 0.03	<b>7.62 ± 0.55</b>
80–100	e (15)	<b>0.60 ± 0.05</b>	0.16 ± 0.03	0.07 ± 0.01	0.02 ± 0.00	0.54 ± 0.03	4.87 ± 0.53
<i>F</i>		5.04*	1.93	3.95*	7.45*	9.50*	6.93*
<i>Q</i>		a/b; b/e; c/e; d/e		a/e; b/e; c/e; d/e		a/d, e; b/e; c/e;	a/e; b/e; c/e; d/e; a/b, c, d, e; b/e; c/e; d/e
<i>h</i> <sub>x</sub> <sup>2</sup>		0.15	0.11	0.12	0.20	0.25	0.19

Примечание. Приведены средние доли (± стандартная ошибка) учетных площадок с доминированием видов разных рангов, а также средние значения выравненности доминантных комплексов (*J*) и их разнообразия (*d* = *S*/log*N*<sub>d</sub>, где *S* – число доминирующих видов, выявленных на учетных площадках).



**Рис. 2.** Соотношение между уровнем синантропизации доминантных комплексов на пробных участках, частотой встречаемости учетных площадок с доминантами первого ранга и выравненностью частоты доминирования видов: а, в – высокогорная растительность; б, г – растительность окрестностей населенных пунктов.  $SL$  – уровень синантропизации доминантных комплексов;  $D_1$  – доля учетных площадок с доминантами первого ранга от общего числа площадок с монодоминантными сообществами на пробных участках;  $J'$  – показатель выравненности Пиелу. О нелинейном характере связи во всех случаях свидетельствует статистическая значимость квадратичных коэффициентов аппроксимирующих уравнений (а: 1.93,  $P < 0.001$ ; б: 0.916,  $P < 0.001$ ; в:  $-1.43$ ,  $P < 0.05$ ; г:  $-0.66$ ,  $P < 0.001$ ).



**Рис. 3.** Соотношение между уровнем синантропизации и разнообразием доминантных комплексов: а – высокогорная растительность; б – растительность окрестностей населенных пунктов.  $SL$  – уровень синантропизации доминантных комплексов,  $d$  – разнообразие доминантных комплексов. О нелинейном характере связи в обоих случаях свидетельствует статистическая значимость квадратичных коэффициентов аппроксимирующих уравнений (а:  $-13.33$ ,  $P < 0.001$ ; б:  $-11.51$ ,  $P < 0.001$ ).

В целом полученные данные позволяют представить общую картину изменения доминантных комплексов на крупных участках растительного покрова при усилении воздействия на него антропогенных факторов. Они свидетельствуют о том, что ненарушенные или малонарушенные его участки (с низким уровнем синантропизации видового состава) характеризуются широким распространением сообществ без хорошо выраженных доминантов и низким уровнем доминирования, относительно низким разнообразием доминирующих видов, но относительно высокой частотой доминирования некоторых из них. Умеренное нарушение растительного покрова сопровождается ростом его синантропизации, сокращением области и частоты доминирования первого по рангу вида и увеличением числа и суммарного участия других (сопутствующих) доминантов. Следствием дальнейшего усиления антропогенных нагрузок является снижение числа и суммарного участия сопутствующих доминантов, увеличение площади сообществ с высоким уровнем доминирования, резкое усиление позиций отдельных, главным образом синантропных, видов. Соответственно рост площади монодоминантных сообществ при умеренном воздействии антропогенных факторов на растительный покров связан преимущественно с увеличением числа сопутствующих доминантов, а при значительных антропогенных нагрузках – с ростом области и ча-

стоты доминирования отдельных видов, наиболее устойчивых к такому воздействию.

Почему доминантные комплексы с низким и высоким уровнями синантропизации характеризуются относительно низким видовым разнообразием, но относительно высоким участием в их формировании видов первого ранга? Возможны два объяснения этого явления. В соответствии с первым это может быть связано со способностью видов, достигающих лидирующих позиций на таких участках, захватывать и удерживать пространство [30]. С другой стороны, по мнению В.И. Василевича [37], уровень доминирования в растительных сообществах может определяться общим числом видов, способных произрастать в тех или иных условиях (размером видовой пула): чем оно выше, тем большее число видов способно достигать относительно высокого обилия (т.е. стать доминантами) и ниже уровень доминирования каждого из них на конкретных участках. При этом известно, что слабое или умеренное антропогенное воздействие на сообщества способствует проникновению в них новых видов, в том числе синантропных. Однако его усиление ведет к сокращению размера их видовой пула из-за исчезновения видов, плохо адаптированных к высокой частоте нарушений [38]. Аналогичная точка зрения высказывалась и другими авторами [39, 40]. Оценка степени правомерности данных гипотез в каждом конкретном случае представляет сложную задачу, но следует обратить внимание на то, что характер и, возможно, механизм реакции на усиление антропогенного воздействия доминантных комплексов сходны с многократно описанными изменениями по той же причине видовой богатства и структуры полных сообществ, а также флор – эффект промежуточного нарушения [29, 30, 38, 41, 42].

Можно предположить, что при восстановлении растительности после нарушений описанные выше структуры будут изменяться в противоположном направлении: снижение участия доминанта первого ранга, увеличение, а затем снижение числа и частоты встречаемости сопутствующих доминантов, усиление позиций отдельных видов на фоне общего сокращения площади распространения монодоминантных сообществ. Отметим, однако, что многие виды (в первую очередь чужеродные), достигнув лидирующего положения в сильно нарушенных сообществах, часто не снижают, как следовало бы ожидать, участие в формировании сообществ в процессе вторичных сукцессий, а продолжают доминировать на значительных по площади

участках местности в течение десятилетий [43–48]. Следствием широкого распространения в нарушенных ландшафтах монодоминантных сообществ, в том числе характеризующихся высоким и очень высоким покрытием доминирующих видов, может стать снижение встречаемости многих сопутствующих видов, а соответственно и увеличение риска их вымирания в долгосрочной перспективе – эффект отложенного вымирания видов (extinction debt: [49–52] и др.). Этот процесс нельзя игнорировать, поскольку населенные пункты часто создавались в «горячих точках» биоразнообразия [53–55], и поэтому даже преобразованные человеком территории остаются важными для произрастания многих видов растений, в том числе значимых в природоохранном отношении [56–60].

Наши результаты также показывают, что значительная доля вариации параметров структуры доминантных комплексов не объясняется уровнем их синантропизации. Можно предположить, что это обусловлено не только случайными процессами, но и, например, историей антропогенного воздействия на растительность. В частности, если оно произошло относительно недавно, то число синантропных видов даже в сильно трансформированных сообществах может оказаться ограниченным, как и их участие (покрытие). Кроме того, уровень синантропизации как полных сообществ, так и доминантных комплексов может зависеть от степени их удаленности от источников иммиграции чужеродных видов и апофитов, а также от особенностей формирования пула таких видов в районах с разными природно-климатическими условиями [61, 62]. Данные обстоятельства могут затруднить количественное сравнение степени трансформации существенно удаленных друг от друга участков растительности. Поэтому параметры структуры доминантных комплексов, не зависящие от указанных выше факторов, могут быть весьма полезны в качестве дополнительного инструмента для решения данной задачи. Как следует из наших результатов, о значительном воздействии на них антропогенных факторов может свидетельствовать не только произрастание и доминирование в их пределах большого числа синантропных растений, но и ограниченное распространение полидоминантных сообществ в сочетании с широким участием сообществ с высоким проективным покрытием отдельных видов.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Индикация (интегральная оценка) антропогенного воздействия на растительность отдельных

территорий становится все более востребованной. В последние годы высказывается мнение, что для решения этой задачи в крупном пространственном масштабе было бы полезным использовать доминирующие виды [2, 7–10]. Полученные нами результаты показывают возможности одного из вариантов данного подхода — изучение с этой целью состава, разнообразия и структуры комплексов видов, которые доминируют в сообществах на относительно крупных визуально однородных участках местности. Отсюда следует, что уровень синантропизации доминантных комплексов как в низкогорном, так и высокогорном районах Западного Кавказа соответствует нашим представлениям о степени нарушенности разных участков растительного покрова, а большинство параметров их структуры и разнообразия статистически значимо и сходным образом связаны с долей синантропных видов в их составе. Последнее свидетельствует о перспективности использования параметров структуры доминантных комплексов в качестве дополнительного инструмента при сравнении степени антропогенной деградации крупных участков растительности.

Обратим внимание, что в данном исследовании в качестве объектов выступали доминантные комплексы травяных сообществ умеренно влажных местообитаний (близких к луговым и их производным). При этом закономерности распределения сообществ с разным уровнем доминирования на участках ландшафтов разных типов и природно-климатических зон (поясов) относятся к плохо изученному аспекту организации растительного покрова. Необходимы дальнейшие исследования, чтобы определить, в какой степени сделанные нами выводы могут быть экстраполированы на растительность других типов.

#### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках проекта Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 20-04-00364) и государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № FZRG-2024-0012).

#### СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Статья не содержит исследований с участием людей или животных в качестве объектов изучения.

#### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы подтверждают отсутствие конфликта интересов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Hillebrand H., Bennett D.M., Cadotte M.W.* Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes // *Ecology*. 2008. V. 89. № 6. P. 1510–1520. <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>
2. *Gaston K.J.* Common ecology // *BioScience*. 2011. V. 61. P. 354–362. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.5.4>
3. *Ellison A.M.* Foundation species, non-trophic interactions, and the value of being common // *Science*. 2019. V. 13. P. 254–268. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2019.02.020>
4. *Gaston K.J.* Valuing common species // *Science*. 2010. V. 327. P. 154–155. <https://doi.org/10.1126/science.1182818>
5. *Winfree R., Fox W.J., Williams N.M.* et al. Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service // *Ecology Letters*. 2015. V. 18. P. 626–635. <https://doi.org/10.1111/ele.12424>
6. *Wohlgemuth D., Solan M., Godbold J.A.* Specific arrangements of species dominance can be more influential than evenness in maintaining ecosystem process and function // *Scientific Reports*. 2016. V. 6. Art. e39325. <https://doi.org/10.1038/srep39325>
7. *Avolio M.L., Forrestel E.J., Chang C.C.* et al. Demystifying dominant species // *New Phytol.* 2019. V. 223. № 3. P. 1106–1126. <https://doi.org/10.1111/nph.15789>
8. *Alves C., Marcos B., Gonçalves J.* et al. Co-occurrences and species distribution models show the structuring role of dominant species in the Vez watershed, in Portugal // *Ecological Indicators*. 2023. V. 151. Art. e110306. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110306>
9. *Lindenmayer D., Pierson J., Barton P.* et al. A new framework for selecting environmental surrogates // *Science of the Total Environment*. 2015. V. 538. P. 1029–1038. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.056>
10. *Schmitz O.J., Buchkowski R.W., Burghardt K.T., Donihue C.M.* Functional traits and trait-mediated interactions. Connecting community-level interactions with ecosystem functioning // *Advances in Ecological Research*. 2015. V. 52. P. 319–453. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.01.003>
11. *Горчаковский П.Л.* Антропогенные изменения растительности: мониторинг, оценка, прогнозирование // *Экология*. 1984. № 5. С. 3–16.
12. *Zinnen J., Spyreas G., Erdős L.* et al. Expert-based measures of human impact to vegetation // *Applied Vegetation Science*. 2021. V. 2. № 1. Art. e12523. <https://doi.org/10.1111/avsc.12523>

13. Pau S., Dee L.E. Remote sensing of species dominance and the value for quantifying ecosystem services // Remote Sensing in Ecology and Conservation. 2016. V. 2. P. 141–151.  
<https://doi.org/10.1002/rse2.23>
14. Sheley R.L., Jacobs J.S., Carpinelli M.F. Distribution, biology, and management of diffuse knapweed (*Centaurea diffusa*) and spotted knapweed (*Centaurea maculosa*) // Weed Technology. 1998. V. 12. P. 353–362.  
<https://doi.org/10.1017/S0890037X00043931>
15. Silliman B.R., Bertness M.D. Shoreline development drives invasion of *Phragmites australis* and the loss of plant diversity on New England salt marshes // Conservation Biol. 2004. V. 18. P. 1424–1434.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00112.x>
16. Eyre T.J., Wang J., Venz M.F. et al. Buffel grass in Queensland's semi-arid woodlands: response to local and landscape scale variables, and relationship with grass, forb and reptile species // The Rangeland J. 2009. V. 31. P. 293–305.  
<https://doi.org/10.1071/RJ08035>
17. Гусев А.П. Вторжение золотарника канадского (*Solidago canadensis* L.) в антропогенные ландшафты Беларуси // Российский журн. биологич. инвазий. 2017. № 4. С. 28–35.
18. Чадаева В.А., Шхагапсоева К.А., Цепкова Н.Л. Мониторинг распространения *Ambrosia artemisiifolia* L. в луговых фитоценозах Кабардино-Балкарской республики (Центральный Кавказ) // Российский журн. биологич. инвазий. 2018. № 1. С. 130–140.
19. Абрамова Л.М., Голованов Я.М., Рогожникова Д.Р. Борщевик сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden., Apiaceae) в Башкортостане // Российский журн. биологич. инвазий. 2021. № 1. С. 2–12.  
<https://doi.org/10.35885/1996-1499-2021-14-1-2-12>
20. Акатов В.В., Акатова Т.В., Ескина Т.Г. и др. Частота и степень доминирования чужеродных и аборигенных видов в синантропных растительных сообществах юга России // Российский журн. биологич. инвазий. 2022. № 3. С. 2–17.  
<https://doi.org/10.35885/1996-1499-15-3-02-17> [Akaton V.V., Akatova T.V., Eskina T.G. et al. Frequency of occurrence and level of dominance of alien and native species in synanthropic plant communities of Southern Russia // Russ. J. of Biological Invasions. 2022. V. 13. № 4. P. 399–411.  
<https://doi.org/10.1134/S2075111722040026>]
21. Горбулин О.С. Комплексы доминантных форм фитопланктона разнотипных водоемов // Альгология. 2012. Т. 22. № 3. С. 303–315.
22. Makhloogh A., Hassan N.S.H., Eslami F., Leroy S.A.G. Changes in size and form in the dominant phytoplankton species in the southern Caspian Sea// Iranian J. of Fisheries Sciences. 2017. V. 16. № 2. P. 522–536.
23. Barsukova N.N., Bazhenova O.P., Kolesnichenko L.G. Phytoplankton as an indicator of the current ecological status of the Ob River // Acta Biologica Sibirica. 2021. V. 7. P. 573–591.  
<https://doi.org/10.3897/abs.7.e79236>
24. Hill M.O., Roy D.B., Thompson K. Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact // J. of Applied Ecology. 2002. V. 39. P. 708–720.  
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00746.x>
25. Багрикова Н.А. Антропополютерантность сообществ и стратегия сорных видов в агроценозах Крыма // Черноморск. ботан. журн. 2010. Т. 6. № 4. С. 468–474.  
<https://doi.org/10.14255/2308-9628/10.64/6>
26. Мялик А.Н., Парфенов В.И. Синантропизация флоры Припятского полесья как показатель ее антропогенной трансформации // Proceedings of the National Academy of Sciences of Belarus. Biological series. 2018. V. 63. № 3. P. 276–285.  
<https://doi.org/10.29235/1029-8940-2018-63-3-276-285>
27. Зверев А.А., Шереметова С.А., Шереметов Р.Т. Шкала гемероботолерантности растений как инструмент для анализа флористических данных в рамках бассейнового подхода // Проблемы промышленной ботаники индустриально развитых регионов: Материалы V Международной конф. (2–3 октября 2018 г.). Кемерово: ФИЦ УУХ СО РАН, 2018. С. 20–26.
28. Magguran A. Ecological diversity and its measurement. Princeton, N.J.: Princeton Univ. Press, 1988. 181 p.
29. Biswas S.R., Mallik A.U. Disturbance effects on species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities // Ecology. 2010. V. 91. № 1. P. 28–35.  
<https://doi.org/10.1890/08-0887.1>
30. Fakhry A.M., Khazzan M.M., Aljedaani G.S. Impact of disturbance on species diversity and composition of *Cyperus conglomeratus* plant community in southern Jeddah, Saudi Arabia // J. of King Saud University - Science. 2020. V. 32. P. 600–605.  
<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2018.09.003>
31. Scherrer D., Guisan A. Ecological indicator values reveal missing predictors of species distributions // Scientific Reports. 2019. V. 9. Art. e3061.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-39133-1>
32. Акатов В.В., Акатова Т.В. Изменения фитоценозов высокогорных лугов и пустошей Лагонакского нагорья (Западный Кавказ) за последние 15–20 лет // Растительность России. 2012. № 21. С. 3–12
33. Акатов В.В., Акатова Т.В. Постпастбищное восстановление субальпийских лугов на Лагонакском нагорье (Западный Кавказ) // Бюлл. Моск. о-ва испытателей природы. Отд. биол. 2017. Т. 122. Вып. 2. С. 42–54.
34. Pielou E.C. The measurement of diversity in different types of biological collections // J. of Theoretical Biology. 1966. V. 13. P. 131–144.  
[https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)

35. *Иванов А.А.* Конспект флоры Российского Кавказа (сосудистые растения). Ставрополь: Изд-во СКФУ, 2019. 341 с.
36. *Зернов А.С.* Флора Северо-Западного Кавказа. М.: Тов-во научн. изд. КМК, 2006. 664 с.
37. *Василевич В.И.* Доминанты в растительном покрове // Ботан. журн. 1991. Т. 76. № 12. С. 1674–1681.
38. *Kowarik I.* Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe // *Urban Ecology: Plants and plant communities in urban environments* / Eds. Sukopp H., Hejny S. and Kowarik I. SPB Academic Publishing, The Hague, 1990. P. 45–74.
39. *Чернов Ю.И.* Видовое разнообразие и компенсационные явления в сообществах и биотических системах // Зоол. журн. 2005. Т. 84. № 10. С. 1221–1238.
40. *Кузнецова Н.А.* Сообщества в экстремальных и антропогенных условиях (на примере таксоценозов коллембол) // *Виды и сообщества в экстремальных условиях: Сборник, посвященный 75-летию акад. Ю.И. Чернова* / Под. ред. Бабенко А.Б., Матвеевой Н.В., Макарова О.Л., Головач С.И. Москва–София: Тов-во науч. изд. КМК, 2009. С. 412–429.
41. *Connell J.H.* Diversity in tropical rain forests and coral reefs // *Science*. 1978. V. 199. P. 1302–1310. <https://www.jstor.org/stable/1745369>
42. *Wilkinson D.M.* The disturbing history of intermediate disturbance // *Oikos*. 1999. V. 84. № 1. P. 145–147. <https://doi.org/10.2307/3546874>
43. *Tognetti P.M., Chaneton E.J., Omacini M.* et al. Exotic vs. native plant dominance over 20 years of old-field succession on set-aside farmland in Argentina // *Biological Conservation*. 2010. V. 143. P. 2494–2503. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.06.016>
44. *Munger G.T.* *Alliaria petiolata*. In: *Fire Effects Information System* [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). 2001 // <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/forb/allpet/all.html>.
45. *Meiners S.J., Pickett S.T.A., Cadenasso M.L.* Exotic plant invasions over 40 years of old field successions: community patterns and associations // *Ecography*. 2002. V. 25. P. 215–233. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250209.x>
46. *Rejmánek M., Richardson D.M., Pyšek P.* Plant invasions and invasibility of plant communities // *Vegetation Ecology, Second Edition* / Eds. van der Maarel and Janet Franklin. Chichester, United Kingdom: Wiley & Sons, Ltd., 2013. P. 387–424. <https://doi.org/10.1002/9781118452592.ch13>
47. *Гусев А.П.* Чужеродные виды-трансформеры как причина блокировки восстановительных процессов (на примере юго-востока Беларуси) // *Российский журн. прикладной экологии*. 2016. № 3. С. 10–14.
48. *Гусев А.П.* Задержка восстановительной сукцессии инвазивными видами растений (на примере юго-востока Белоруссии) // *Экология*. 2017. № 4. С. 261–266. <https://doi.org/10.7868/S0367059717040084>
49. *Tilman D., May R.M., Lehman C.L., Nowak M.A.* Habitat destruction and the extinction debt // *Nature*. 1994. V. 371. P. 65–66. <https://doi.org/10.1038/371065a0>
50. *Gibb H., Hochuli D.F.* Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages // *Biological Conservation*. 2002. V. 106. P. 91–100. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00232-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00232-4)
51. *Krauss J., Klein A.M., Dewenter I.S., Tscharnik T.* Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands // *Biodiversity and Conservation*. 2004. V. 13. P. 1427–1439. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000021323.18165.58>
52. *Hahs A.K., McDonnell M.J., McCarthy M.A.* et al. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas // *Ecology Letters*. 2009. V. 12. № 11. P. 1119–1276. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01372.x>
53. *Myers N., Mittermeier R., Mittermeier C.* et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities // *Nature*. 2000. V. 403. P. 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
54. *McKinney M.L.* Urbanization, biodiversity, and conservation // *BioScience*. 2002. V. 52. № 10. P. 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
55. *Kühn I., Brandl R., Klotz S.* The flora of German cities is naturally species rich // *Evolutionary Ecology Research*. 2004. V. 6. P. 749–764. <https://www.researchgate.net/publication/222096009>
56. *Pyšek P.* Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison // *Journal of Biogeography*. 1998. V. 25. № 1. P. 155–163. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251177.x>
57. *Wania A., Kühn I., Klotz S.* Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness // *Landscape and Urban Planning*. 2006. V. 75. P. 97–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.12.006>
58. *Kondratyeva A., Knapp S., Durka W.* et al. Urbanization effects on biodiversity revealed by a two-scale analysis of species functional uniqueness vs. redundancy // *Front. Ecol. Evol.* 2020. V. 8. Art. 73. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00073>
59. *Ruas R., Costa L., Bered F.* Urbanization driving changes in plant species and communities – A global view // *Global Ecology and Conservation*. 2022. V. 38. Art. e02243. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02243>

60. Горчаковский П.Л., Харитонов О.Л. Синантропизация растительного покрова Печоро-Ильчского биосферного заповедника в высотном градиенте // Экология. 2007. № 6. С. 403–408.
61. Морозова О.В., Царевская Н.Г. Участие чужеродных видов сосудистых растений во флорах заповедников Европейской России // Изв. РАН. Серия географич. 2010. № 4. С. 54–62.

## RELATIONSHIP BETWEEN THE LEVEL OF SYNANTHROPIZATION, STRUCTURE AND DIVERSITY OF COMPLEXES OF DOMINANT SPECIES OF VEGETATION SITES WITH DIFFERENT DEGREES OF ANTHROPOGENIC TRANSFORMATION

V. V. Akatov<sup>a, b, \*</sup>, T. V. Akatova<sup>b</sup>, T. G. Eskina<sup>b</sup>, N. M. Sazonets<sup>a</sup>, S. G. Chefranov<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Maikop State Technological University, Russia 385000 Maikop

<sup>b</sup>Caucasian State Nature Biosphere Reserve, Russia 385000 Maikop

\*e-mail: akatovmgti@mail.ru

**Abstract** – The article considers the nature of the relationship between the level of synanthropization, structure and diversity of species complexes dominant in relatively large (0.15–0.2 ha) sites of vegetation with different history and intensity of anthropogenic disturbances. The study was conducted in low-mountain and high-mountain regions of the Western Caucasus. The total number of studied sites was 161. Within each of them, dominant species were identified and their projective cover was estimated on 100–150 regular plots of 1 m<sup>2</sup>. The results showed that most parameters of the structure of dominant complexes are statistically significantly related to the level of their synanthropization. In particular, an increase in the values of this characteristic is accompanied by an increase in the frequency of occurrence of monodominant communities in sites, including those with a dominant species coverage of 60–80% or more. In this case, the maximum diversity of dominant complexes is observed at average values of the synanthropization level. It is suggested that the parameters of the structure of dominant complexes can be useful as an additional tool when comparing the degree of anthropogenic degradation of large areas of vegetation cover.

**Keywords:** grass vegetation, dominant species, projective cover, synanthropization level, diversity, evenness, Western Caucasus