

Stanisław Kucharzyk, Adam Szary  
Bieszczadzki Park Narodowy  
Ustrzyki Górne 19, 38–713 Lutowska

Received: 10.02.2021  
Reviewed: 11.10.2021

## WPLYW KOSZENIA NA RÓŻNORODNOŚĆ I SKŁAD GATUNKOWY ŁĄK W „KRAINIE DOLIN” BIESZCZADZKIEGO PARKU NARODOWEGO

The impact of mowing on the diversity and species composition of meadows in the “land of valleys” of the Bieszczady National Park

**Abstract:** The article presents preliminary results of the monitoring of permanent research plots designated in the meadows mown every year, from which biomass was removed after mowing. On 50 such plots, established in the valleys of the Bieszczady National Park, a total of 100 phytosociological records were taken – two series of 50 releves in 2015 and 2020. Species coverage was estimated on a percentage scale, which facilitated the quantitative comparison of changes. Apart from changes in the coverage, significant changes were also noted in the species composition, which took place as a result of regular mowing. There was a noticeable increase in plant species diversity and an increase in coverage with low-turf and light-requiring species, with a reduced share of tall perennials.

**Key words:** biodiversity, non-forest phytocoenoses, meadows, mowing, active protection, permanent plots, secondary succession, Bieszczady National Park.

### Wstęp

Utrzymanie łąk w odpowiedniej kondycji związanej z użytkowaniem kośnym stanowi warunek świadczenia przez nie różnorodnych usług ekosystemowych. Te półnaturalne ekosystemy spełniają wiele funkcji biocenotycznych (również w zakresie faunistycznym – zwłaszcza w kontekście ochrony ptaków i owadów), edaficznych (w zakresie utrzymania bogatych powiązań między organizmami glebowymi i zabezpieczenia przed erozją górskich stoków), hydrologicznych (retencja wodna, zatrzymywanie biogenów zagrażających eutrofizacji wód), klimatycznych (w odniesieniu do kształtowania mikroklimatu), a także krajobrazowych (funkcje widokowe i estetyczne kompleksów łąkowych). Powiązanie ze sobą wszystkich tych elementów wpisuje się we współcześnie rozumiany kompleksowy system ochrony przyrody. Analiza literatury dotyczącej roli ekosystemów łąkowych w ochronie gatunków, fitocenozy, krajobrazu i środowiska, w powiązaniu z ekonomią i turystyką, wskazuje na bardzo szeroki aspekt tych zagadnień, których nie da się traktować oddzielnie (Grzegorzcyk 2016). Jednocześnie perspektywy zacho-

wania półnaturalnych ekosystemów łąkowych w skali całych Karpat nie napawają optymizmem, stąd też wielu autorów wskazuje na potrzebę wzmożenia ochrony aktywnej i monitorowania jej skutków na terenie górskich parków narodowych (Zarzycki i Korzeniak 2013).

Historia bieszczadzkich łąk i pastwisk sięga XVI i XVII wieku, kiedy to zaczęło się intensywne zagospodarowywanie bieszczadzskich dolin (Korzeniak 1997). Ruch osiedleńczy od samego początku był związany z pasterstwem i hodowlą, co wiązało się nie tylko z wytyczeniem rozległych pastwisk (również na połoninach), ale także z przeznaczeniem znacznej części arealu na jednokośne łąki. Dna dolin i niższe partie ich zboczy zajmowane były przez tzw. ekumenę, czyli główny obszar rolny, należący do danej wsi. Na taką ekumenę składały się przede wszystkim pola uprawne – zakładane głównie na łagodnie pochylonych stokach (miejscami zajmujące nawet 60% powierzchni), łąki – ograniczające się do miejsc podmokłych (około 20%) oraz pastwiska – lokowane zwykle na stromych stokach (również około 20%). Na stokach południowych ekumena sięgała do wysokości nawet 1000 m n.p.m., łącząc się ze strefą połonin poprzez bogato rozwinięty system polan regłowych (Kucharzyk i Augustyn 2010). Wysiedlenia przeprowadzone w latach 1946–47 doprowadziły do całkowitego porzucenia tutejszych gruntów na dwie dekady, a czasem i dłużej, co na ogromnej powierzchni uruchomiło wtórną sukcesję leśną. Obszar użytkowanych w przeszłości gruntów rolnych, obejmujący mozaikę półnaturalnych łąk i zarośli z fragmentami regenerujących się lasów, został nazwany „krajną dolin” (Denisiuk i Korzeniak 1999).

Próby ponownego wprowadzania hodowli w latach 60. XX wieku trwały z różnym natężeniem aż do pierwszej połowy lat 80. Oprócz zagospodarowania porzuconych łąk i pastwisk na szeroką skalę prowadzono tu również działania melioracyjne, których celem było zwiększenie produktywności użytków zielonych poprzez osuszanie łąk wilgotnych i zastosowanie kompleksowego nawożenia mineralnego. Stosowano też podsiew roślinami motylkowymi i trawami wartościowymi pod względem gospodarczym. W wielu miejscach wykonano pogłębioną orkę gruntów, zakładając jedno- lub kilkugatunkowe uprawy roślin pastewnych. Nie wahano się nawet inicjować eksperymentalnych upraw gatunków inwazyjnych i niebezpiecznych dla człowieka, takich jak barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi*. Wraz z przemianami ekonomicznymi w latach dziewięćdziesiątych XX wieku inicjatywy zagospodarowania rolniczego regionu całkowicie ustały, powodując zarastanie łąk i pastwisk na dużych powierzchniach (Wolski 2009; Korzeniak i Kucharzyk 2016).

Ekonomiczne uwarunkowania, jakie zostały stworzone od czasu transformacji ustrojowej, doprowadziły do wygaszania hodowli i zanikającego popytu na siano, stając się powodem sukcesywnej redukcji użytków zielonych w całych Bieszczadach. Wraz z zanikaniem łąk i pastwisk ustępowały też związane z nimi gatunki charakterystyczne dla poszczególnych jednostek fitosocjologicznych, a oprócz

zmniejszenia powierzchni tych siedlisk nastąpiło też wyraźne zubożenie składu florystycznego i ujednoczenie struktury płatów roślinnych. Doprowadziło to nie tylko do obniżenia bioróżnorodności na poziomie gatunkowym, ale także fitocenozy, wyraźnie redukując efekt mozaikowości. W związku z powyższym zaistniała potrzeba aktywnej ochrony bieszczadzkich łąk i pastwisk, nawiązującej do dawnej gospodarki – regularnego koszenia z wykorzystaniem dopłat unijnych. Warto jednak zdawać sobie sprawę, że takie rozwiązanie jest tylko doraźnym sposobem utrzymania siedlisk nieleśnych, które docelowo wymagają powrotu do połączenia obydwu funkcji: gospodarczej i przyrodniczej (Jankowska-Huflejt 2016).

Od ponad 20 lat w Bieszczadzkim Parku Narodowym prowadzi się regularne koszenie łąk w kompleksie tzw. „krainy dolin”, na powierzchni około 1250 ha. Miejscami ruń łąk w drugim odróstie bywa dopasana przez owce i bydło (Brzegi Górne i Caryńskie) lub konie huculskie (Wołosate i Tarnawa Niżna). Warto jednak zauważyć, że intensywność i lokalizacja tych zabiegów w ostatnich dziesięcioleciach była dość zmienna. Dopiero od czasu wprowadzenia wsparcia rolnośrodowiskowego wyznaczono stałe powierzchnie, corocznie poddawane koszeniu. Większość łąk jest wykaszana i wypasana w systemie dzierżaw (około 800 ha), zaś na części z nich zabiegi te realizuje Bieszczadzki Park Narodowy (około 450 ha). To właśnie na łąkach zagospodarowanych przez BdPN przeprowadzono dwie serie obserwacji w pięcioletnim odstępie, celem uchwycenia zmian ilościowych i jakościowych w składzie gatunkowym i pokryciu, jakie zachodzą pod wpływem corocznie stosowanego koszenia.

## Obszar badań

Powierzchnie badawcze zostały wytyczone w obrębie łąk kwalifikowanych jako siedliska łąk świeżych, koszonych od 10 lat w programach rolnośrodowiskowych na terenie miejscowości: Wołosate, Ustrzyki Górne, Brzegi Górne, Caryńskie, Tarnawa Niżna i Wyżna, Dźwiniacz, Łokieć, Bukowiec i Beniowa. Rozmieszczenie powierzchni przedstawia mapa (Ryc. 1). Wszystkie powierzchnie mieściły się w obrębie terenów płaskich, najczęściej w dnie dolin, a także na stokach o niewielkim nachyleniu. Koszone łąki znajdują się na glebach, które po wojnie były miejscami meliorowane. Na dużych powierzchniach przeprowadzono tu głębokie kultywatorowanie oraz odwodnienia w postaci systemu rowów i drenów (Kucharzyk i Szary 2012). Pod względem fitosocjologicznym łąki te reprezentują różne podzespoły i facje łąki mietlicowej *Campanulo serratae-Agrostietum* lub przejściowe zbiorowiska nawiązujące do łąk świeżych i wyczyńcowych *Alopecuretum pratensis*, suchszych łąk z kostrzewą czerwoną *Festuca rubra* czy też wilgotnych łąk jaskrowo-firletkowych *Ranunculus acris-Lychnis flos-cuculi*.

Omawiane łąki w przeszłości były podsiewane, głównie koniczynami i wartościowymi gospodarczo gatunkami traw, co pozostawiło ślad w ich składzie flo-



**Ryc. 1.** Rozmieszczenie monitorowanych łąk i powierzchni próbnych. Objasnienia: a – miejsca wykonania zdjęć (numeracja zgodna z załącznikiem do artykułu), b – łąki objęte monitoringiem, c – lasy, d – granice obszarów chronionych.

**Fig. 1.** Distribution of monitored meadows and sample plots. Explanations: a – places where the relevés were made (numbering in accordance with the appendix to the article), b – meadows covered by monitoring, c – forests, d – boundaries of protected areas.

rystycznym. W ostatnich dziesięcioleciach łąki te poddawano również lokalnemu odkrzaczaniu i wypasaniu, a także punktowemu przerywaniu drenów i budowaniu na rowach zastawek, celem przywrócenia dawnego poziomu wód gruntowych. Obecnie łąki objęte są ochroną czynną, sprowadzającą się głównie do corocznego koszenia od drugiej połowy lipca do początków września. Zabieg ten połączony jest z każdorazowym uprzątnięciem biomasy na całej powierzchni. Zgodnie z zasadami programów rolnośrodowiskowo-klimatycznych pozostawiane jest bez koszenia około 17% powierzchni. Niewielka część powierzchni objętych monitoringiem (około 20%) jest również ekstensywnie wypasana w drugim odroście runi przez konie oraz nawożona obornikiem pochodzącym z zachowawczej hodowli konia huculskiego.

## Metodyka badań

Punktem wyjścia do przeprowadzenia niniejszych badań porównawczych były dwie serie zdjęć fitosocjologicznych (po 50 zdjęć każda), wykonanych z pię-

cioletnim przesunięciem czasowym – w latach 2015 i 2020. Aby uniknąć rozbieżności wynikających z subiektywnego szacunku i fenologii, obydwie serie zostały wykonane przez tych samych autorów i o zbliżonej porze roku, tj. początek czerwca, przed koszeniem łąk (Kapfer i in. 2017). Powierzchnia zdjęcia wynosiła 100 m<sup>2</sup> (10 m x 10 m), a środek namierzano odbiornikiem GPS. W określaniu stopnia pokrycia zrezygnowano z klasycznej metody Brauna-Blanqueta, szacując pokrycie poszczególnych gatunków w procentach, aby uzyskane wyniki łatwiej można było poddać obliczeniom statystycznym. W badaniach koncentrowano się na florze naczyniowej, pomijając warstwę mszystą.

W celu określenia zmian ogólnego wzorca zróżnicowania roślinności łąkowej w obu okresach wykonano nietendencyjną analizę zgodności (Detrended Correspondence Analysis, DCA) w programie PAST 4.06b for Windows (Hammer 2021). Istotność zmian w składzie gatunkowym przetestowano za pomocą analizy podobieństw ANOSIM implementowanej w powyższym programie (Hammer 2021) oraz porównując współrzędne analogicznych par zdjęć z 2015 i 2020 roku na pierwszej i drugiej osi DCA testem Wilcoxona (Ciurzycki i in. 2018). Przeanalizowano także następujące wskaźniki dotyczące różnorodności biologicznej stwierdzonej na arowej powierzchni zdjęć takie jak: liczba gatunków, wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera ( $H' = -\sum p_i \cdot \ln(p_i)$ ; gdzie:  $p_i$  = stosunek pokrycia  $i$ -tego gatunku do całkowitego pokrycia na powierzchni) oraz indeks dominacji Simpsona ( $S = \sum (p_i)^2$ ) (Krebs 2001).

Oprócz procesów zachodzących w strukturze zbiorowisk, przeanalizowano także tendencje zmiany pokrycia i częstości występowania poszczególnych gatunków stosując testy nieparametryczne zalecane dla prób zależnych (Wołek 1992). W przypadku danych ilościowych (pokrycie powierzchni) zastosowano test Wilcoxona dla par obserwacji, zaś dla danych jakościowych (frekwencji) test Q Cochran. Obliczenia przeprowadzono w aplikacji Microsoft Excel z modulem statystycznym Merlin (Millar 2013).

Indeksy ekologiczne (W – wilgotności, Tr – trofizmu, R – kwasowości) podano według „Ekologicznych liczb wskaźnikowych roślin naczyniowych Polski” (Zarzycki i in. 2002) oraz Ellenberga (odpowiednio: F, N, R) (Ellenberg i in. 1991). Przeciętne indeksy ekologiczne dla poszczególnych zdjęć fitosocjologicznych obliczono jako średnie ważone pokryciem procentowym. W przypadkach, gdy wskaźniki Zarzyckiego zostały określone jako zakres, do obliczeń przyjęto środkowe wartości przedziału. Gatunki, dla których nie podano odpowiednich wskaźników Ellenberga, zostały pominięte w obliczeniach.

Nazewnictwo gatunków roślin naczyniowych przyjęto za Mirkiem i in. (2002). Nomenklaturę fitosocjologiczną i przynależność syntaksonomiczną oparto na pracy Matuszkiewicza (2002).

## Wyniki badań

Podczas badań na 50 powierzchniach stwierdzono obecność łącznie 156 gatunków roślin naczyniowych, z czego 132 gatunki w 2015, a 147 gatunków w 2020 roku. Zestawienie zmian frekwencji i średniego pokrycia zaprezentowano w ujęciu syntetycznym (Tab. 1), zaś tabelaryczne zestawienie 50 par zdjęć fitosocjologicznych zamieszczono w osobnym dodatku (Załącznik 1).

**Tabela 1.** Porównanie składu gatunkowego łąk na podstawie powtórzeń zdjęć fitosocjologicznych w pięćdziesięciu lokalizacjach. \* – oznaczenie zmian statystycznie istotnych  $p < 0,05$  (na zielono wzrost; na żółto spadek).

**Table 1.** Comparison of the species composition of meadows based on the repetition of phytosociological relevés in 50 locations. \* – statistically significant changes  $p < 0.05$  (green increase; yellow decrease).

Gatunek/syntakson Species/syntaxon	pokrycie [%] cover [%]		frekwencja [liczba wystąpień] fre- quency (number of occur.)	
	2015	2020	2015	2020
<b><i>Cl. Molinio-Arrhenatheretea</i></b>				
Wyczyniec łąkowy <i>Alopecurus pratensis</i>	16,75	13,84*	38	38
Rzeżucha łąkowa <i>Cardamine pratensis</i>	0,02	0,01	4	3
Chaber łąkowy <i>Centaurea jacea</i>	0,26	0,6*	21	27*
Rogownica pospolita <i>Cerastium holosteoides</i>	0,01	0,02*	3	9*
Kostrzewa łąkowa <i>Festuca pratensis</i>	1,05	1,95*	12	16*
Kostrzewa czerwona <i>Festuca rubra</i>	5,28	7,06*	22	27*
Kłósówka wełnista <i>Holcus lanatus</i>	0,02	0	1	1
Groszek łąkowy <i>Lathyrus pratensis</i>	0,88	0,59	41	44
Brodawnik zwyczajny <i>Leontodon hispidus</i>	0	0	0	1
Tymotka łąkowa <i>Phleum pratense</i>	0,58	1,38*	12	25*
Babka lancetowata <i>Plantago lanceolata</i>	0,98	1,15	19	22
Wiechlina łąkowa <i>Poa pratensis</i>	10,52	9,41	36	40*
Wiechlina zwyczajna <i>Poa trivialis</i>	1,22	1,34	5	6
Głowienka pospolita <i>Prunella vulgaris</i>	0,02	0,03	4	5
Jaskier ostry <i>Ranunculus acris</i>	2,79	2,79	44	44
Szeleźnik mniejszy <i>Rhinanthus minor</i>	0,03	0,52*	5	12*
Szczaw zwyczajny <i>Rumex acetosa</i>	1,55	1,68	45	44
Koniczyna łąkowa <i>Trifolium pratense</i>	3,55	3,24	39	39
Wyka ptasia <i>Vicia cracca</i>	1,24	0,9	41	44

Gatunek/syntakson Species/syntaxon	pokrycie [%] cover [%]		frekwencja [liczba wystąpień] fre- quency (number of occur.)	
	2015	2020	2015	2020
<b>O. Arrhenatheretalia elatioris</b>				
Krwawnik pospolity <i>Achillea millefolium</i>	4,09	4,36	40	44
Kminek zwyczajny <i>Carum carvi</i>	0	0	0	1
Kupkówka pospolita <i>Dactylis glomerata</i>	2,6	2,14	25	30*
Barszcz zwyczajny <i>Heracleum sphondylium</i>	0,07	0,1	9	14
Jastrun właściwy <i>Leucanthemum vulgare</i>	0,04	0,04	4	6
Komonica zwyczajna <i>Lotus corniculatus</i>	0,01	0,04	4	7
Biedrzyca wielka <i>Pimpinella major</i>	2,29	4,35*	33	42*
Mniszek pospolity <i>Taraxacum officinale</i>	0,74	0,77	19	19
Konietlica łąkowa <i>Trisetum flavescens</i>	0,1	0,05	4	4
<b>All. Arrhenatherion elatioris</b>				
Rajgras wyniosły <i>Arrhenatherum elatius</i>	1,06	1,47	6	8
Dzwonek rozpierzchły <i>Campanula patula</i>	0,03	0,26*	12	36*
Pępawa dwuletnia <i>Crepis biennis</i>	0,05	0,13	13	11
Przytulia pospolita <i>Galium mollugo</i>	3,46	2,57*	35	37
Świerzbica polna <i>Knautia arvensis</i>	0,04	0,07	3	5
<b>All. Polygono-Trisetion</b>				
Przywrotnik ostroklapowy <i>Alchemilla acutiloba</i>	0,12	0,17*	2	10*
Przywrotnik płtykoklapowy <i>Alchemilla crinita</i>	0	0,02	2	3
Przywrotnik prawie nagi <i>Alchemilla glabra</i>	1,05	0,87	16	21*
Przywrotnik pasterski <i>Alchemilla monticola</i>	0,79	0,87	27	28
Rzęzusznik Hallera <i>Cardaminopsis halleri</i>	0,18	0,17	16	19
Pępawa miękka <i>Crepis mollis</i>	0	0	1	1
Fiołek trójbarwny <i>Viola tricolor</i>	0,71	0,79	18	22
<b>All. Cynosurion</b>				
Grzebenica pospolita <i>Cynosurus cristatus</i>	0,02	0,05	2	7*
Koniczyna biała <i>Trifolium repens</i>	0,16	0,35*	7	18*
Przetacznik macierzankowy <i>Veronica serpyllifolia</i>	0	0	1	0
<b>O. Molinietalia caeruleae</b>				
Dzięgiel leśny <i>Angelica sylvestris</i>	0,41	0,64*	26	36*
Knieć błotna <i>Caltha palustris</i>	0	0,01	1	3

Gatunek/syntakson Species/syntaxon	pokrycie [%] cover [%]		frekwencja [liczba wystąpień] fre- quency (number of occur.)	
	2015	2020	2015	2020
Ostrożeń warzywny <i>Cirsium oleraceum</i>	0	0,05	0	4*
Ostrożeń błotny <i>Cirsium palustre</i>	0,15	0,60*	22	26
Ostrożeń łąkowy <i>Cirsium rivulare</i>	0,55	0,67	10	17*
Śmiałek darniowy <i>Deschampsia caespitosa</i>	0,52	0,97*	17	38*
Skrzyp błotny <i>Equisetum palustre</i>	0	0	1	1
Wiązówka błotna <i>Filipendula ulmaria</i>	0,05	0,04	6	9
Bodziszek błotny <i>Geranium palustre</i>	0,06	0,09	2	3
Sit rozpięzchły <i>Juncus effusus</i>	0,02	0,05	2	3
Firletka poszarpana <i>Lychnis flos-cuculi</i>	0,24	0,32*	24	31*
Tojeść pospolita <i>Lysimachia vulgaris</i>	0	0,03	0	3
Mięta długolistna <i>Mentha longifolia</i>	0,04	0,04	5	4
Niezapominajka błotna <i>Myosotis palustris</i>	1,24	1,21	27	29
Krwiściąg lekarski <i>Sanguisorba officinalis</i>	0,01	0	1	0
Sitowie leśne <i>Scirpus sylvaticus</i>	0,03	0,05	2	3
Czyściec błotny <i>Stachys palustris</i>	0	0,01	0	3
Czarcikęs łąkowy <i>Succisa pratensis</i>	0,01	0	2	1
Koniczyna białoróżowa <i>Trifolium hybridum</i>	0,04	0,08	3	5
Kozłek lekarski <i>Valeriana officinalis</i>	0	0,02	1	1
<b>O. Plantaginietalia majoris</b>				
Życica trwała <i>Lolium perenne</i>	0	0	0	1
Wiechlina roczna <i>Poa annua</i>	0	0,02	0	3
<b>O. Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae</b>				
Perz właściwy <i>Agropyron repens</i>	0,02	0,03	1	4
Turzyca owłosiona <i>Carex hirta</i>	0,05	0,02	7	6
Pięciornik gęsi <i>Potentilla anserina</i>	0,08	0,09	8	9
Jaskier rozłogowy <i>Ranunculus repens</i>	3,58	3,13	41	43
Szczaw kędzierzawy <i>Rumex crispus</i>	0,01	0,02	3	7*
<b>Cl. Artemisietea</b>				
Trybula leśna <i>Anthriscus sylvestris</i>	0,99	1,19	12	19*
Łopian pajęczynowaty <i>Arctium tomentosum</i>	0,02	0,01	1	1
Gorczyznik pospolity <i>Barbarea vulgaris</i>	0	0	0	2



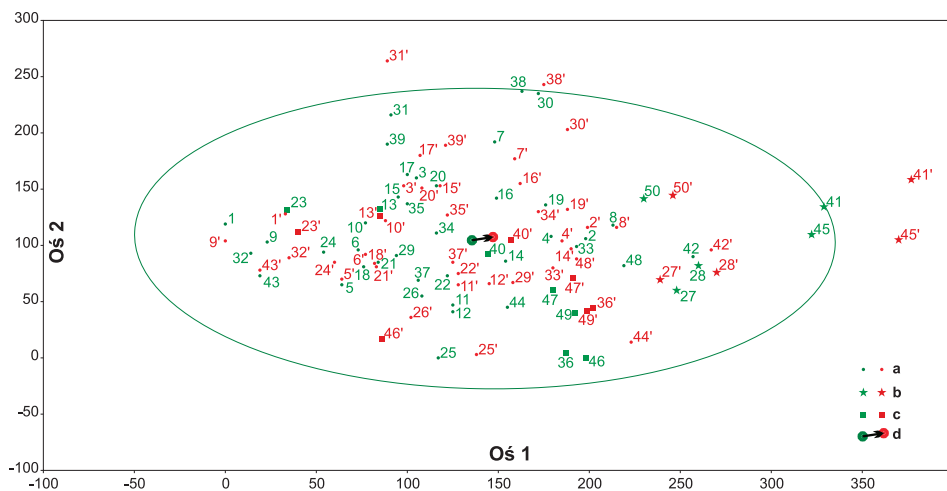
Gatunek/syntakson Species/syntaxon	pokrycie [%] cover [%]		frekwencja [liczba wystąpień] fre- quency (number of occur.)	
	2015	2020	2015	2020
Świerżabek korzenny <i>Chaerophyllum aromaticum</i>	2,13	2,91	24	28*
Ostrożeń polny <i>Cirsium arvense</i>	0,17	0,13	20	21
Poziewnik miękkowłosy <i>Galeopsis pubescens</i>	0	0	1	1
Przytulia czepna <i>Galium aparine</i>	0,24	0,11	8	8
Kuklik pospolity <i>Geum urbanum</i>	0	0	1	1
Bluszcz kurdybanek <i>Glechoma hederacea</i>	0,01	0,03	3	5
Jasnota biała <i>Lamium album</i>	0,02	0	1	0
Szczaw tępolistny <i>Rumex obtusifolius</i>	0,01	0,01	6	6
Pokrzywa zwyczajna <i>Urtica dioica</i>	0,26	0,11*	16	15
<b>Cl. Nardo-Callunetea</b>				
Mietlica pospolita <i>Agrostis capillaris</i>	9,78	10,06	44	40
Jastrzębiec kosmaczek <i>Hieracium pilosella</i>	0,01	0,04	2	5
Kosmatka polna <i>Luzula campestris</i>	0,51	0,54	18	22
Kosmatka licznokwiatowa <i>Luzula multiflora</i>	0	0,02	1	2
Bliźniczka psia trawka <i>Nardus stricta</i>	0,01	0,03	1	2
Krzyżownica zwyczajna <i>Polygala vulgaris</i>	0,04	0,08	5	5
Pięciornik kurze ziele <i>Potentilla erecta</i>	1,25	1,12	23	26
Macierzanka zwyczajna <i>Thymus pulegioides</i>	0	0	1	2
Przetacznik leśny <i>Veronica officinalis</i>	0,14	0,19	3	5
<b>Cl. Trifolio-Geranietea sanguinei</b>				
Klinopodium pospolite <i>Clinopodium vulgare</i>	0	0,01	1	3
Przytulia właściwa <i>Galium verum</i>	0	0,02	0	5*
Lebiodka pospolita <i>Origanum vulgare</i>	0	0	1	1
Koniczyna pogięta <i>Trifolium medium</i>	1,73	2,55*	23	33*
Wyka płotowa <i>Vicia sepium</i>	0,26	0,2	36	35
<b>Cl. Stellarietea mediae</b>				
Poziewnik pstry <i>Galeopsis speciosa</i>	0	0,21	0	3
Poziewnik szorstki <i>Galeopsis tetrahit</i>	0	0,01	0	3
Gwiazdnica pospolita <i>Stellaria media</i>	0,01	0,02	4	4
Tobołki polne <i>Thlaspi arvense</i>	0	0,01	0	1
Fiołek polny <i>Viola arvensis</i>	0	0	0	0

Gatunek/syntakson Species/syntaxon	pokrycie [%] cover [%]		frekwencja [liczba wystąpień] fre- quency (number of occur.)	
	2015	2020	2015	2020
<b>Cl. <i>Epilobietea angustifolii</i></b>				
Poziomka pospolita <i>Fragaria vesca</i>	0,05	0,04	4	4
Szarota leśna <i>Gnaphalium sylvaticum</i>	0	0,01	0	3
Malina właściwa <i>Rubus idaeus</i>	0,03	0,01	2	2
Dziewanna pospolita <i>Verbascum nigrum</i>	0	0	0	1
<b>Pozostałe - Others</b>				
Dąbrówka rozłogowa <i>Ajuga reptans</i>	0,04	0,06	6	6
Tomka wonna <i>Anthoxanthum odoratum</i>	5,97	5,11*	26	25
Drżączka średnia <i>Briza media</i>	0,16	0,46	3	6
Dzwonek skupiony <i>Campanula glomerata</i>	0	0,01	2	5
Dzwonek piłkowany <i>Campanula serrata</i>	0	0,01	1	1
Oset łopianowaty <i>Carduus personata</i>	0	0,01	0	1
Turzyca drżączkowata <i>Carex brizoides</i>	0,46	0,53	8	9
Turzyca żółta <i>Carex flava</i>	0	0	1	1
Turzyca zajęcza <i>Carex leporina</i>	0,11	0,02	4	4
Turzyca pospolita <i>Carex nigra</i>	0	0	0	1
Turzyca blade <i>Carex pallescens</i>	0,34	0,11	19	19
Turzyca prosowata <i>Carex panicea</i>	0,17	0,03*	7	4
Turzyca leśna <i>Carex sylvatica</i>	0	0	1	1
Chaber austriacki <i>Centaurea phrygia</i>	0,3	0,56*	11	22*
Chaber driakiewnik <i>Centaurea scabiosa</i>	0	0	0	2
Świerżabek orzęsiony <i>Chaerophyllum hirsutum</i>	0	0	0	2
Przytulinka wiosenna <i>Cruciata glabra</i>	4,07	4,33	38	41
Przytulinka krzyżowa <i>Cruciata laevipes</i>	0,03	0,20*	5	12*
Kukułka szerokolistna <i>Dactylorhiza majalis</i>	0,04	0,1	9	11
Goździk skupiony <i>Dianthus compactus</i>	0	0,01	2	2
Skrzyp polny <i>Equisetum arvense</i>	0,04	0,05	7	7
Skrzyp łąkowy <i>Equisetum pratense</i>	0,01	0	1	0
Skrzyp leśny <i>Equisetum sylvaticum</i>	0	0,04*	2	9*
Przymiotno białe <i>Erigeron annuus</i>	0	0	1	0
Goryczka trojeściowa <i>Gentiana asclepiadea</i>	0	0	2	2

Gatunek/syntakson Species/syntaxon	pokrycie [%] cover [%]		frekwencja [liczba wystąpień] fre- quency (number of occur.)	
	2015	2020	2015	2020
Bodziszek żałobny <i>Geranium phaeum</i>	0	0	1	0
Kuklik zwisły <i>Geum rivale</i>	0,08	0,05	5	8
Gółka długoostrogowa <i>Gymnadenia conopsea</i>	0	0,02*	0	7*
Jastrzębiec pomarańczowy <i>Hieracium aurantiacum</i>	0,18	0,53*	10	15*
Kłósówka miękka <i>Holcus mollis</i>	0,22	0,25	8	12*
Dziurawiec czteroboczny <i>Hypericum maculatum</i>	5,68	4,76	35	38
Świerzbica leśna <i>Knautia dipsacifolia</i>	0,01	0	1	1
Len przeczyszczający <i>Linum catharticum</i>	0	0	0	1
Kosmatka gajowa <i>Luzula luzuloides</i>	0,03	0,06	3	3
Bniec czerwony <i>Melandrium rubrum</i>	0	0	1	1
Wilżyna bezbronna <i>Ononis arvensis</i>	0	0,02	0	2
Mozga trzcinowata <i>Phalaris arundinacea</i>	0,01	0	2	1
Zerwa kłosowa <i>Phyteuma spicatum</i>	0	0	1	1
Biedrzyca mniejszy <i>Pimpinella saxifraga</i>	0,01	0,02	4	7
Podkolan biały <i>Platanthera bifolia</i>	0,01	0,01	4	4
Wiechlina Chaixa <i>Poa chaixii</i>	0,3	1	3	3
Jaskier różnolistny <i>Ranunculus auricomus</i>	0	0,02	0	4*
Szeleźnik większy <i>Rhinanthus serotinus</i>	0,53	0,68*	5	19*
Róża dzika <i>Rosa canina</i>	0	0	1	0
Szczaw alpejski <i>Rumex alpinus</i>	0,08	0,04	4	3
Szczaw skupiony <i>Rumex conglomeratus</i>	0,05	0,02	5	9*
Nawłoc pospolita <i>Solidago virgaurea</i>	0,01	0,01	3	4
Gwiazdnica trawiasta <i>Stellaria graminea</i>	0,02	0,09*	6	11
Żywokost lekarski <i>Symphytum officinale</i>	0,06	0,03	4	5
Kłobuczka pospolita <i>Torilis japonica</i>	0	0	0	0
Przetacznik ozankowy <i>Veronica chamaedrys</i>	7,35	6,31	50	50

Zmienność badanych zbiorowisk łąkowych przedstawiono wykorzystując porządkowanie według nietendancyjnej analizy zgodności (DCA). Diagram prezentujący rozmieszczenie zbioru 100 zdjęć względem pierwszej i drugiej osi DCA wskazuje, że badane zbiorowiska roślinne w obu okresach tworzyły continuum bez wyraźnie wyodrębnionych grup. Jedynie suchsze warianty łąki miellicowej

zbliżone *Campanulo serratae-Agrostietum capillaris centauretosum jacei* oraz pojedyncze zdjęcia o specyficznym składzie gatunkowym, wyróżniają się na tle homogenicznego zbioru (Ryc. 2).



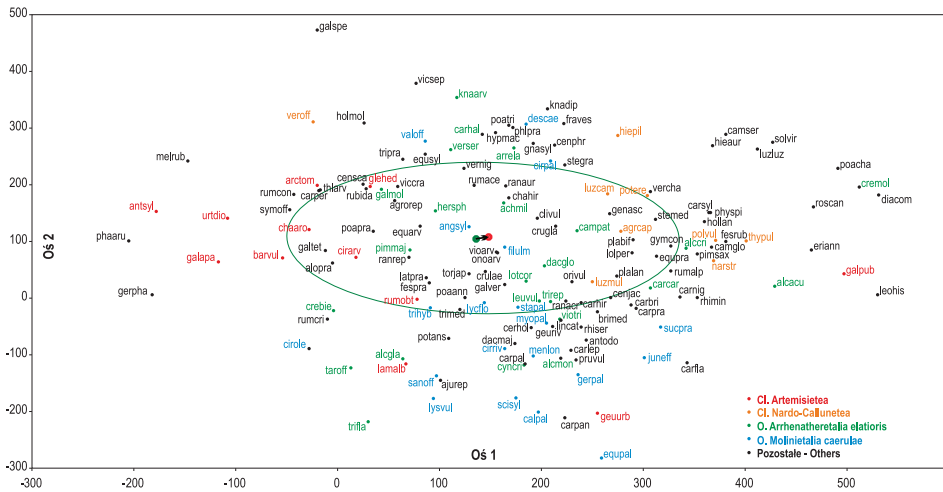
**Ryc. 2.** Diagram ordynacji DCA 50 par zdjęć wykonanych w zbiorowiskach łąkowych w Bieszczadzkim Parku Narodowym. Objasnienia: położenie zdjęć wykonanych w 2015 (oznaczenia zielone) i 2020 roku (oznaczenia czerwone) reprezentujących: a – świeże łąki mietlicowe *Campanulo serratae-Agrostietum*, b – suchsze warianty łąki mietlicowej zbliżone *Campanulo serratae-Agrostietum capillaris centauretosum jacei*, c – wilgotniejsze warianty łąki mietlicowej *Campanulo serratae-Agrostietum capillaris* nawiązujące do wilgotnych łąk jaskrowo-firletkowych *Ranunculus acris-Lychnis flos-cuculi*, d – wektor zmiany uśrednionego położenia zdjęć z 2015 i 2020 roku, elipsa obejmuje 95% porządkowanych przypadków.

**Fig. 2.** DCA ordination diagram of 50 pairs of relevés made in meadow communities in the Bieszczady National Park. Explanations: location of relevés collected in 2015 (green markings) and 2020 (red markings), representing: a – *Campanulo serratae-Agrostietum* fresh meadows, b – drier variants of the fresh meadows similar to *Campanulo serratae-Agrostietum capillaris centauretosum jacei*, c – wetter variants of *Campanulo serratae-Agrostietum capillaris* close to the wet buttercup meadows *Ranunculus acris-Lychnis flos-cuculi*, d – vector of averaged position change of relevés from 2015 and 2020, the ellipse covers 95% of the ordered cases.

Wartości własne I i II osi DCA wynosiły odpowiednio: 0,4026 i 0,2531 (61% zmienności). Wektory zmian położenia par zdjęć (z 2015 i 2020 roku) na diagramie DCA miały zróżnicowaną wielkość i zwrot. Tylko w przypadku połowy par (23 z 50) zmiany były na tyle nieduże, że zdjęcie historyczne i ich powtórzenia są na diagramie najbliższymi sąsiadami. W przypadku 54% powierzchni zmiany były większe, jakkolwiek średnie położenie względem osi DCA całych zbiorów zdjęć, reprezentujących stan historyczny i współczesny, zmieniło się nieznacznie. Centroid zbioru przesunął się z wartości 137,56 do 147,72 na pierwszej osi (0,13 odchylenia standardowego) i ze 104,78 na 107,38 na osi drugiej (0,05 odchylenia

nia standardowego) (Ryc. 2). Wynik testu Wilcozona sugeruje istotność zmiany w przypadku pierwszej osi ( $p = 0,0002$ ) i brak istotności w zmian na osi drugiej ( $p = 0,2202$ ). Jednak analiza podobieństwa (ANOSIM) grupy zdjęć historycznych w porównaniu do zdjęć współczesnych nie daje podstaw do odrzucenia hipotezy zerowej o braku różnic między tymi dwoma zbiorami ( $R = -0,0058$ ;  $p = 0,6523$ ).

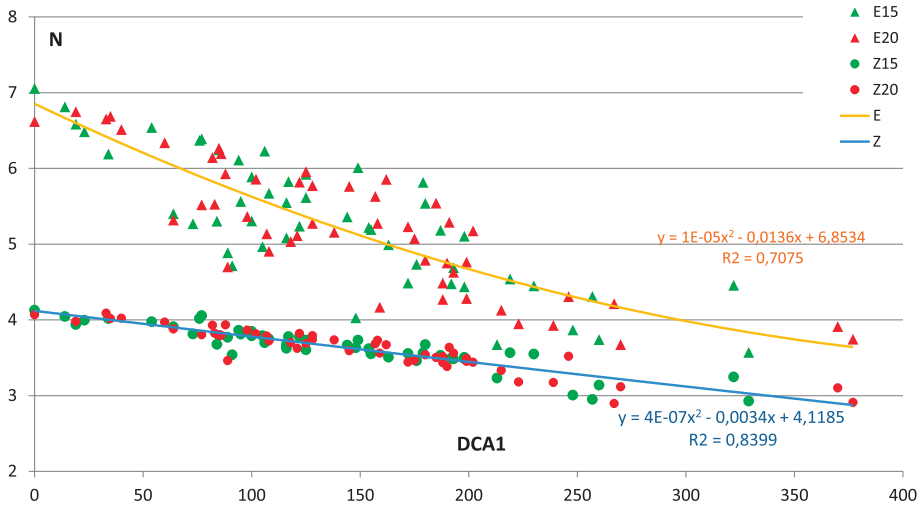
Analizując rozmieszczenie gatunków na diagramie DCA (Ryc. 3) można zauważyć, że po lewej stronie diagramu lokują się gatunki nitrofilnych zbiorowisk z klasy *Artemisietea vulgaris*, zaś na prawym krańcu rośliny typowe dla siedlisk



**Ryc. 3.** Diagram nietendencji analizy zgodności (DCA) roślinności łąkowej w Bieszczadzkim Parku Narodowym. Objasnienia: skróty nazw gatunków: trzy pierwsze litery – nazwa rodzajowa; trzy kolejne – nazwa gatunkowa, kolorem oznaczono gatunki charakterystyczne wybranych grup syntaksonomicznych. Pozostałe objaśnienia jak na rycinie nr 2.

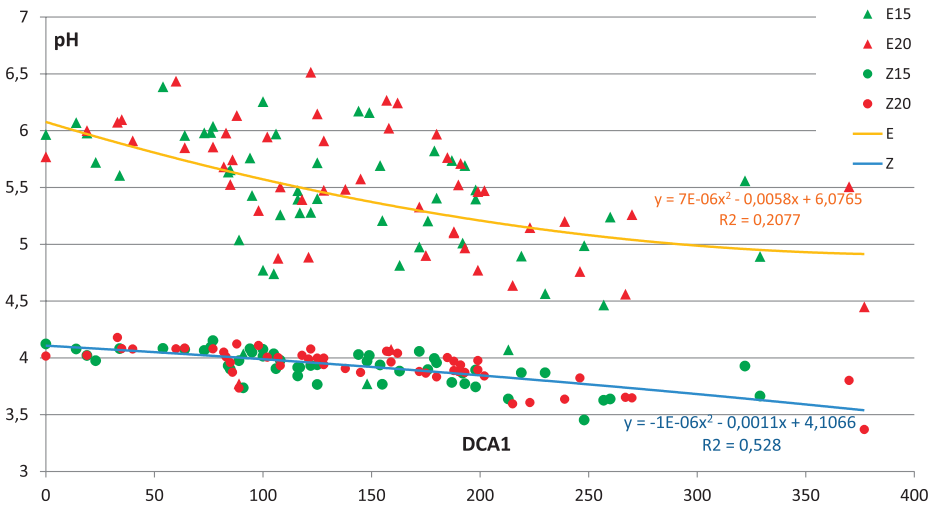
**Fig. 3.** Detrended Correspondence Analysis (DCA) of meadow vegetation in the Bieszczady National Park. Explanations: abbreviations of species names – first three letters – generic name; the next three – species name, color marks the species characteristic of selected syntaxonomic groups. Remaining explanations as in fig. 2.

uboższych, w tym muraw z klasy *Nardo-Callunetea*. Wskazuje to, że pierwsza oś DCA wyznacza gradient związany z kwasowością gleby, jak i zasobnością podłoża w azot. Potwierdza to analiza regresji pomiędzy ordynacją zdjęć fitosocjologicznych względem pierwszej osi DCA, a wskaźnikami trofizmu siedliska i kwasowości gleby według indeksów Ellenberga i Zarzyckiego (Ryc. 4 i 5). Szczególnie wysoką ujemną zależność wykazano dla wskaźnika Tr według Zarzyckiego ( $R^2=0,8399$ ). Stwierdzone zależności są praktycznie identyczne w przypadku regresji dla danych z 2015 i 2020 roku. Z kolei na dole diagramu DCA (Ryc. 3) koncentruje się rozmieszczenie gatunków typowych dla siedlisk wilgotniejszych, w tym cha-

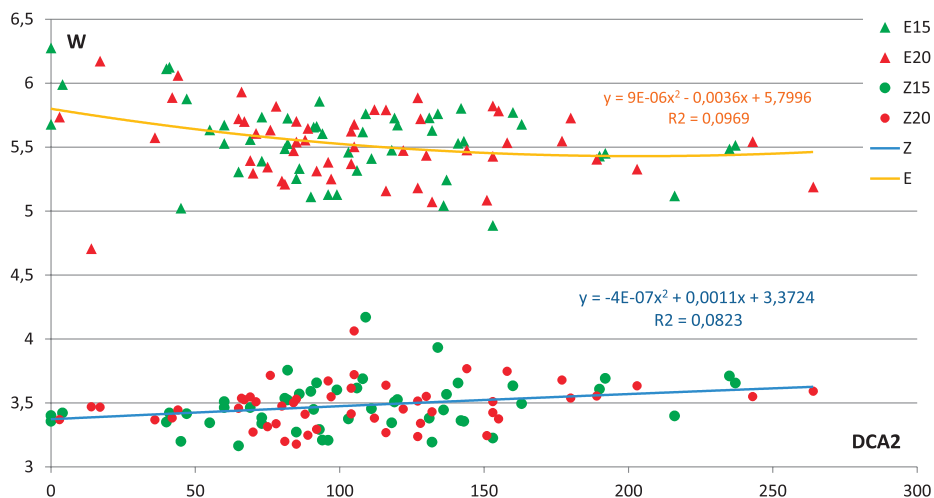


**Ryc. 4.** Zależność pomiędzy ordynacją zdjęć fitosocjologicznych względem pierwszej osi DCA, a wskaźnikiem trofizmu siedliska (N). Objaśnienia: E15, E20 – wartości indeksu N wg Ellenberga dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku, Z15, Z20 – wartości indeksu Tr wg Zarzyckiego dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku. E, Z – krzywe zależności wyrównane wielomianem drugiego stopnia dla indeksu Ellenberga i Zarzyckiego.

**Fig. 4.** The dependence between the ordering of phytosociological relevés in relation to the first DCA axis and the trophic index of the habitat (N). Explanations: E15, E20 – values of the N index according to Ellenberg for relevés from the year 2015 and 2020, Z15, Z20 – values of the Tr index according to Zarzycki for relevés from the year 2015 and 2020. E, Z – dependence curves aligned with the second degree polynomial for the Ellenberg and Zarzycki index.



rakterystycznych dla wilgotnych łąk z rzędu *Molinietalia caeruleae*. Analogicznie lokują się też zdjęcia reprezentujące płaty łąk świeżych przejściowe do wilgotnych łąk jaskrowo-firletkowych *Ranunculus acris-Lychnis flos-cuculi* (Ryc. 2). Gatunki związane z łąkami świeżymi z rzędu *Arrhenatheretalia elatioris* zajmują centralną część wykresu (Ryc. 3). Sugeruje to, że gradient drugiej osi DCA wynika w pewnej mierze z wilgotności podłoża, czego jednak nie udało się potwierdzić, analizując zależność z indeksami wilgotności gleby (Ryc. 6).



**Ryc. 6.** Relacja pomiędzy ordynacją zdjęć fitosocjologicznych względem drugiej osi DCA, a wskaźnikiem wilgotności gleby (W). Objasnienia: E15, E20 – wartości indeksu F wg Ellenberga dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku, Z15, Z20 – wartości indeksu W wg Zarzyckiego dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku. E, Z – krzywe zależności wyrównane wielomianem drugiego stopnia dla indeksu Ellenberga i Zarzyckiego.

**Fig. 6.** The relationship between the ordering of phytosociological relevés in relation to the second DCA axis and the soil humidity index (W). Explanations: E15, E20 – values of the W index according to Ellenberg for relevés from the year 2015 and 2020, Z15, Z20 – values of the W index according to Zarzycki for relevés from the year 2015 and 2020. E, Z – dependence curves aligned with the second degree polynomial for the Ellenberg and Zarzycki index.

← **Ryc. 5.** Zależność pomiędzy ordynacją zdjęć fitosocjologicznych względem pierwszej osi DCA, a wskaźnikiem kwasowości gleby (pH). Objasnienia: E15, E20 – wartości indeksu N wg Ellenberga dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku, Z15, Z20 – wartości indeksu Tr wg Zarzyckiego dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku. E, Z – krzywe zależności wyrównane wielomianem drugiego stopnia dla indeksu Ellenberga i Zarzyckiego.

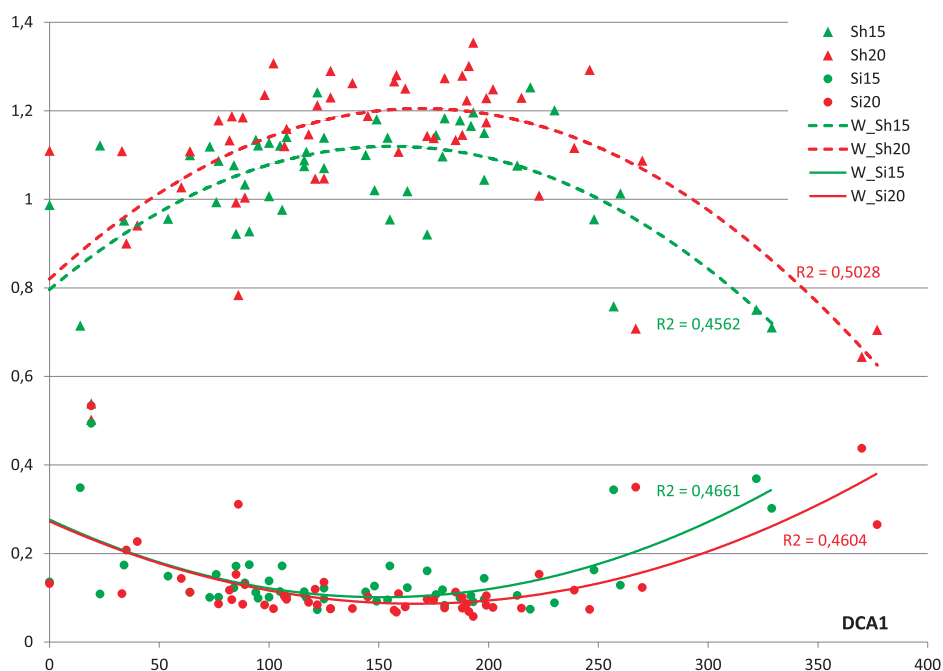
← **Fig. 5.** The relationship between the ordering of phytosociological relevés in relation to the first DCA axis and soil acidity index (pH). Explanations: E15, E20 – values of the R index according to Ellenberg for relevés from the year 2015 and 2020, Z15, Z20 – values of the R index according to Zarzycki for relevés from the year 2015 and 2020. E, Z – dependence curves aligned with the second degree polynomial for the Ellenberg and Zarzycki index.

Zmiany jakościowe w występowaniu poszczególnych roślin testowano statystycznie (test Q Cochraha  $p < 0,05$ ) na podstawie obecności lub braku gatunków na powierzchni w parach powtórzonych zdjęć. Wzrost notowań stwierdzono w odniesieniu do 33 taksonów, zaś ani jeden takson nie wykazuje statystycznie istotnego obniżenia frekwencji (Tab. 1). Wśród roślin zwiększających częstość występowania liczne są gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (7 taksonów) oraz z rzędu *Arrhenatheretalia elatioris* i związków podrzędnych (7 gatunków). Znaczący jest wzrost obecności roślin niskodarniowych. Wyraźnie przybyło przedstawicieli z rodziny selerowatych *Apiaceae*, a także gatunków jednoliściennych – głównie traw, także storczyków reprezentowanych przez gólkę długoostrogową *Gymnadenia conopsea*. Po pięciu latach odnotowano na badanych powierzchniach o 15 taksonów więcej. Wyraźnemu zwiększeniu uległa też średnia liczba gatunków w jednym zdjęciu. Była to zmiana statystycznie istotna – z 30 gatunków w 2015 roku do 37 gatunków w 2020 roku (test Wilcoxona  $p < 0,0001$ ). Nastąpiły również statystycznie istotne zmiany średniego wskaźnika różnorodności Shannon-Wienera ( $H'$  wzrosło z 1,045 do 1,115) oraz wskaźnika dominacji Simpsona (spadek  $S$  z 0,144 do 0,130).

Analizując zależność między ordynacją zdjęć fitosocjologicznych względem pierwszej osi DCA a wskaźnikami: różnorodności Shannon-Wienera oraz dominacji Simpsona stwierdzić można, że w obu przypadkach zależności mają charakter paraboli z wierzchołkiem (minimum  $S$  i maksimum  $H'$ ) w okolicy środka osi DCA1 (Ryc. 7). Oznacza to, że największym zróżnicowaniem składu gatunkowego odznaczały się zdjęcia fitosocjologiczne o średnich wartościach trofizmu (4,5–5,6 wg Ellenberga i 3,5–3,8 wg Zarzyckiego) i kwasowości gleby (5,2–5,6 wg Ellenberga i 3,9–4,0 wg Zarzyckiego). Analiza potwierdza, że w całym gradiencie wyznaczonym przez pierwszą oś DCA indeks  $H'$  zdjęć z 2020 roku jest większy niż analogiczny wskaźnik z 2015 roku. W przypadku wskaźnika dominacji prawidłowość jest odwrotna (Ryc. 7).

Statystycznie istotne zmiany ilościowe (test Wilcoxona  $p < 0,05$ ), obliczane na podstawie procentowego pokrycia, dotyczą 27 gatunków. Wzrost średniego pokrycia stwierdzono w przypadku 22 gatunków (Tab. 1). Natomiast tylko u pięciu (przytulia pospolita *Galium mollugo*, turzyca prosowata *Carex panicea*, tomka wonna *Anthoxanthum odoratum*, wyczyniec łąkowy *Alopecurus pratensis* i pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*) odnotowano statystycznie istotny spadek zajmowanej powierzchni (Tab. 1). W odniesieniu do przynależności syntaksonomicznej wśród gatunków zwiększających pokrycie przeważają, podobnie jak w przypadku zmian ilościowych, gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz z rzędów *Molinietalia caeruleae* i *Arrhenatheretalia elatioris* (odpowiednio 8, 4 i 4 taksony). Należy nadmienić, że zamieszczona lista nie uwzględnia szeregu rzadkości florystycznych, występujących na badanych powierzchniach poza analizowanymi zdjęciami fitosocjologicznymi. Do ciekawszych znalezisk odnotowanych w 2020





**Ryc. 7.** Zależność pomiędzy ordynacją zdjęć fitosocjologicznych względem pierwszej osi DCA, a wskaźnikami: różnorodności Shannona-Wienera (Sh) oraz dominacji Simpсона (Si). Objasnienia: Sh15, Sh20 – wartości indeksu Shannona-Wienera dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku, Si15, Si20 – wartości indeksu Simpсона dla zdjęć z 2015 roku i 2020 roku. W\_Sh15, W\_Sh20, W\_Si15, W\_Si20, – krzywe zależności wyrównane wielomianem drugiego stopnia dla poszczególnych indeksów.

**Fig. 7.** The dependence between the ordering of phytosociological relevés in relation to the first DCA axis and the following indicators: Shannon-Wiener diversity index (Sh) and Simpson dominance index (Si). Explanations: Sh15, Sh20 – Shannon-Wiener index values for 2015 and 2020 relevés, Si15, Si20 – Simpson index values for 2015 and 2020 relevés. W\_Sh15, W\_Sh20, W\_Si15, W\_Si20 – dependence curves aligned with a second degree polynomial for individual indices.

roku należą liczne stanowiska nasięźrzału pospolitego *Ophioglossum vulgatum* (N 49° 9' 2,89", E 22° 45' 5,80") i goryczki wąskolistnej *Gentiana pneumonanthe* (N 49° 4' 35,96", E 22° 50' 19,55").

## Dyskusja

W warunkach stabilnych warunków środowiska i przy niezmiennym sposobie użytkowania, zbiorowiska łąkowe mogą mieć różną dynamikę składu gatunkowego w zależności od struktury oraz obecności dominantów czy subdominantów, a także w zakresie różnorodności i produktywności zbiorowisk (Berendse i in. 1992; Kotańska 1993; Volf i in. 2016). Duże znaczenie dla zachodzących proce-

sów ma również wcześniejsza historia użytkowania (Gustavsson 2007). Ponadto w warunkach ograniczonego nawożenia stały pobór biogenów z plonem może być również przyczyną dość znacznych zmian nawet w krótkim czasie (Borawska-Jarmułowicz 2008).

Wyniki ordynacji DCA zbioru par zdjęć fitosocjologicznych sugerują, że przestrzenno-czasowe zmiany zachodzące w strukturze koszonych zbiorowisk łąkowych Bieszczadzkiego Parku Narodowego mogą mieć charakter nie tylko fluktuacyjny, ale też kierunkowy, co wykazywano we wcześniejszych badaniach (Korzeniak 2012). Jest to szczególnie widoczne w przypadku zmian wskaźników różnorodności. Zmiany w składzie gatunkowym zbiorowisk są trudniejsze do interpretacji. Wektor zmian wzdłuż pierwszej osi DCA, związanej z gradientem żyzności, wskazuje na stopniowe zmniejszanie się udziału gatunków wysokich, troficznie bardziej wymagających, na rzecz gatunków niskodarniowych – przy jednoczesnym zwiększeniu różnorodności gatunkowej. Krótki okres badań i niewielka wielkość wektora zmian w stosunku do całej zmienności, związanej z gradientem siedliskowym, nie uprawnia jednak do tezy o istotnym spadku żyzności powierzchniowych warstw gleby. Analiza ordynacji zdjęć wzdłuż osi DCA i indeksów siedliskowych według Ellenberga i Zarzyckiego wskazuje, że żyzność jest głównym czynnikiem decydującym o zróżnicowaniu składu gatunkowego badanych łąk świeżych. Siła korelacji tego indeksu z osią DCA, w porównaniu z charakterem innych badanych zależności (pH, wilgotność) wskazuje, że zależność ta nie jest artefaktem, chociaż nie zostało to potwierdzone przez testy permutacyjne, które według niektórych źródeł mogą dawać bardziej wiarygodne rezultaty (Zelený i Schaffers 2012; Wildi 2016). Wydaje się, że opracowane dla warunków krajowych wskaźniki Zarzyckiego dla trofizmu, kwasowości i wilgotności gleby (Zarzycki i in. 2002), lepiej oddają wymagania ekologiczne gatunków odnotowane w warunkach bieszczadzkich, niż analogiczne indeksy Ellenberga (Ellenberg i in. 1991), gdyż nie uwzględniają one wielu występujących tu gatunków.

Wyniki naszych badań sugerują, że w przypadku zbiorowisk łąkowych o charakterze łąk świeżych, największa różnorodność gatunkowa występuje przy średnim trofizmie siedliska. Wzrost zawartości biogenów, do którego dochodzi na skutek rozdrabniania porostu przez tzw. mulczowanie, czy też pozostawianie pokosu bez zbioru, powoduje zwiększenie powierzchni płatów zdominowanych przez wysokie gatunki dwuliścienne z rodziny selerowatych lub też rozwój ubogich w gatunki facji szerokolistnych traw. Z kolei wieloletni, regularny pobór biomasy, który nie jest równoważony nawożeniem, może powodować ustępowanie niektórych gatunków i ewolucję w kierunku ubogich gatunkowo muraw z klasy *Nardo-Callunetea* (Samuil i in. 2013). Należy jednak zaznaczyć, że w skali całego Bieszczadzkiego Parku Narodowego spadek trofizmu siedlisk łąkowych nie wydaje się być zagrożeniem realnym. Wprost przeciwnie, na skutek ekstensyfikacji użytkowania łąk i pastwisk oraz malejącej opłacalności gospodarki hodowlanej,

murawy bliźniczkowe pozostają w grupie najbardziej zagrożonych siedlisk przyrodniczych w regionie (Kucharzyk i Szary 2017). Podobny obraz zmian odnotowano przy analizie frekwencji i pokrycia poszczególnych gatunków. Zmiany stwierdzone w ciągu stosunkowo krótkiego okresu mogą wynikać w dużej mierze z dawnej historii użytkowania, gdzie na wielu powierzchniach celowo doprowadzono do dominacji wysokoprodukcyjnych traw, w szczególności wyczyńca łąkowego *Alopecurus pratensis*, kupkówki pospolitej *Dactylis glomerata* i rajgrasu wyniosłego *Arrhenatherum elatius*. Kilkunastoletnie zaniechanie użytkowania łąk, które miało miejsce w końcu dwudziestego wieku, zainicjowało sukcesję w kierunku ziołorośli, co sprzyjało zwiększaniu udziału gatunków nitrofilnych z klasy *Artemisietea*. W warunkach stałego poboru biomasy i niewielkiego nawożenia obornikiem, gatunki te powinny stopniowo zmniejszać swój udział (Klimeš i Klimešová 2002). Z kolei ograniczenie konkurencji wysokich traw powinno powodować wzrost różnorodności gatunkowej i spadek wskaźnika dominacji, co zdają się potwierdzać wyniki obecnych badań. Regularne koszenie połączone ze zbiorem biomasy powoduje znaczący wzrost bioróżnorodności łąk już po 5 latach. Nie zaobserwowano procesu antropogenizacji flory pod wpływem wykonywanych zabiegów, ani też pojawiania się taksonów nowych dla Bieszczadzkiego Parku Narodowego.

Prowadzony dotychczas monitoring, dotyczący ochrony aktywnej łąk w Bieszczadzkim Parku Narodowym, polegał głównie na porównaniu zmian zachodzących w warunkach zaniechania i prowadzenia użytkowania (Szary 2008, 2014). Zestawiając wyniki wcześniejszych badań z obecnymi, przy regularnym koszeniu stwierdzono wzrost pokrycia u sześciu wspólnych gatunków: *Centaurea phrygia*, *Cerastium vulgatum*, *Festuca rubra*, *Gymnadenia conopsea*, *Rhinanthus serotinus* i *Trifolium repens*. Z kolei redukcję pokrycia w badaniach obecnych i wcześniejszych odnotowano głównie w przypadku pięciu taksonów: *Alopecurus pratensis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Carex panicea*, *Galium mollugo* i *Urtica dioica* (Szary 2008, 2014). Niniejsze badania wykazały, że statystycznie istotny wzrost pokrycia nastąpił również u trzech gatunków, które we wcześniejszych badaniach Szarego (2008, 2014) reagowały na koszenie spadkiem udziału – chodzi o tymotkę *Phleum pratense* oraz dwie kostrzewy: *Festuca pratensis* i *Festuca rubra*. Prawdopodobnie duże znaczenie w tendencjach dynamicznych u poszczególnych gatunków może mieć struktura fitocenozy i relacje z innymi gatunkami roślin, szczególnie z dominantami i subdominantami (Zhukova i Ermakova 1985).

Stwierdzone prawidłowości wymagają potwierdzenia w trakcie dalszych badań, szczególnie w odniesieniu do gatunków współdominujących. Zmiany zaobserwowane w jednym powtórzeniu w odstępie pięcioletnim, mimo iż badania były wykonane w podobnej fazie fenologicznej, mogą częściowo wynikać ze specyficznych układów pogodowych, wpływających na wzrost roślin łąkowych (Durnett i in. 1998). Dla przykładu wydaje się, że sucha wiosna z przymrozkami i opadami

śniegu, które odnotowano w maju 2020 roku, mogła wpłynąć na osłabienie wzrostu i kłoszenia wyczyńca łąkowego, a tym samym na zmniejszenie pokrycia tego gatunku w zdjęciach fitosocjologicznych.

## Podsumowanie i wnioski

Reasumując, można wskazać kilka tendencji, jakie zaobserwowano na corocznie koszonych powierzchniach: 1) zauważalny wzrost różnorodności florystycznej (zwłaszcza na powierzchniach wcześniej odłogowanych lub koszonych nieregularnie); 2) wyraźny wzrost pokrycia u gatunków niskodarniowych i światłolubnych (dotyczy to również gatunków cennych, takich jak storczyki), przy wyraźnym spadku udziału wysokich bylin; 3) zachowanie pełnej puli gatunków wcześniej występujących. Każda z tych zmian stanowi pożądaną efekt ekologiczny, przy czym trzeba zwrócić uwagę na fakt, że okres między dwiema seriami obserwacji nie był długi. Fakt ten może dawać podstawy do budowania hipotezy, że przy dalszym utrzymaniu regularności koszeń powyższe zmiany będą się wzmacniały. Koszenie inicjuje też proces różnicowania się płatów roślinnych, gdyż dzięki selektywnie podjętym zabiegom ochronnym dochodzi do znaczących kontrastów między sąsiadującymi biocenozami. Sukcesja zachodząca na odłogowanych łąkach i okrajkach stwarza diametralnie inne siedliska od powierzchni koszonych, co sprzyja rozwojowi mozaiki różnorodnych siedlisk.

W planowaniu zabiegów ochronnych na terenie Parku, mających na celu zachowanie pełnej różnorodności biocenotycznej i gatunkowej, konieczne jest umiejętne zrównoważenie intensywności działań przy jednoczesnym zróżnicowaniu sposobów i terminów zabiegów ochrony aktywnej. Dotyczy to w szczególności zbiorowisk łąkowych, które zdają się najszybciej reagować. Z uwagi na znaczną dynamikę obserwowanych zmian, efekty ekologiczne stosowanych zabiegów powinny być regularnie monitorowane, najlepiej wieloaspektowo z uwzględnieniem danych botanicznych, entomologicznych i ornitologicznych.

## Literatura

- Berendse F.M., Oomes M.J., Altena H.J., Elberse W.T. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological conservation* 62 (1): 59–65.
- Borawska-Jarmułowicz B. 2008. Zmiany w składzie florystycznym runi łąkowej po pięciu latach od zaprzestania nawożenia przy jednokrotnym koszeniu. *Łąkarstwo w Polsce* 11: 33–42.
- Ciurzycki W., Brzeziecki B., Zaniewski P.T., Keczyński A. 2018. Zmiany leśnych zbiorowisk roślinnych w latach 1959–2016 na stałej powierzchni badawczej w oddziale 319 Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylwan* 162 (11): 907–914.

- Denisiuk Z., Korzeniak J. 1999. Zbiorowiska nieleśne krainy dolin Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Monografie Bieszczadzkie 5: 1–162.
- Dunnett N. P., Willis A. J., Hunt R., Grime J. P. 1998. A 38-year study of relations between weather and vegetation dynamics in road verges near Bibury, Gloucestershire. *Journal of Ecology* 86(4): 610–623.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Grzegorzczak S. 2016. Użytkowanie ekosystemów trawiastych a kształtowanie środowiska. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 586: 19–32.
- Gustavsson E., Lennartsson T., Emanuelsson M. 2007. Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. *Biological Conservation* 138(1–2): 47–59.
- Hammer Q. 2021. PAleontological STatistics Version 4.06 Reference manual. Natural History Museum University of Oslo. s. 290. <https://www.nhm.uio.no/english/research/infrastructure/past/downloads/past4manual.pdf>
- Jankowska-Huflejt H. 2016. The need of protecting permanent grasslands as a premise for the development of organic meadow farms. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 61 (3): 186–192.
- Kapfer J., Hédl R., Jurasinski G., Kopecký M., Schei F. H., Grytnes J.–A. 2017. Re-surveying historical vegetation data – opportunities and challenges. *Applied Vegetation Science* 20: 164–171.
- Klimeš L., Klimešová J. 2002. The effects of mowing and fertilization on carbohydrate reserves and regrowth of grasses: do they promote plant coexistence in species-rich meadows?. In: *Ecology and Evolutionary Biology of Clonal Plants*. Springer, Dordrecht: 141–160.
- Korzeniak J. 1997. Historyczne i współczesne przemiany łąk reglowych w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 53(6): 17–27.
- Korzeniak J. 2012. Przemiany roślinności łąk górskich w Bieszczadach Wysokich a koszenie. *Ekologia i Technika* 20(2): 81–87.
- Korzeniak J., Kucharzyk S. 2016. Zmiany w szacie roślinnej od połowy XIX w. do czasów współczesnych. W: J. Wolski (red.). *Bojkowszczyzna Zachodnia – wczoraj, dziś i jutro. Tom 2. Monografie* 17: 225–260. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa.
- Kotańska M. 1993. Dynamics of wet meadow communities [*Calthion alliance*] in the Wierzbanowka valley in 1976–1988. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 38(2): 593–619.
- Krebs Ch. J. 2001. *Ekologia*. PWN, Warszawa, ss. 735.
- Kucharzyk S., Augustyn M. 2010. Trwałość polan reglowych w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 18: 45–58.
- Kucharzyk S., Szary A. 2012. Degradacja i ochrona torfowisk wysokich w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 20: 83–97.

- Kucharzyk S., Szary A. 2017. Wstępna analiza dynamiki roślinności reglowych muraw bliźniczkowych na terenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Roczniki Bieszczadzkie* 25: 197–209.
- Matuszkiewicz W. 2002. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa, ss. 537.
- Millar N. 2013. Merlin – Statistics Add-In for Biology Students Version 3.0. <https://www.heckgrammar.co.uk/index.php?p=10310>. Dostęp 10 maja 2017.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W. Szafer Institute of Botany, PAN. Kraków. ss. 457.
- Samuil C., Vintu V., Sirbu C., Stavarache M. 2013. Influence of fertilizers on the biodiversity of semi-natural grassland in the Eastern Carpathians. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 41(1): 195–200.
- Szary A. 2008. Bioróżnorodność łąk w świetle ich użytkowania na terenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* 1 (27): 53–61.
- Szary A. 2014. Dynamika roślinności łąkowej pod wpływem koszenia i wypasu w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 22: 205–212.
- Volf M., Redmond C., Albert Á.J., Le Bagousse-Pinguet Y., Biella P., Götzenberger L., Hrázský Z., Janeček Š., Klimešová J., Lepš J., Šebelíková L. 2016. Effects of long- and short-term management on the functional structure of meadows through species turnover and intraspecific trait variability. *Oecologia* 180(4): 941–50.
- Wildi O. 2016. Why mean indicator values are not biased. *Journal of Vegetation Science* 27(1): 40–49.
- Wolski J. 2009. Trwałość krajobrazu wiejskiego na przykładzie przekształceń zbiorowisk roślinnych bieszczadzkiej „krajiny dolin” w ciągu ostatnich 150 lat. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 65 (6): 441–448.
- Wołek J. 1992. *Vademecum statystyki dla biologów*. PAN, Kraków. ss. 134.
- Zarzycki J., Korzeniak J. 2013. Łąki w polskich Karpatach – stan aktualny, zmiany i możliwości ich zachowania. *Roczniki Bieszczadzkie* 21: 18–34.
- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Róžański W., Szeląg Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. W: Z. Mirek (red.). *Biodiversity of Poland, Vol. 2* W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, ss. 183.
- Zelený D., Schaffers A.P., 2012. Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science* 23(3): 419–431.
- Zhukova L. A., Ermakova I. M. 1985. Structure and dynamics of coenopopulations of some temperate grasses. In: *The population structure of vegetation*. Springer, Dordrecht: 179–205.

## Summary

Several trends have been observed in the areas mown every year: 1) a noticeable increase in plant species diversity (especially on previously set aside or irregularly mown areas), 2) a clear increase in coverage of low-turf and light-requiring species (including valuable species such as orchids), with simultaneous reduction in the share of tall perennials, 3) preservation of the full range of species previously present, in the absence of alien plant species. Each of these changes is a desired ecological effect, but the period between the two series was not too long, which could suggest that if the regularity of mowing is continued, the above changes will become stronger, at least for a while. Mowing also allows for the diversification of habitats occurring close to each other, as succession over a large area still fallow meadows and margins will favor the development of a mosaic of various habitats. When planning protective measures in the park, in order to maintain full ecosystem and species diversity, it is necessary to maintain balance and differentiate the methods of protection of meadow communities. Due to the significant dynamics of the observed changes, the ecological effects of the applied treatments should be regularly monitored, preferably in a multifaceted manner, taking into account botanical, entomological and ornithological data.







