

Stanisław Kucharzyk

Bieszczadzki Park Narodowy, Ośrodek Naukowo-Dydaktyczny

38-700 Ustrzyki Dolne, ul. Belska 7

stku@o2.pl

Maciej Augustyn

Stacja Badawcza Fauny Karpat, MiIZ PAN

38-700 Ustrzyki Dolne, ul. Ogrodowa 10

Received: 23.03.2010

Reviewed: 18.06.2010

TRWAŁOŚĆ POLAN REGLOWYCH W BIESZCZADZKIM PARKU NARODOWYM

Stability of mountain glades in the Bieszczady National Park

Abstract: A study carried out in the Bieszczadzki National Park, over 60 years after the cessation of use of the mountain glades, indicate a considerable decrease in the number of glades (by 41%) and their area (by 81%). Significant for the stability of glades are following factors: elevation, degree of a slope (positive correlation), the perimeter/area ratio, the /length of the period without management, relative insolation, percentage of pastures, and the depth of soil (negative correlation). No relationship for the stability of glades with their perimeter and area, topographic index, and the type of neighbouring tree stands has been found.

Key words: Bieszczady National Park, mountain glades, secondary succession, modeling, archival maps, aerial photos, GIS.

Wstęp

Polany regłowe są elementem antropogenicznym istotnie wzbogacającym różnorodność gatunkową i fitocenotyczną zwartych naturalnych lasów, stąd też w wielu górskich parkach narodowych podlegają ochronie czynnej (Michalik 1986, 1990a, 1990b; Kaźmierczakowa 1990; Bodziarczyk i in. 1992; Żołnierz i in. 2000). Ekosystemy te są również chronione w Bieszczadzkim Parku Narodowym, chociaż ich zachowaniu przypisuje się mniejsze znaczenie, z uwagi na istnienie bardziej cennych i różnorodnych rozległych terenów otwartych, takich jak połoniny i zbiorowiska „krajny dolin” (Michalik i Pawłowski 2000). Polany regłowe od wielu wieków są charakterystycznym elementem bieszczadzkiego krajobrazu. Powstawały jako uzupełnienie zasadniczej rezerwy gruntów ekumeny i były wykorzystywane jako łąki kośne (tzw. carynki), pastwiska na trasie przegonów zwierząt na połoniny lub rzadziej jako grunty rolne. Z powodu znacznej odległości od osad najczęściej użytkowane były w sposób bardziej ekstensywny niż grunty w doli-

nach i porzucane w pierwszej kolejności w okresach regresów gospodarki. Wysiedlenia po drugiej wojnie światowej spowodowały, że na kilkanaście lat całkowicie zaprzestano rolniczego wykorzystywania terenów nieleśnych w Bieszczadach. Chociaż w latach 50. ubiegłego stulecia powrócono do użytkowania niżej położonych łąk i pastwisk, jednak proces ten nie objął bardziej odległych gruntów (Zaleski i in. 2007). Na przełomie lat sześćdziesiątych i siedemdziesiątych ubiegłego stulecia znaczna część nieleśnych enklaw w obrębie lasów administrowanych przez Lasy Państwowe zastała zalesiona poprzez obsadzenie gatunkami iglastymi (świerkiem, modrzewiem i sosną). Po włączeniu do Bieszczadzkiego Parku Narodowego (utworzenie w 1973 roku i kolejne rozszerzenia w latach 1989 i 1991), większość polan znalazła się w strefie lasów objętych ochroną ścisłą. Zaawansowany proces sukcesji wtórnej został niejako usankcjonowany, gdyż przyjęto nadrzędną zasadę unikania fragmentacji zwartych stref ochronnych. Jedynie najcenniejsze polany ze stanowiskami rzadkich i zagrożonych gatunków roślin przeznaczono do ochrony czynnej. Wskazano również na konieczność utrzymania ciągów carynek wzdłuż grzbietów górskich, stanowiących korytarze ekologiczne dla gatunków wysokogórskich (Michalik i Pawłowski 2000). W całym Parku odnotowano wówczas 436 polan o łącznej powierzchni 626,40 ha. Wytyczne planu ochrony zakładały, że znaczna część tych wydzieliń będzie utrzymana w dłuższym okresie czasu, dzięki spasanui przez żerujące stada jeleni i żubrów, przy zachowaniu odpowiednio licznych populacji zwierzyny. W przypadku nadmiernego zarastania najcenniejszych polan grzbietowych, dopuszczono jednorazowe usunięcie drzew i krzewów (Michalik 1994–96). W ciągu kilkunastu lat, które upłynęły od powstania pierwszego planu ochrony obserwuje się jednak dalszy postęp zarastania polan.

Celem niniejszego artykułu jest ocena trwałości polan reglaowych od momentu zaprzestania ich użytkowania i próba wskazania głównych czynników wpływających na tempo sukcesji wtórnej.

Metodyka

Teren opracowania z przyczyn praktycznych ograniczono do obszaru dwóch wsi – Wołosate i Ustrzyki Górne, dla których dostępne były archiwalne mapy katastralne.

Do oceny zmian zachodzących na polanach reglaowych wykorzystano następujące materiały:

- dane statystyczne z Metryki Józefińskiej z 1788 roku (Metryka Józefińska);
- mapę katastralną z 1852 roku z naniesieniami zmian do 1879 roku (Mapa katastralna wsi Wołosate i Ustrzyki Górne);
- zdjęcia lotnicze z 1969 roku – dostępne dla około 60% analizowanego

- obszaru (archiwum Zakładu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie);
- ortofotomapę BdPN z 1994 roku (Ortofotomapa...);
- ortofotomapę z 2004 roku (<http://www.geoportal.gov.pl/>).

W analizie zmian powierzchni i zasięgu polan uwzględniono enklawy nieleśne, które w okresie badawczym (1788–2004) nie łączyły się ani z połoninami, ani też nie przylegały (przyjęto umowny bufor o szerokości 30 metrów) do otwartych terenów nieleśnych „krajiny dolin”. Do porównania zmian wielkości i zasięgu polan wykorzystano graficzne bazy danych w formacie ArcView 8.2, utworzone na podstawie wektoryzacji map katastralnych i fotointerpretacji dwóch ortofotomap z lat 1994 i 2004.

Przy konstruowaniu modelu trwałości polan w zależności od różnych czynników, wprowadzono dodatkową selekcję danych: zawężono teren analizy do arealu dostępnych zdjęć z 1969 roku, wyłączono polany sztucznie zalesione gatunkami iglastymi (więcej niż 5% powierzchni) oraz powstałe i powiększone po 1879 roku. W analizie czynników kształtujących tempo zarastania uwzględniono następujące parametry:

- obwód i powierzchnię polan (wg stanu z 1879 roku);
- współczynnik rozwinięcia granicy określony jako iloraz powyższych parametrów;
- procentowy udział w powierzchni polany stref brzeżnych (bufory do 10 oraz od 10 do 20 metrów od skraju polany w kierunku środka);
- średnie parametrów topograficznych wyliczone na podstawie numerycznego modelu terenu, takie jak: wysokość n.p.m., nachylenie, ekspozycja (uwzględniana nie jako azymut, ale jako kąt wypukły pomiędzy kierunkiem największego spadku a północą);
- średnie nasłonecznienie względne obliczone na podstawie numerycznego modelu terenu, według algorytmu zaproponowanego przez Pierce’a i współautorów (Pierce i in. 2005).
- indeks topograficzny różnicujący wypukłe i wklęsłe formy terenu, obliczony z zastosowaniem programu CorridorDesigner (<http://www.corridordesign.org/>).
- użytkowanie w 1879 r z (procentowy udział gruntów ornych, pastwisk i łąk);
- głębokość gleby w trzech kategoriach wg mapy gleb (Skiba i in. 1994–1996);
- sąsiedztwo drzewostanów z udziałem gatunków lekkonasiennych (dane o charakterze binarnym: „sąsiadujące” – „brak sąsiedztwa”);
- liczba lat od zaprzestania użytkowania (za rok ostatniego użytkowania przyjęto 1944, tak więc dla danych 1969 roku – 25 lat, dla danych z 1994 roku – 50 lat, dla danych z 2004 roku – 60 lat).

Powyższe parametry wykorzystano w dwóch modelach. W pierwszym modelu, opartym o wieloraką regresję liniową z pakietu Statistica 6.0, zmienną objaśnianą była trwałość polany. Trwałość określono jako procent powierzchni nieleśnej w konkretnym roku analizy, w stosunku do powierzchni w 1879 roku. W modelu drugim, skonstruowanym na podstawie regresji logitowej z pakietu statystycznego Gretl 1.8.6, zmienna niezależna miała postać binarną („1” – polana istniejąca o powierzchni większej niż 1 ar, „0” – polana zarośnięta, mniejsza niż 1 ar). Graniczną powierzchnię 100 m² przyjęto z uwagi na to, że tak mała polana nie ma już zasadniczo charakteru otwartej powierzchni. Podobną wielkość mają luki w drzewostanie bukowym, pojawiające się w wyniku wydzielania się okazałych, starych drzew (Kenderes i in. 2008).

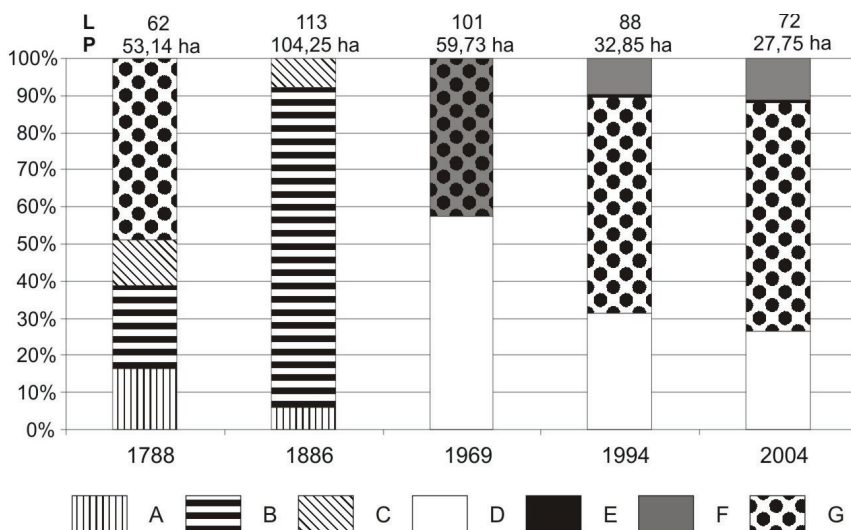
Wyniki

Zmiany powierzchni i liczby polan na badanym terenie od 1788 do 2004 roku przedstawia tabela 1. Zwraca uwagę fakt, że w 1788 roku istniała tylko połowa polan odnotowanych na mapie katastralnej z 1879 roku. W ciągu stu lat ich powierzchnia zwiększyła się zaś o 60%. W okresie późniejszym przyrost liczby i powierzchni polan był znacznie mniejszy, chociaż trudno ocenić dokładne wartości, gdyż nie ma precyzyjnych danych obrazujących stan z okresu międzywojennego. Na ortofotomapach z 1994 udało się stwierdzić tylko 39 polan o powierzchni niespełna 9 ha, które nie istniały w 1879 roku. Do końca XX wieku zachowało się aż 72% polan istniejących w drugiej połowie XIX wieku, lecz ich powierzchnia zmniejszyła się do 22%. W kolejnym 10-leciu liczba polan uległa dalszej redukcji do 59%, zaś powierzchnia do 19% odpowiednich wartości z 1879 roku. Zanikanie polan związane było głównie z zarastaniem przez buka i jawora, gatunki typowe dla buczyny karpackiej (44% powierzchni polan z 1879 roku). Mniejsze znaczenie miało obsadzanie gatunkami iglastymi (22%) oraz sukcesja pionierskich gatunków drzew takich jak: olsza szara, brzoza, osika i wierzyby (12%). Zmienił się także charakter zbiorowisk zachowanych enklaw nieleśnych. W 1879 roku dominowały łąki (75%), mniejszą powierzchnię zajmowały pastwiska (14%) i role (11%). Według mapy fitosocjologicznej z 1994 roku (Michalik i in. 1994–1996) na polanach dominowały traworośla trzcinika leśnego (48%), borówczyska (18%), łąki mietlicowe (15%), traworośla wiechlinowo-śmiałkowe (9%), turzycowiska z *Carex brizoides* (3%), ziołorośla szczawiu alpejskiego (3%), a pozostałą część pokrywały: malinowiska z *Rubus idaeus*, kwieciste ziołorośla połoninowe i ziołorośla sitowia leśnego.

Tabela 1. Zmiany wielkości i użytkowania polan reglowych na terenie wsi Wołosate i Ustrzyki Górne.**Table 1.** Changes in size and usage of mountain clearings in villages: Wołosate and Ustrzyki Górne.

Rok (year)	1788	1879	1994	2004
Powierzchnia gruntów ornych <i>Area of arable land</i>	50,66	43,09	0,00	0,00
Powierzchnia łąk <i>Area of meadows</i>	83,20	225,53	0,00	0,00
Powierzchnia pastwisk lub terenów nieużytkowanych (w tym polany powstałe po 1879 roku) <i>Grazed area or areas without any management (including the clearings created after 1879)</i>	26,25	33,89	74,06 (8,65)	62,95 (5,13)
Powierzchnia łąk i pastwisk częściowo zadrzewionych <i>Area of meadows and pastures partially wooded</i>	27,53	2,20	0,00	0,00
Powierzchnie polan wg stanu z roku 1879, sztucznie zalesione gatunkami iglastymi <i>The area of glades in the year 1879, artificially afforested with coniferous species</i>	0,00	0,00	67,69	67,78
Powierzchnie polan wg stanu z roku 1879, zarośnięte bukiem lub jaworem <i>The area of glades in the year 1879, overgrown with beech or sycamore</i>	0,00	0,00	134,26	138,51
Powierzchnie polan wg stanu z roku 1879, zarośnięte gatunkami lekkonasiennymi <i>The area of glades in the year 1879, overgrown with pioneer tree species</i>	0,00	0,00	37,35	40,60
Razem tereny otwarte (w tym polany powstałe po 1879 roku) <i>Open areas generally (including the clearings created after 1879)</i>	187,64	304,72	74,06 (8,65)	62,95 (5,13)
Liczba polan (w tym polany powstałe po 1879 roku) <i>Number of glades (including the clearings created after 1879)</i>	112	211	191 (39)	161 (37)
Średnia powierzchnia polany <i>The average size of glades</i>	1,68	1,44	0,39	0,39

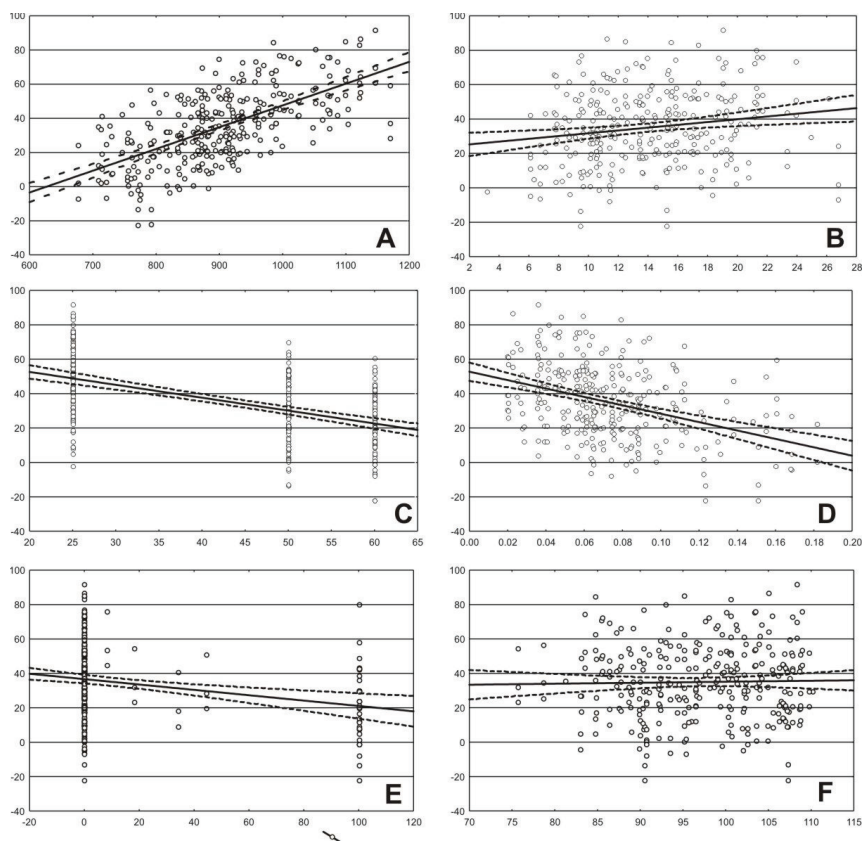
Do modelowania czynników warunkujących trwałość polan według kryteriów opisanych w metodyce wybrano 113 polan istniejących w 1879 roku, które zajmowały łącznie powierzchnię 104,25 ha. Areał ten, poczynając od 1788 do 2004 roku, podlegał zmianom ilustrowanym przez rycinę 1. Wyniki wskazują, że tempo sukcesji zmieniało się wraz z upływem czasu. Do 1969 roku zarosło aż 45% powierzchni badanych polan, w ciągu kolejnego ćwierćwiecza tylko 16%, zaś w ciągu następnych dziesięciu lat tylko 4%.



Ryc. 1. Zmiany użytkowania 113 polan reglaowych użytych do modelowania. Objasnienia: A – role, B – łąki kośne, C – pastwiska, D – nieużytkowane tereny nieleśne, E – drzewostany iglaste, F- olszyny i brzeziny porolne, G – buczyny, L – liczba analizowanych polan, P – powierzchnia analizowanych polan.

Fig. 1. Changes in the management of 113 mountain glades used for modeling. Explanation: A – arable lands, B – hay meadows, C – pastures, D – non-forest areas without any management, E – stands of conifers, F – alder and birch stands, G – beech stands, L – number of analyzed glades, P – area of analyzed glades.

Model skonstruowany metodą regresji wielorakiej wstecznej wyjaśnia 50,1% wariancji trwałości polan, przy standardowym błędzie estymacji równym 21,3% ($R = 0,715$; $R^2 = 0,511$; skorygowany $R^2 = 0,501$; $F(6,295) = 51,430$; $p < 0,00001$). Procent zachowanej powierzchni polan skorelowany jest dodatnio z wysokością n.p.m. i stopniem nachylenia oraz ujemnie ze: współczynnikiem rozwinięcia granicy, długością okresu bez użytkowania, nasłonecznieniem względnym, udziałem pastwisk (Ryc. 2, Tab. 2). Pozostałe uwzględnione predyktory nie wykazały istotnego wpływu na objaśnianą zmienną.



Ryc. 2. Trwałość polan reglowych (surowe wartości przewidywane) w zależności od: A – wysokości n.p.m., B – nachylenia stoku, C – czasu zaprzestania użytkowania, D – wskaźnika rozwinięcia granicy, E – udziału pastwisk, F – nasłonecznienia względnego.

Fig. 2. Stability of mountain glades (raw predicted values) depending on: A – altitude, B – slope, C – period without any management, D – perimeter/area ratio, E – percentage of pastures, F – relative insolation.

Tabela 2. Podsumowanie wyników regresji wielorakiej trwałości polan (procent zachowanej powierzchni nieleśnej).

Table 2. Summary of results of multiple regression for the stability of glades (the percentage of non-forest area preserved).

	Współczynniki regresji B <i>Regression coefficient B</i>	Błąd standardowy B <i>Standard error B</i>	Poziom istotności p <i>Significance level p</i>
Wyraz wolny <i>Intercept</i>	41.920	16.99238	0.014194
Okres bez użytkowania <i>Period without any management</i>	-0.891	0.08301	6.5644*E-23
Współczynnik rozwinięcia granicy <i>Perimeter/area ratio</i>	-250.985	37.18052	7.8168*E-11
Wysokość n.p.m. <i>Altitude a.s.l.</i>	0.143	0.01250	2.0891*E-25
Nachylenie zbocza <i>Slope</i>	1.112	0.28054	0.000093
Nasłonecznienie względne <i>Relative insolation</i>	-0.958	0.16804	2.8797*E-08
Procentowy udział pastwisk <i>Percentage of pastures</i>	-0.141	0.04077	0.000644

Zmienne nieistotne wyeliminowane z modelu: indeks topograficzny ($p = 0,007342$); sąsiedztwo drzewostanów z udziałem gatunków leknosiennych ($p = 0,009228$); obwód wg stanu z 1879 roku ($p = 0,042327$); powierzchnia polany wg stanu z 1879 roku ($p = 0,091700$); głębokość gleby ($p = 0,251805$); procentowy udział strefy brzeżnej polany od 10 m do 20 m ($p = 0,290312$); procentowy udział strefy od brzegu polany do 10 m ($p = 0,393612$); ekspozycja ($p = 0,827833$); procentowy udział gruntów ornych ($p = 0,994046$)

Negligible variables eliminated from the model: topographical index ($p = 0,007342$); proximity of tree stands with pioneer species ($p = 0,009228$); glades perimeter in 1879 ($p = 0,042327$); area of glades in 1879 ($p = 0,091700$); soil depth ($p = 0,251805$); the percentage of the marginal zone from 10 m to 20 m ($p = 0,290312$); the percentage of the 10 m zone from the edge of glade ($p = 0,393612$); exposure ($p = 0,827833$); the percentage of arable land ($p = 0,994046$)

Model logitowy wyjaśnia jedynie 31,4% wariancji zmiennej binarnej „polana istnieje – polana zarosła” (test ilorazu wiarygodności chi-kwadrat = 96,86 ($p = 0,00001$); współczynnik R^2 McFaddena = 0,362; skorygowany $R^2 = 0,309$). Ujemne szacunki współczynników A odpowiadające zmiennym: okres bez użytkowania, współczynnik rozwinięcia granicy, nasłonecznienie względne, głębokość gleby wskazują, że wzrost tych wielkości powoduje zwiększenie się prawdopodobieństwa zarosnięcia polany. Jedynie wraz z wysokością n.p.m. następuje estymowany wzrost prawdopodobieństwa zachowania polany (Tab. 3).

Tabela 3. Wyniki estymacji modelu regresji logitowej dla trwałości polan (zmienna binarna – „polana istnieje -polana zarosła”).**Table 3.** The estimate results of the regression logit model for the stability of glades (binary variable “presence – absence”).

	Współczynnik regresji A <i>Regression coefficient A</i>	Błąd standardowy A <i>Standard error A</i>	Poziom istotności p <i>Significance level p</i>	Efekt krańcowy <i>Marginal effect</i>
Stała <i>Constant</i>	12,8734	3,43816	0,0002	
Okres bez użytkowania <i>Period without any management</i>	-0,0547	0,01574	0,0005	-0,00350
Współczynnik rozwinęcia granicy <i>Perimeter/area ratio</i>	-45,2408	6,82579	3,40*E-11	-2,89495
Wysokość n.p.m. <i>Altitude a.s.l.</i>	0,0077	0,00218	0,0004	0,00049
Nasłonecznienie względne <i>Relative insolation</i>	-0,0933	0,02790	0,0008	-0,00597
Głębokość gleby <i>Soil depth</i>	-1,5457	0,49293	0,0017	-0,09891

Zmienne nieistotne wyeliminowane z modelu: procentowy udział pastwisk ($p = 0,163$); procentowy udział strefy od brzegu polany do 10 m ($p = 0,345$); nachylenie ($p = 0,404$); powierzchnia polany wg stanu z 1879 roku ($p = 0,637$); sąsiedztwo drzewostanów z udziałem gatunków lekkonasiennych ($p = 0,722$); procentowy udział gruntów ornych ($p = 0,731$); procentowy udział strefy brzeżnej polany od 10 m do 20 m ($p = 0,766$); ekspozycja ($p = 0,787$); indeks topograficzny ($p = 0,837$); obwód wg stanu z 1879 roku ($p = 0,909$)

Negligible variables eliminated from the model: the percentage of pasture ($p = 0,163$), the percentage of the 10 m zone from the edge of glade ($p = 0,345$), slope ($p = 0,404$); area of glades in 1879 ($p = 0,637$), proximity of tree stands with pioneer species ($p = 0,722$), percentage of arable land ($p = 0,731$), the percentage of the marginal zone from 10 m to 20 m ($p = 0,766$), exposure ($p = 0,787$), topographical index ($p = 0,837$); perimeter of glades in 1879 ($p = 0,909$)

Dyskusja

Proces porzucania i zarastania gruntów użytkowanych rolniczo obserwuje się od kilku dziesięcioleci w większości gór europejskich. Na podstawie analizy zobrażeń satelitarnych Landsat oszacowano, że w polskich Karpatach Zachodnich w okresie od 1985 do 2000 roku powierzchnia porzuconych łąk i pastwisk zarastających lasem wyniosła 6–7% (Kozak 2005). Sytuacja w Bieszczadach Zachodnich i Beskidzie Niskim jest jednak odmienna, gdyż tutaj proces ten został zainicjowany czterdzieści lat wcześniej i nie był uwarunkowany przemianami ekonomicznymi, lecz przymusowymi wysiedleniami miejscowej ludności. W tym

przypadku zjawisko zostało zapoczątkowane prawie jednocześnie, na rozległych powierzchniach obejmujących setki kilometrów kwadratowych, podczas gdy na pozostałym obszarze Karpat zmiany miały charakter bardziej stopniowy.

W 1879 roku polany stanowiły 13% ogólnej powierzchni nieleśnej (Augustyn i Kucharzyk 2008). Stwierdzono, że w porównaniu z ogółem gruntów nieleśnych we wsiach Wołosate i Ustrzyki Górne wg stanu z 1879 roku (2354,73 ha – w 1994 roku zarośnięte w 53% wg Augustyn i Kucharzyk 2008), enklawy śródleśne zanikały znacznie szybciej (78% zalesione w 1994 roku). Inny był też charakter sukcesji wtórnej zachodzącej na polanach. Spośród istniejących w 1879 roku użytków rolniczych, do końca XX wieku 25% zarosło gatunkami pionierskimi, na 17% rozwinęły się lasy z przewagą buka, zaś 11% obsadzono sztucznymi drzewostanami iglastymi (Augustyn i Kucharzyk 2008). W przypadku carynek na 44% powierzchni rozwinęły się buczyny, 22% zalesiono świerkiem i modrzewiem, zaś jedynie 12% zarosło przez olszyny porolne.

W niniejszych badaniach stwierdzono, że trwałość polan istotnie zależy od czasu i jednocześnie, że tempo sukcesji maleje wraz z długością okresu zaprzestania użytkowania (około 20% na 10 lat powierzchni zarośniętej w pierwszym ćwierćwieczu do 4% na 10 lat po 60 latach). W modelu regresji wielorakiej spadek trwałości polany wraz z upływem czasu zasymulowany został jako związek liniowy, ze względu na ograniczenia metodyczne i fragmentaryczność przekrojów czasowych. Należy jednak mieć na uwadze, że przyjęty w modelu jednakowy początek procesu zarastania polan, był jednak bardziej zróżnicowany. Po roku 1879 roku do chwili wysiedlenia mieszkańców bieszczadzkich wsi, w użytkowaniu gruntów zachodziły zmiany, które tylko częściowo uwzględniono w tym opracowaniu, gdyż nie udało się dotrzeć do dokładnych map, które obrazowałyby zasięg polan przed drugą wojną światową. Dane historyczne wskazują jedynie na ogólny charakter i kierunek zmian w użytkowaniu polan w pierwszej połowie XX wieku. Właściciele dużych majątków leśnych już przed I wojną światową rozpoczęli akcję likwidacji polan. Zalesiano polany dworskie oraz dokonywano zamian z rolnikami oddając im za enklawy grunty niżej położone. Takie przedsięwzięcie było projektowane w wypadku Wołosatego i Ustrzyk Górnych w 1927 r. jednak z powodu kryzysu gospodarczego operacji tej nie zrealizowano. Analogiczne zjawisko występowało w wypadku gruntów cerkiewnych, gdzie zauważalne jest ekstensywne wykorzystanie gruntów peryferyjnych (Augustyn 2006). Przykładem może tu być duży obszar rolny na północ od potoku Zgniły, w XVIII w. użytkowany początkowo jako pole orne, później zaś jako łąka, który w okresie międzywojennym uległ samozalesieniu (tzw. „*Wilszyna Popowa*”) (Augustyn 2009).

Według Wolskiego (2007), który objął swoimi badaniami trzy bieszczadzkie wsie (Caryńskie, Nasiczne i Berehy Górne) ostatnie ćwierćwiecze (1980–2004) cechuje się trzykrotnie mniejszym wzrostem lesistości niż dwudziestolecie 1960–1980. W Tatrach po 20 latach od zaprzestania użytkowania zarosło świer-

kiem 5–20% powierzchni polan, a w niektórych przypadkach nawet 30–80% (Dziewolski 1985). W przypadku gorceńskich polan szacowano, że w zależności od ich wielkości, ekspozycji, położenia n.p.m. i warunków edaficznych, całkowite ich zarośnięcie nastąpi w czasie 30–45 lat od zaprzestania wypasu (Michalik 1990b). W Pieninach stwierdzono, że w okresie od 1937 do 1988 roku powierzchnia dwóch polan zmniejszyła się o 40 i 90%. W późniejszym okresie (1988–1995) powierzchnia obu enklaw nieleśnych zmniejszyła się o 20% w stosunku powierzchni z 1988 roku (Bodziarczyk i in. 1992, 1999).

Trzeba przy tym zwrócić uwagę na wpływ składu gatunkowego drzewostanów, które otaczają polany. Znajduje on swój wyraz w ilości i rodzaju gatunków drzewiastych biorących udział w sukcesji wtórnej. Na tatrzańskich i gorceńskich cyrlach otoczonych świerczynami obsiewa się głównie świerk, w Pieninach enklawy wśród lasów jodłowo-bukowych zarastane są przez jawora, leszczynę i buka, zaś w sukcesji na bieszczadzkich carynkach dominują buk i jawor, a w niższych położeniach także brzoza brodawkowata i olsza szara (Dziewolski 1985; Michalik 1990b; Bodziarczyk i in. 1999; Ciurzycki 2004).

Z przeprowadzonych analiz statystycznych wynika, że czynnikami pozytywnie wpływającymi na zachowanie polan są wysokość n.p.m. i nachylenie zbocza. W modelu regresji wielorakiej wykazano, że wraz ze wzniesieniem o 100 metrów trwałość polan wzrasta średnio o 14,3%, zaś ze wzrostem nachylenia o 10 stopni wzrasta średnio o 11,1%. W modelu logitowym prawdopodobieństwo zachowania enklawy przy analogicznym wzroście wysokości zwiększa się o 4,9%, nie stwierdzono zaś istotnej korelacji ze spadkiem. Według Wolskiego (2007) tempo sukcesji maleje kilkukrotnie powyżej wysokości 1000 m n.p.m. oraz wraz ze wzrostem nachylenia powyżej 20 stopni. Związku pomiędzy trwałością polan a wysokością nie potwierdził Ciurzycki (2004), który prowadził jednak swoje badania w wąskim spektrum wysokościowym (200 m). Wykazał on także przeciwną zależność, jeśli chodzi o nachylenie zbocza, gdyż na polanach tatrzańskich świerki zajmowały w pierwszej kolejności pokryte borówczyskami, strome zbocza (Ciurzycki 2004).

W badaniach wykazano również znaczenie dla zachowania trwałości polan wskaźnika długości obwodu polany w stosunku do jej powierzchni, chociaż nie wykazano istotnego związku pomiędzy tymi czynnikami rozpatrywanymi odrębnie. Stwierdzono, że wzrost wskaźnika rozwinięcia granicy o 0,1 skutkuje zwiększeniem tempa sukcesji o 25,1% w modelu regresji wielorakiej i wzrost prawdopodobieństwa całkowitego zarośnięcia o 28,9% w modelu logitowym. Pośrednio wynik ten potwierdzają badania, które wykazują pozytywny związek tempa zarastania z bliskością ściany lasu (Bodziarczyk i in. 1999; Ciurzycki 2004). Także Dziewolski (1985) zwraca uwagę na to, że w pierwszej kolejności zajmowane są obrzeża polan, w zasięgu mikroklimatycznego oddziaływania drzewostanu.

Według tego autora na mniejszych enklawach odnowienie lasu pojawia się prawie równomiernie na całej powierzchni (Dziewolski 1985).

Stwierdzono, że wzrost nasłonecznienia o 10% powoduje zmniejszenie trwałości polany o 9,6% w modelu regresji wielorakiej i wzrost prawdopodobieństwa zarośnięcia o 6,0% w modelu logitowym. W dotychczasowych badaniach prowadzonych w Karpatach wpływ ekspozycji (od której głównie zależy nasłonecznienie) na tempo sukcesji nie był potwierdzony (Ciurzycki 2004), chociaż sugerowany jako czynnik istotny (Michalik 1986; Dziewolski 1985).

Model regresji wielorakiej wskazuje, że polany niegdyś wypasane są zarośnięte średnio 14,1% bardziej, niż tereny użytkowane jako łąki. Według Wolskiego (2007) zarastanie bieszczadzkich polan użytkowanych pastersko mogło przypadać już na okres międzywojenny, kiedy to znaczne ograniczenie liczby hodowanego bydła spowodowało zmniejszenie zapotrzebowania na trwałe użytki zielone. Fakt ten potwierdzają również cytowane wcześniej badania Augustyna (2006, 2009).

Wnioski

Trwałość polan reglowych jest znaczna i mimo ustąpienia głównego czynnika stabilizującego, jakim jest użytkowanie, czas istnienia polan w wielu przypadkach przekracza 60 lat.

Tempo zanikania enklaw nieleśnych jest zmienne w czasie i uzależnione od wielu parametrów takich jak: wysokość n.p.m., współczynnik rozwinięcia granicy, nasłonecznienie względne, nachylenie, charakter użytkowania w przeszłości. Nie wykazano zależności z obwodem i powierzchnią polan, indeksem topograficznym, rodzajem sąsiadujących drzewostanów.

Wskazane jest podjęcie badań nad związkiem pomiędzy trwałością polan a intensywnością ich wykorzystania przez dużych roślinożerców.

Z uwagi na tempo zachodzących procesów niezbędna jest kontynuacja monitoringu zarastania i waloryzacja polan w celu określenia, które z carynek powinny być utrzymane, a które można przeznaczyć do spontanicznej sukcesji wtórnej, mając na uwadze potrzeby ochrony i strefowania w skali całego Parku oraz możliwości stosowania ochrony czynnej.

Literatura

- Augustyn M. 2006. Monografia rozwoju przemysłu drzewnego jako podstawowego czynnika przekształceń środowiska leśnego Bieszczadów Zachodnich w XIX i pierwszej połowie XX wieku. MIIŻ PAN. Ustrzyki Dolne; 124 ss.

- Augustyn M. 2009. Materiały do analizy antropogenicznych i ekonomicznych przemian we wsi Wołosate w latach 1788–1880. MIIZ PAN. Ustrzyki Dolne.
- Augustyn M., Kucharzyk S. 2008. Analiza stanu zachowania lasów we wsiach Ustrzyki Górne i Wołosate w świetle dokumentów historycznych. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 159–177.
- Bodziarczyk J., Kucharzyk S., Różański W. 1992. Wtórna sukcesja roślinności leśnej na opuszczonych polanach kośnych w Pienińskim Parku Narodowym. *Pieniny–Przyroda i Człowiek* 2: 25–41.
- Bodziarczyk J., Michalciewicz, J., Szwagrzyk J. 1999. Secondary forest succession in abandoned glades of the Pieniny National Park. *Polish Journal of Ecology* 47: 175–189.
- Ciurzycki W. 2004. Wtórna sukcesja lasu na polanach górskich wyłączonych z gospodarki pasterskiej. *Sylvan* 11: 59–66.
- Dziewolski J. 1985. Zagadnienia wtórnej sukcesji lasu na polanach Tatrzańskiego Parku Narodowego. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 41, 3: 5–10.
- <http://www.corridordesign.org/2009>. GIS tools and information for designing wildlife corridors.
- Kaźmierczakowa R. 1990. Wpływ ograniczonego wypasu owiec na biotop i biocenozy polan reglowych w Tatrach. *Prądnik. Prace Muz. Szafera* 2: 127–136.
- Kenderes K., Mihók B., Standovár T. 2008. Thirty years of gap dynamics in a Central European beech forest reserve. *Forestry* 81: 111–123.
- Kozak J. 2005. Zmiany powierzchni lasów w Karpatach Polskich na tle innych gór świata. Wydawnictwo UJ, Kraków.
- Mapa katastralna wsi Ustrzyki Górne, Archiwum Państwowe w Sanoku, zespół 147, sygn. 91.
- Mapa katastralna wsi Wołosate, Archiwum Państwowe w Sanoku, zespół 147, sygn. 95.
- Metryka Józefińska. Centralnij derżawnij istoričnij archiv Ukrainy u m. Lvovi, f. 20, op. 15, od. zb. nr 27.
- Michalik S. 1986. Problemy ochrony biocenoz polan reglowych w parkach narodowych polskich Karpat. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 42, 5: 16–27.
- Michalik S. 1990a. Rola nieklmaksowych biocenoz w parkach narodowych i rezerwach. *Prądnik. Prace Muz. Szafera* 2: 9–16.
- Michalik S. 1990b. Sukcesja roślinności na polanie reglowej w Gorczańskim Parku Narodowym w okresie 20 lat, w wyniku zaprzestania wypasu. *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 2: 175–198.
- Michalik S. 1994–96. Kartoteka uroczysk. W: Plan Ochrony Bieszczadzkiego P. N. Operat ochrony zbiorowisk roślinnych (mps).
- Michalik S., Denisiuk Z., Dubiel E., Bekier L., Gawroński S., Kalembe A., Koczur A., Korzeniak J., Kurzyński J., Kucharzyk S., Paul W., Pilipowicz W., Ryka W., Szary A., Winnicki T. 1994–1996. Mapa zbiorowisk roślinnych Bieszczadzkiego Parku Narodowego w skali 1:10 000. W: Plan Ochrony BdPN. 6. Ochrona leśnych i nieleśnych zbiorowisk roślinnych (mps).
- Michalik S., Pawłowski J. (red.) 2000. Ekologiczne i biogeograficzne uwarunkowania ochrony zasobów przyrodniczych Bieszczadzkiego Parku Narodowego i otuliny. W: *Monografie Bieszczadzkie* 9:159 ss. Ośrodek Naukowo-Dydaktyczny BdPN. Ustrzyki Dolne.
- Ortofotomapa wykonana przez Zakład Fotogrametrii i Informatyki Teledetekcyjnej AGH w Krakowie na podstawie zdjęć lotniczych spektrostrefowych w skali 1:10 000. 2004. Ustrzyki Dolne.
- Pierce K.B., Lookingbill T., Urban D. 2005. A simple method for estimating potential relative radiation (PRR) for landscape-scale vegetation analysis. *Landscape Ecology* 20,2: 137–147.
- Skiba S., Drewnik M., Drozd J., Klimek M., Prędkie R., Szmuc R., Uziak S., Melke J., Chodorowski J., Jała Z. 1994–1996. Mapa gleb Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Skala 1:10 000. UJ Kraków, Bieszczadzki Park Narodowy, PPGiK Warszawa.
- Wolski J. 2007. Przekształcenia krajobrazu wiejskiego Bieszczadów Wysokich w ciągu ostatnich 150 lat. *Prace Geogr.* 214: 228. PAN IGIiPZ. Warszawa.
- Zaleski T., Korzeniak J., Kalembe A. 2007. Antropogeniczne przekształcenia pokrywy glebowej łąk porolnych w Wołosatem (Bieszczadzki Park Narodowy). *Roczniki Bieszczadzkie* 15: 253–266.
- Żołniercz L., Wojtuń B., Raj A. 2000. Śródleśne łąki w dolnym reglu Karkonoskiego Parku Narodowego – ich wartość przyrodnicza i problemy ochrony. *Opera Corcontica* 37: 602–606.

Summary

The paper presents the estimation of the stability of glades since the cessation of their use. It contains also an attempt to indicate main factors influencing the rate of secondary succession there, according to results of modelling the spatial-temporal changes analysed on the basis of archival maps and contemporary aerial photographs. Changes in the area and numbers of glades within the studied area between 1788–2004 are presented in Table 1. For the modelling of factors conditioning the stability of glades, selected were 113 openings existing in 1879, occupying 104.25 ha in total. This area between 1788 and 2004 was subject to changes presented at Fig. 1. The model constructed with the method of multiple backward regression explains 50.1% of the variance in stability of glades, at the standard error of estimation equal to 21.3% ($R = 0.715$; $R^2 = 0.511$; corrected $R^2 = 0.501$; $F(6.295) = 51.430$; $p < 0.00001$) (Fig. 2, Table 2). The logit model explains only 31.4% of the variance of a binary variable (existing glade – overgrown glade) (test of quotient reliability Chi-square = 96.86 ($p = 0.00001$); McFadden coefficient $R^2 = 0.362$; corrected $R^2 = 0.309$) (Table 3). No relationship between glades' stability and the perimeter, area of glades, topographic index, and the type of neighbouring tree stands has been found with any of applied models.