

# Analiza wpływu funkcjonowania schronisk turystycznych na ekosystemy leśne Beskidów z zastosowaniem metod fitosocjologicznych na przykładzie Magury

Adam Snopek

ARTYKUŁY / ARTICLE

**Streszczenie.** Badania szaty roślinnej, przeprowadzone w otoczeniu wybranych schronisk turystycznych w Beskidach, traktowane są jako wstęp do dalszych badań stopnia i charakteru presji turystycznej na ekosystemy leśne otaczające te obiekty. W 2011 r. wykonano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta w poprowadzonych od schronisk transektach względem wysokości. Materiał poddano analizie z zastosowaniem ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga. Wstępne wyniki pozwalają ocenić przekształcenia szaty roślinnej związane z funkcjonowaniem schronisk w specyficznych warunkach beskidzkich regli jako mniej wyraźne od zakładanych i skupione w najbliższym sąsiedztwie infrastruktury, jednocześnie wskazując ograniczenia w przydatności zastosowanych metod do badań tego zagadnienia.

**Słowa kluczowe:** presja turystyczna, synantropizacja, schronisko górskie, Beskidy

**Abstract.** Analysis of the influence of mountain huts on forest ecosystems of the Beskidy Mountains using phytosociological methods. Research on plant cover in surroundings of selected huts in the Beskidy Mountains has been conducted as an introduction to further research on degree and character of tourism pressure on forest ecosystems surrounding those buildings. Relevés on transects from huts down the slopes were done in 2011. Material has been analyzed with use of Ellenberg's indicator values. Preliminary results reveal vegetation changes connected to mountain huts in special conditions of the montane zone less legible than in assumption and converged in the closest surrounding of the infrastructure. Utility limitations of methods used in research have also been revealed.

**Keywords:** tourism pressure, synantropization, mountain hut, Beskidy Mountains

## Wstęp

Funkcjonowanie schronisk górskich musi wpływać na ich otoczenie, gdyż skupiają one i generują ruch turystyczny, a samo ich utrzymanie również wiąże się z ingerencją w środowisko. Koncentracja antropopresji i względna łatwość wyodrębnienia jej źródeł czyni właściwie wybrane schroniska ciekawymi obiektami badań. Dotychczas w odniesieniu do polskich gór skupiano się tu na zanieczyszczeniach wywołujących eutrofizację, zaśmiecaniu i erozji turystycznej, jednak odnotowano też zmiany flory otoczenia schronisk, wiążąc je z zawlekaniami gatunków synantropijnych przez turystów (Mirek, Piękoś-Mirkowa 1982, Dusza 2006, Myga-Piątek, Jankowski 2009). Można spodziewać się zróżnicowanego wpływu na strukturę i skład gatunkowy runa fitocenozy leśnych (Witkowska-Żuk 2000), oprócz gatunków wydepczynsko-

wych (Dusza 2006) sprzyjającego też innym gatunkom obcym danej fitocenozie, mającego zarówno bezpośredni (turyści i pojazdy jako wektory), jak też pośredni charakter (np. eutrofizacja, epilobietyzacja). Celem niniejszej pracy jest wstępne scharakteryzowanie tego wpływu, wytyczające zakres i kierunki dalszych interdyscyplinarnych badań wpływu schronisk na ekosystemy leśne Beskidów. Na podstawie danych literaturowych dotyczących lasów nizinnych (Ważyński 1997) założono, że zmiany proporcji między gatunkami w zbiorowiskach leśnych, związane z działalnością schronisk, zaznaczać się mogą w odległości do ok. 500 m od zabudowań. Postawiono też hipotezę, że ze wzrostem odległości od schroniska (a co za tym idzie, większym zwarcim wyższych warstw roślinności i mniejszym wpływem wydeptywania) ubywa gatunków światłożądnych, a ubytek gatunków nitrofilnych ze wzrostem odległości jest ograniczany przez depozycję biogenów w dole stoku. Wstępną weryfikację postanowiono oprzeć o metody geobotaniki stosowanej, służące innym celom, niż badanie zmian w zbiorowiskach roślinnych (Holeksa J., inf. ustna): metody fitosocjologiczne i bazujące na nich metody fitoindykacyjne.

## Teren badań

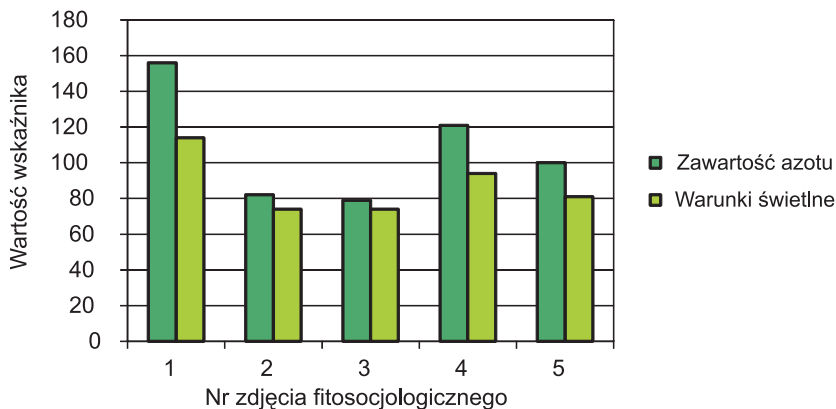
Do badań wytypowano schroniska usytuowane w otoczeniu lasów tak, by w odległości do 500 m od danego schroniska (zwłaszcza w dół stoku) dało się wykluczyć stały wpływ innych obiektów infrastruktury, niż ono samo i drogi do niego prowadzące. Poszukiwano możliwie jednorodnych płatów zbiorowisk leśnych na takim dystansie, pokrywających stok możliwie wolny od wąwozów, cieków i dróg zakłócających transport zanieczyszczeń. Analiza materiałów kartograficznych i wizja terenowa pozwoliły wybrać dwa najbardziej reprezentatywne obiekty: schronisko górskie PTTK Szyndzielnia (w Beskidzie Śląskim, na wysokości 1 001 m n.p.m.) i schronisko PTTK im. Stanisława Gabryela na Magurze Małastowskiej (w Beskidzie Niskim, na wysokości 740 m n.p.m.). Badaniami według innej metodyki, wykraczającymi poza zakres niniejszej pracy, lecz wartymi odnotowania dla potrzeb dyskusji wyników, objęto też osiem innych schronisk – w Beskidzie Żywieckim (Wielka Racza, Rycerzowa, Hala Lipowska, Hala Krupowa), Małym (Leskowiec), Wyspowym (Luboń Wielki) i Sądeckim (Przehyba, Hala Łabowska).

## Metody

Na transektach wytyczonych w dół stoku od wybranych schronisk (po jednym dla schroniska) w płatach żywej buczyny karpackiej *Dentario glandulosae-Fagetum* wykonano w odstępach co 100 m (zaczynając 100 m od budynku) zdjęcia fitosocjologiczne o powierzchni 10x20 m (Chytrý i Otypková 2003, za Wysockim i Sikorskim 2009) w warstwie runa, z oceną ilościowości wg skali Braun-Blanqueta (1964, za Wysockim i Sikorskim 2009). Dla uwzględnienia największej liczby gatunków, na powierzchniach zdjęć wykonanych wiosną powtórzono je latem (fot. 1 i 2). W ich klasyfikacji posłużono się hierarchiczną metodą analizy skupień (metoda Warda). Do interpretacji zdjęć wybrano ekologiczne liczby wskaźnikowe Ellenberga (*Ökologische Zeigerwerte...*), dokładniejsze od liczb Zarzyckiego (Roo-Zielińska 2004), więc przypuszczalnie odpowiedniejsze dla analizowanych zjawisk, zwłaszcza przy względnie małej próbie. Mnożąc wartości liczb: N (*Stickstoffzahl*) i L (*Lichtzahl*) dla gatunku przez jego ilościowość w zdjęciu po transponowaniu kodów alfanumerycznych skali Braun-Blanqueta metodą Avena et al. (1981, za Wysockim i Sikorskim 2009), a następnie sumując wyniki dla gatunków w zdjęciu, otrzymano wskaźniki zawartości azotu i warunków świetlnych runa. Porównanie rozkładów wartości wskaźników dla poszczególnych zdjęć na transektach wskazało zmienność tych warunków w przestrzeni. Analizę korelacji r-Pearsona, jak również analizę skupień, wykonano za pomocą programu SPSS Statistics 17.0.

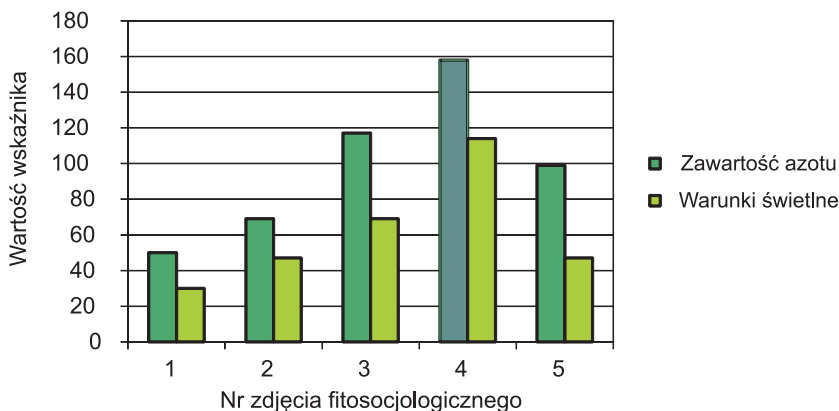
## Wyniki

Poniżej (ryc. 1 i 2) przedstawiono wykresy ukazujące trendy zmienności wskaźników osobno dla Magury Małastowskiej i Szyndzielni.



**Ryc. 1.** Zmienność zawartości azotu i warunków świetlnych runa w dół stoku na powierzchniach z Magury Małastowskiej

*Fig. 1. The nitrogen and forest floor light conditions variation dependent on altitude – Magura Małastowska case*



**Ryc. 2.** Zmienność zawartości azotu i warunków świetlnych runa w dół stoku na powierzchniach z Szyndzielni

*Fig. 2. The nitrogen and forest floor light conditions variation dependent on altitude – Szyndzielnia case*

Hierarchiczna analiza skupień (ryc. 3) wykazała znaczne zróżnicowanie zdjęć w obrębie poszczególnych transektów. Analiza korelacji wykazała brak istotnego statystycznie związku między zmiennościami badanych charakterystyk na dwóch stokach, w przeciwieństwie do związku między zmiennościami par charakterystyk poszczególnych stoków.



## Dyskusja

Ogółem w 10 analizowanych zdjęciach zanotowano 25 gatunków roślin naczyniowych, średnio 7 w zdjęciu z Magury Małastowskiej i 8 z Szyndzielni – znacznie mniej, niż podaje literatura (Wilczek 1995). Różnice między zdjęciami widoczne na dendrogramie wskazują potrzebę uśrednienia wartości poszczególnych wskaźników dla pięciu powierzchni na modelowym transekcie. Ułatwia ono obserwację trendu (związek istotny statystycznie): po nieznacznym ubytku względem powierzchni 1, od powierzchni 2 do 4 włącznie przybywa gatunków światłożądnych i nitrofilnych, niżej zaś (powierzchnia 5) ubywa, przy czym dla wskaźnika zawartości azotu różnica między powierzchnią 2 a sąsiednimi jest nieco wyraźniejsza. W obu przypadkach najwyższym wynikiem wyróżnia się powierzchnia 4.

Niektóre gatunki obecne w zdjęciach (m.in. gatunki charakterystyczne zespołu *Dentario glandulosae-Fagetum*: żywiec gruczołowaty *Dentaria glandulosa* i żywokost sercowaty *Symphytum cordatum*) nie są uwzględnione w pracach Ellenberga, dotyczących flory terenów położonych dalej na zachód, kilku innym zaś przypisano tylko po jednej liczbie. Miarodajność liczb Ellenberga dla badanych zbiorowisk roślinnych może więc budzić wątpliwości. Zastąpienie ich liczbami Zarzyckiego (Zarzycki et al. 2002) – wskaźnikiem świetlnym i wskaźnikiem trofizmu – ukazuje po uśrednieniu wyników te same tendencje, jednak rozkłady wyników dla obu wskaźników okazują się bardziej do siebie zbliżone, niż przy zastosowaniu liczb Ellenberga. Wydaje się zatem, że stosowanie liczb Ellenberga w badaniach tego zagadnienia jest wprawdzie dopuszczalne, ale nie znajduje szczególnego uzasadnienia.

Obserwowane rozmieszczenie gatunków szczególnie wyraźnie wskazujących na zmiany (niekoniecznie związane ze schroniskami, lecz np. z gospodarką leśną bądź naturalne) warunków siedliska – porębowych, nitrofilnych, higrofilnych – sprawia, że przy niewielkiej liczbie zdjęć fitosocjologicznych o dużej powierzchni część z tych gatunków może nie zostać uwzględniona lub utrudnić interpretację zdjęć. Zasadne wydaje się oparcie badań o dużą liczbę zdjęć mniejszych (Szwagrzyk J., inf. ustna), zwłaszcza z bliskiego sąsiedztwa schronisk, gdzie zaburzenia okazały się najbardziej widoczne, a ich związek z działalnością schronisk (np. wpływ składowisk popiołu na obecność pokrzyw w borach świerkowych) wydaje się oczywisty. Choć wyniki niniejszej pracy ukazują pewne tendencje (zdają się potwierdzać hipotezę dotyczącą żyźności i obalać hipotezę dotyczącą światła), powinny być traktowane jedynie jako wskazówki do dokładniejszych badań.

Na szczególną uwagę zasługuje obecny w otoczeniu schroniska na Szyndzielni barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum* – obcy, inwazyjny gatunek wymagający zwalczania, gdyż zagraża nie tylko różnorodności gatunkowej, ale ze względu na właściwości fototoksyczne soku również zdrowiu ludzi (Śliwiński 2009). Obecnie jest on zwalczany, w czym przeskadza długie zaleganie pokrzywy śnieżnej i bogata baza nasienna (Szeja J., inf. ustna). Zajmuje słoneczne stanowiska (nitrofilne okrajki i murawy) w pobliżu schroniska i zabudowań gospodarczych. Miejscami tworzy zwarte pasy, jednak w odróżnieniu od towarzyszących mu pokrzywy zwyczajnej *Urtica dioica* i starca gajowego *Senecio nemorensis* praktycznie nie wnika do zbiorowisk leśnych. Na stanowiskach naturalnych na północno-zachodnim Kaukazie jest składnikiem ziołorośli na okrajkach górskich lasów mieszanych z dużym udziałem buka (Otte et al. 2007), można więc sądzić, że znalazł tu optymalne warunki. Obecność względnie niskich, jak na obszar zasięgu wtórnego, pędów generatywnych na fotografii z r. 1968 (Biesik 2007) dowodzi wprowadzenia go jako rośliny ozdobnej wcześniej, niż przy schronisku na Przehybie (Bielak O., inf. ustna), zarazem sugerując, że już wtedy próbowano go kontrolować, jeśli niski pokrój jest efektem zwalczania, a nie warunków bliskich naturalnym.

Podsumowując, można stwierdzić, że wpływ działalności wybranych beskidzkich schronisk turystycznych na otaczającą je roślinność jest widoczny. Powiązanie degradacji zbioro-

wisk leśnych z działalnością schronisk wymaga jednak – poza ich najbliższym sąsiedztwem – uwzględnienia chemizmu siedliska.

## Literatura

- Biesik T. 2007. *110 lat schroniska na Szyndzielni 1897-2007*. Wyd. Logos, Bielsko-Biała.
- Dusza A. 2006. Wpływ turystyki na zmianę warunków przyrodniczych rejonu Kalatówek w Tatrach polskich. *Przegl. Geol.* 54, 8: 694-699.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H. 1982. *Flora synantropijna w otoczeniu obiektów turystycznych w Tatrach*. Studia Nat., Ser. A 22: 133-196.
- Myga-Piątek U., Jankowski G. 2009. *Wpływ turystyki na środowisko przyrodnicze i krajobraz kulturowy – analiza wybranych przykładów obszarów górskich*. *Problemy Ekologii Krajobrazu* 25: 27-38.
- Otte A., Eckstein R. L., Thiele J. 2007. *Heracleum mantegazzianum in its primary distribution range of the Western Greater Caucasus*. In: Pysek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. (eds) *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. CAB International: 20-41.
- Ökologische Zeigerwerte nach Ellenberg*. <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/>
- Roo-Zielińska E. 2004. *Fitoindykacja jako narzędzie oceny środowiska fizycznogeograficznego. Podstawy teoretyczne i analiza porównawcza stosowanych metod*. *Prace Geograficzne* 199. IGiPZ PAN, Warszawa.
- Śliwiński M. 2009. *Barszcz Sosnowskiego Heracleum sosnowskyi i barszcz Mantegazziego Heracleum mantegazzianum*. W: Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin: 54-57.
- Ważyński B. 1997. *Urządzanie i zagospodarowanie lasu dla potrzeb turystyki i rekreacji*. Wyd. Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu.
- Witkowska-Żuk L. 2000. *Roślinność leśna w warunkach presji turystycznej*. *Sylwan* 11: 5-22.
- Wilczek Z. 1995. *Zespoły leśne Beskidu Śląskiego i zachodniej części Beskidu Żywieckiego na tle zbiorowisk leśnych Karpat Zachodnich*. Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Wysocki C., Sikorski P. 2009. *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*. Wyd. SGGW, Warszawa.
- Zarzycki K., Trzczińska-Tacik H., Różański W., Szczęg Z., Wotek J., Korzeniak U. 2002. *Ecological indicator values of vascular plants of Poland (Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski)*. Seria: Biodiversity of Poland, Vol. 2. Pod red. Z. Mirka. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.

**Adam Snopek**

Zakład Geoekologii, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych  
Uniwersytet Warszawski  
adamsnopek@gmail.com