

JAROSŁAW SKŁODOWSKI, SZYMON BARTOSZ, ŁUKASZ DUL, DANIEL GRZYBEK, SZYMON JANKOWSKI, MICHAŁ KAJETANEM, PIOTR KALISZ, URSZULA KORENKIEWICZ, GRZEGORZ MAZUR, JAKUB MYSZEK, MARCIN OSTASIEWICZ, BEATA PRIMKA, IZABELA PUCZYŁOWSKA, MATEUSZ RADZIKOWSKI, PRZEMYSŁAW ROEDING, BARBARA SEREK

Próba oceny wpływu szerokości szlaków turystycznych na otaczające je środowisko lasu

An attempt to assess the effect of tourist trail width on adjacent forest environment

ABSTRACT

Skłodowski J. i in. 2009. Próba oceny wpływu szerokości szlaków turystycznych na otaczające je środowisko lasu. Sylwan 153 (10): 699-709.

The impact of narrow (up to 2 m), medium (up to 3.5 m) and wide (>3.5 m) tourist trails on the surrounding environment was investigated. On wide trails, the value of soil erosion and compaction indices was found to be the highest, while the herb height index was the lowest indicating the greatest impact of wide trails on the environment. The phytosociological relevés were used to determine ecological indicator figures. Wide trails were characterized by higher thermal and continentalism indices and lower pH and trophic indices. The proportion of therophytes and geophytes was higher, while of hemicyptophytes, phanerophytes and chamaephytes on wide trails were lower than on medium and narrow trails. All the analysed indices pointed to a stronger impact of wide trails on the environment in comparison with medium and narrow trails.

KEY WORDS

tourist trails, environmental changes, soil compaction, erosion, height of herbaceous vegetation, plant life forms, indicator figures

ADDRESSES

Jarosław Skłodowski – e-mail: sklodowski@wl.sggw.pl

Szymon Bartosz, Łukasz Dul, Daniel Grzybek, Szymon Jankowski, Michał Kajetanem, Piotr Kalisz, Urszula Korenkiewicz, Grzegorz Mazur, Jakub Myszek, Marcin Ostasiewicz, Beata Primka, Izabela Puczyłowska, Mateusz Radzikowski, Przemysław Roeding, Barbara Serek

Katedra Ochrony Lasu i Ekologii; SGGW; ul. Nowoursynowska 159; 02-776 Warszawa

Wstęp

Uprawianie turystyki i rekreacji na terenach leśnych cieszy się w ostatnich dekadach coraz większym zainteresowaniem społeczeństwa. Turystyka i rekreacja generują jednak zmiany w ekosystemach leśnych, jak i w sąsiadujących ekosystemach wodnych i terenów otwartych [Kawecka 1981; Faliński 1991; Maciaszek, Zwydak 1992; Ważyński 1997; Gibson i in. 2000; Witkowska-Żuk 2000; Laiolo 2003; Tracz 2003; Mosisch, Arthington 2004; Tracz 2004; Wojda, Tracz 2004; Andrés-Abellám 2005; Kuvan 2005; Skłodowski i in. 2006; Skłodowski, Mądrzejowska 2008], ponadto oddziałują na zwierzęta bezkręgowce i kręgowce [Hammit, Cole 1987; Buckley 2004a, b; Skłodowski, Podściański 2004].

Przekształcenia środowiska wokół szlaków, kampingów i miejsc widokowych można oceniać różnymi metodami. Na przykład Marion [1994] wyróżnia trzy podstawowe sposoby opisu

i oceny stanu środowiska szlaków turystycznych, które pomagają zidentyfikować potrzebę niezbędnych działań ochronnych, jakie należy podjąć w celu poprawy stanu środowiska przyrodniczego, a nawet infrastruktury szlaku. W pierwszej z metod – inwentaryzacji szlaków [Marion 1994], zbierane są informacje dotyczące typu użytkowania szlaków, długości szlaków, stopnia trudności poszczególnych odcinków szlaków, występowania osobliwości kulturowych itp. Dane takie wykorzystywane są do planowania przepływu ruchu turystycznego oraz sterowania nim. Drugi sposób – metoda „ochrony” szlaków – inwentaryzuje dane dotyczące infrastruktury, co ułatwia podjęcie decyzji inwestycyjno-naprawczych, względnie uzupełnienia szlaku o nowe inwestycje. Trzecia metoda – oceny stanu szlaku – zgodnie z nazwą polega na ocenie stanu szlaków i środowiska przyrodniczego [Marion 1994].

Metody oceny stanu środowiska szlaków można klasyfikować zależnie od techniki prowadzenia obserwacji. Marion i Leung [2001] wspominają o metodach punktowego badania szlaku (ang. the point sampling method) i szacunkowej oceny problemów (ang. the problem assessment method). Pierwsza polega na dokładnej, miejscowej ocenie zmian środowiska. Pod uwagę brane są między innymi szerokość szlaków, stopień erozji szlaków, obecność wtórnych (nieformalnych, alternatywnych) szlaków, ekspozycja gleby, ekspozycja skał, ubytek materii organicznej, ekspozycja korzeni, pokrycie roślinnością, „zabagnienie” szlaku i wiele innych. Ocenę tę wykonuje się w punktach rozlokowanych najczęściej w równych odległościach. Metoda szacunkowej oceny problemów służy do oceny długich, dochodzących nawet do kilkudziesięciu kilometrów, odcinków szlaków. Gromadzone dane dotyczą typu użytkowania szlaku, zabezpieczeń szlaków przeciw erozji, głębokości erozji szlaku, obecności kałuż zajmujących więcej niż połowę szerokości szlaku, nadmiernych poszerzeń szlaków, wystających korzeni, nieformalnych „dodatkowych” równoległych szlaków oraz wody spływającej po powierzchni szlaku [Marion, Leung 2001]. Jednak to metoda punktowej oceny stanu szlaku umożliwiła dokładniejsze zbadanie stanu szlaku i otaczającego go środowiska. Stosowane są tutaj wskaźniki opisujące zarówno stan szlaku (np. ubytek gleby związany z erozją szlaku), jak i wskaźniki opisujące szlak i otaczające go środowisko (gęstość gleby, skład gatunkowy runa, wysokość runa, skład zgrupowań bezkręgowców, tempo dekompozycji materii organicznej, kwasowość gleby, zawartość pierwiastków chemicznych w glebie).

Powyższe zagadnienia omawiano w ramach wykładów specjalizacyjnych „Presja turystyki na ekosystemy” na studiach drugiego stopnia na Wydziale Leśnym SGGW. Naturalną konsekwencją było wypracowanie metody punktowej oceny zmian środowiska leśnego wokół szlaków turystycznych. Metodę tę sprawdzono empirycznie wraz z uczestnikami kursu. Naszym celem była weryfikacja prostego problemu badawczego związanego z szerokością szlaku. Założyliśmy, że szersze szlaki powinny w większym stopniu oddziaływać na otaczające je środowisko niż szlaki o mniejszej szerokości. Do weryfikacji tej hipotezy przyjęliśmy prostą metodykę opartą na badaniu składu i wysokości runa oraz podstawowych pomiarów fizycznych gleby. Użycie tej metodyki pociągnęło za sobą potrzebę ewentualnego krytycznego spojrzenia na poprawność zastosowania poszczególnych wskaźników, co stało się drugim celem pracy.

Miejsce badań i metodyka

Badania przeprowadzono na terenie Lasu Kabackiego w Warszawie, na który permanentną presję wywiera nieprzerwana tygodniowa rekreacja warszawiaków. Aby zachować porównywalność pomiarów, badania przeprowadzono tylko w starodrzewach dominującego w Lesie Kabackim grądu ubożego świeżego [Czerwieński i in. 2003]. Do badań wytypowano szlaki o różnych szerokościach. Jako szlaki „wąskie” przyjęto te, których szerokość nie przekracza 1,5-2 m. Do tzw.

„szerokich” zaliczono szlaki, których szerokość osiągała minimum 3,5 m. Do szlaków o „średniej” szerokości zaliczono ścieżki o wymiarze poprzecznym zawartym w granicach 2-3,5 m. Każdy odmienny wariant szerokości reprezentowany był w badaniach przez trzy powtórzenia.

Zbadano cztery różne parametry opisujące stan szlaku i ich otoczenia. Określanie wielkości erozji polegało na zmierzeniu pola przekroju ubytku gleby na szlaku. Zastosowano tu prostą, sekcijną metodę pomiaru zaproponowaną przez Marioną [1994]. Przy ocenie zwięzłości gleby przyjęto, że największa zwięzłość powinna być na środku szlaku i sukcesywnie zmniejszać się na jego poboczu. Dlatego pomiary wykonano w metrowych odstępach na dystansie 10 m w obu kierunkach od środka szlaku. Do pomiarów użyto penetrometru 06.01.SA holenderskiej firmy Eijkelkamp. Trzecim analizowanym parametrem była wysokość runa leśnego. Założono, że największe ograniczenie wysokości runa powinno wystąpić przy samym szlaku. Pomiary przeprowadzono w metrowych interwałach na dystansie 10 m od środka szlaku. Do badań skonstruowano prosty przyrząd mierniczy złożony z 10 linijek o długości 70 cm. Linijki przykręcono do aluminiowej ramy, przy czym odległość między nimi wynosiła 10 cm. Dzięki temu można było mierzyć wysokość runa w 10 punktach jednocześnie. Przyrząd ten stawiono prostopadle do transektu wyznaczonego ze środka szlaku. Ostatnim ocenianym parametrem była grupa wskaźników wyznaczonych na podstawie zdjęć fitosocjologicznych sporządzonych w odległości 1, 2 i 3 m od szlaku. Wyznaczano zarówno wskaźnikowe liczby ekologiczne, charakteryzujące stan siedlisk, jak i udział różnych form życiowych roślin [Zarzycki i in. 2002].

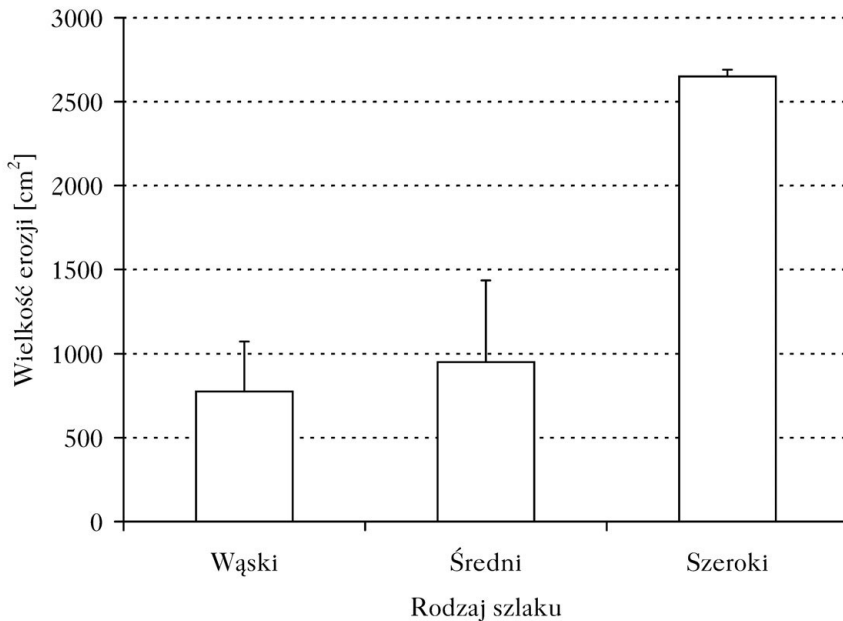
Do analizy wykorzystano pakiet Statistica [StatSoft 1997]. Zgodność rozkładów empirycznych z rozkładem normalnym oceniono za pomocą testu Shapiro-Wilka. Dane zgodne z rozkładem normalnym porównywano za pomocą jednoczynnikowej analizy wariancji. Dane odbiegające od rozkład normalnego porównywano stosując nieparametryczny test U Manna-Whitney'a.

Wyniki

EROZJA SZLAKÓW. Wielkość erozji szlaków wydaje się zależeć od szerokości szlaku, choć nie jest to zależność silna (współczynnik korelacji Spearmana $r=0,64$; $p=0,061$). Najmniejszą erozję stwierdzono na szlakach wąskich (775 cm^2) i średniej szerokości (950 cm^2), zaś największą (2650 cm^2) – na szlakach szerokich ($Z=1,9640$; $p=0,049$) (ryc. 1).

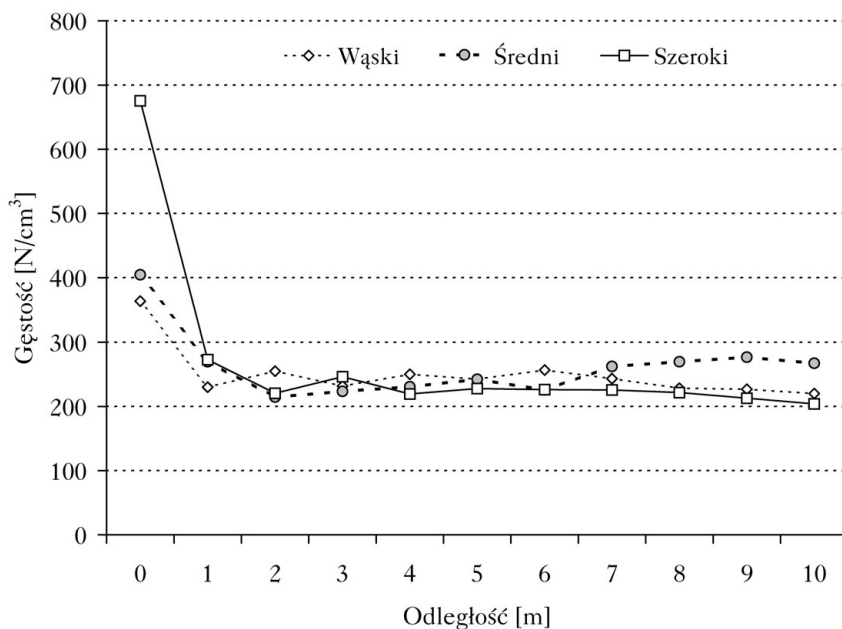
ZWIĘZŁOŚĆ GLEBY. Największe różnice w zwięzłości gleby stwierdzono na środkach szlaków ($F=25,5865$; $p=0,001$). Średnia zwięzłość gleby na środku szlaków szerokich ($675,7 \text{ N/cm}^2$) znacznie przewyższa zwięzłość gleby na środku szlaków średnich ($404,4 \text{ N/cm}^2$; $p<0,001$) i wąskich ($363,2 \text{ N/cm}^2$; $p<0,001$). Nie stwierdzono różnicy między średnią zwięzłości gleby badaną na środku wąskich szlaków oraz w otoczeniu tych szlaków do odległości 10 m (ryc. 2). Różnice takie stwierdzono natomiast w przypadku szlaków o średniej szerokości (Z od 2,4319 do 2,9023; p od 0,015 do 0,004) oraz szlaków szerokich (Z od 2,8975 do 2,9027; $p=0,004$).

WYSOKOŚĆ RUNA. Najmniejszą wysokość runa (9,95 cm) stwierdzono wokół szlaków szerokich (ryc. 3), większą przy szlakach średnich – 19,26 cm ($Z=2,6168$; $p=0,009$) i wąskich – 21,85 ($Z=4,5092$; $p<0,001$). Średnia wysokość runa badana w odległości 1 m od szlaków (9,29 cm) okazała się najmniejsza w całym badanym gradiencie i różniła się od wysokości runa mierzonego w odległościach 2 m (19,89 cm; $Z=1,9895$; $p=0,057$), 3 m (19,11 cm; $Z=2,2517$; $p=0,024$) i 4 m (19,75 cm; $Z=2,075$; $p=0,038$). Porównując wysokość runa w odległości metra od szlaku istotne różnice zaobserwowano w odniesieniu do szlaków wąskich i średnich (odpowiednio 16,5 i 5,0 cm; $Z=1,964$; $p=0,049$).



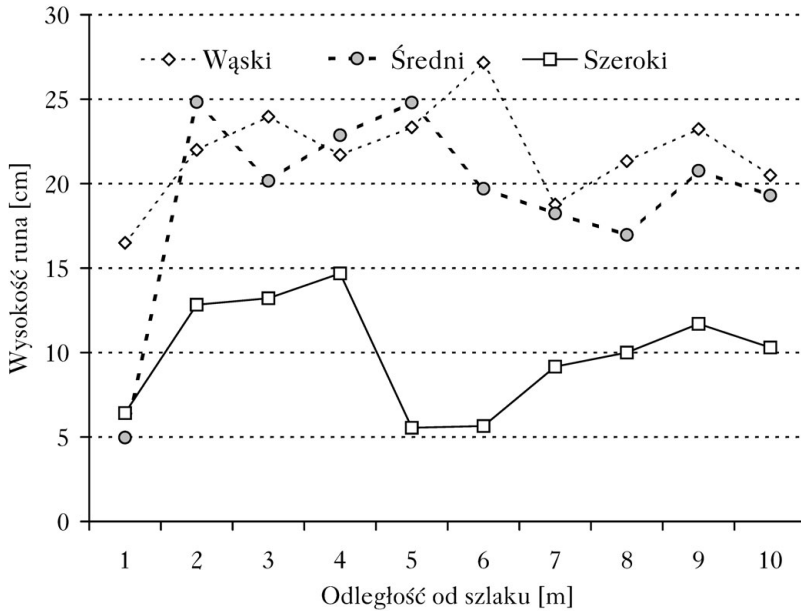
Ryc. 1.

Średnia wielkość erozji szlaków o różnej szerokości
Average erosion rate for trails of various widths



Ryc. 2.

Zwięzłość gleby na środku szlaku (odległość 0) i w różnych odległościach od niego
Soil compaction measured with a penetrometer in the middle of the trail (distance 0) and at different distances from it



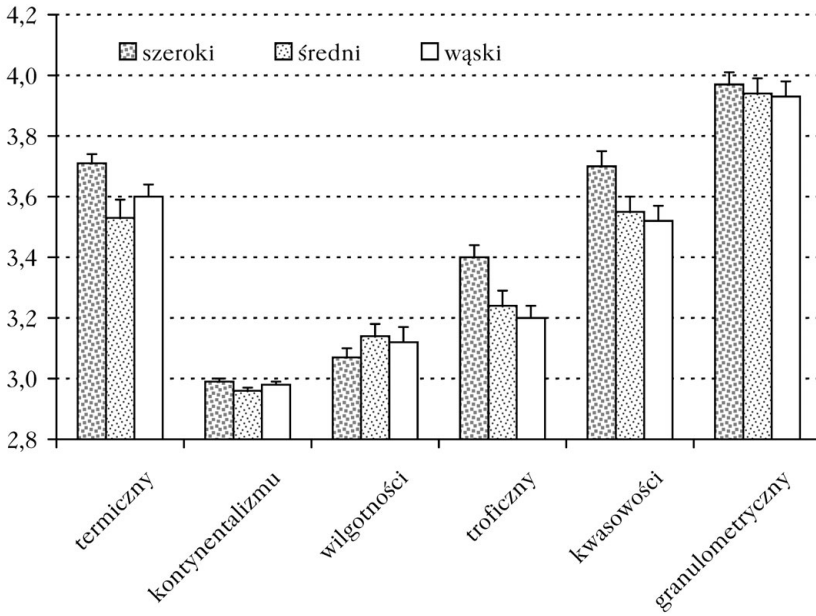
Ryc. 3.

Średnia wysokość runa wokół szlaku

Average height of herbaceous vegetation around the trails

EKOLOGICZNE LICZBY WSKAŹNIKOWE ROŚLIN NACZYNIOWYCH. Najwyższą (3,71) wartością wskaźnika termicznego cechowały się szlaki szerokie, mniejszymi zaś szlaki średnie (3,53) i wąskie (3,60) ($Z=2,7526$; $p=0,005$). Podobną sytuację zaobserwowano w przypadku wskaźnika kontynentalizmu. Najwyższa wartość tego wskaźnika opisywała szlaki szerokie (2,99), natomiast mniejsze wartości szlaki średnie (2,96) i wąskie (2,98). Różnice między tymi wartościami nie były istotne statystycznie. Szlaki szerokie charakteryzowały się najmniejszą (3,07) wartością wskaźnika wilgotności w porównaniu ze szlakami średnimi (3,14) i wąskimi (3,12). Wskaźnik kwasowości najwyższą wartość, świadczącą o najmniejszej kwasowości siedliska, przyjął wokół szlaków szerokich (3,70). Niższe wartości zaobserwowano przy szlakach średnich (3,55) i wąskich – (3,52) ($F=3,3943$; $p=0,043$; NIR $p=0,014$). Najwyższą wartość wskaźnika trofizmu zanotowano w przypadku szlaków szerokich (3,40), natomiast niższe przy szlakach średnich (3,24; $F=4,5050$; $p=0,0172$; NIR $p=0,005$) i wąskich (3,20; NIR $p=0,035$). Wskaźnik granulometryczny był największy dla szlaków szerokich (3,97), a mniejszy dla średnich (3,94) i wąskich (3,93). Wartości te nie różniły się istotnie statystycznie (ryc. 4).

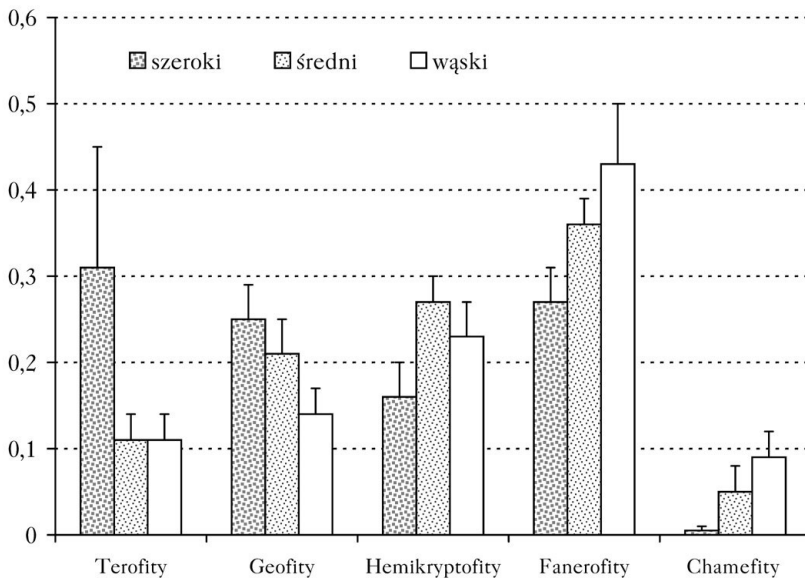
UDZIAŁ W ROŚLINNOŚCI RÓŻNYCH FORM ŻYCIOWYCH ROŚLIN. Największy udział terofitów zarejestrowano przy szlakach szerokich (0,31; ryc. 5). Znacznie mniej zaobserwowano ich przy szlakach średnich (0,11; $Z=3,4328$; $p<0,001$) i wąskich (0,11; $Z=3,4644$; $p<0,001$). Udział geofitów największy był również w otoczeniu szlaków szerokich (0,25), mniejszy zaś przy szlakach średnich (0,21; $Z=3,4328$; $p<0,001$) i wąskich (0,14; $Z=3,46$; $p<0,001$). W przypadku hemikryptofitów najmniejszy udział tych roślin zanotowano przy szlakach szerokich (0,16), znacznie więcej ich było przy szlakach średnich (0,27; $Z=2,2938$; $p=0,022$) i wąskich (0,23; różnica nieistotna). Również udział fanerofitów był najmniejszy przy szlakach szerokich (0,27). Znacznie większy był przy szlakach średnich (0,36; różnica nieistotna) i wąskich (0,43; $Z=1,9932$; $p=0,045$). Udział



Ryc. 4.

Wskaźniki ekologiczne wyliczone na podstawie składu gatunkowego runa badanego w odległości metra od szlaków o różnej szerokości

Ecological indices calculated on the basis of species composition of herb vegetation within 1 meter from the trails of various widths



Ryc. 5.

Udział roślin należących do różnych form życiowych w zbiorowiskach badanych przy różnej szerokości szlakach

Proportion of plants in different life forms in the studied communities along the trails of various widths

chamefitów był bardzo niski. Przy szlakach szerokich wyniósł 0,005, zaś przy szlakach średnich 0,05 (różnica nieistotna), a wąskich – 0,09 ($Z=2,1198$; $p=0,005$).

Dyskusja

Istnieje wiele sposobów pomiarów erozji szlaków turystycznych [Jewell, Hammitt 2000], wśród których dość łatwym do wykonania jest sekcyjny pomiar erozji metodą Mariona [1994]. Choć metoda ta nie uwzględnia pierwotnego (tj. sprzed założenia szlaku) ukształtowania powierzchni, jednak dość precyzyjnie pozwala na ustalenie ubytku gleby ze szlaku pomiędzy tzw. linią bazową (arbitralnie wyznaczoną jako prostą łączącą 2 naprzeciwległe punkty umiejscowione na obu krawędziach szlaku) a powierzchnią szlaku. W metodzie tej stopień aproksymacji zależy od obserwatora. Im gęściej wykonane będą pomiary (wzdłuż pionowej linii rzutowanej w dół z przyjętej linii bazowej), tym większą dokładność uzyskuje się w tej metodzie. Wybierając tę metodę nie uwzględnialiśmy, z powodu braku tego problemu w badanych odcinkach, korzeni odsłoniętych na skutek erozji. Jednakże obecność korzeni w profilu zerodowanego szlaku może stanowić dodatkowy problem, zwłaszcza w drzewostanach starszych klas wieku [Okołów 1978]. Na dokładność pomiarów wpływa skracanie interwałów pomiędzy wykonywanymi pomiarami [Leung, Marion 1999; Marion, Leung 2001]. Z drugiej strony Leung i Marion [1999] wskazując na dużą dokładność wykonywania pomiarów przy interwale 100-metrowym, sugerują jednocześnie wydłużenie go do nawet 500 metrów. Ma to umożliwić wykonanie badań nawet kilkudziesięciokilometrowych szlaków. Prezentowane badania miały charakter punktowej oceny zmian środowiska zależnych od szerokości szlaku. Dlatego w świetle przytoczonych wniosków z literatury zastosowana metoda wydaje się poprawna. W pracy arbitralnie przyjęliśmy, że szersze szlaki odpowiadają większej liczbie odwiedzających, a tym samym i większej presji, co zgodne jest z badaniami Dale'a i Weavera [1974]. Autorzy ci wykazali istotną zależność pomiędzy szerokością szlaku pieszego a liczbą osób korzystających z niego (lasy: $r=0,81$; teren otwarty: $r=0,02$).

W badaniach wykazaliśmy znaczący wzrost wielkości erozji szlaku wraz z jego szerokością, przy czym istotne różnice zanotowano pomiędzy szlakami szerokimi (powyżej 3,5 m szerokości) a szlakami średnimi i wąskimi. Nie stwierdzono takich różnic pomiędzy szlakami o małej i średniej szerokości. Dlatego nieparametryczny wskaźnik korelacji Spearmana ($r=0,64$), obliczony pomiędzy szerokością szlaków a wielkością erozji, okazał się przekraczać nieznacznie granicę istotności. Erozja powodowana przemieszczaniem się odwiedzających przyczynia się do ubytków gleby na szlaku, co w przekroju widać jako mniej lub bardziej wklęsłą, często zdeformowaną literę „U” [Marion 1994]. Proces powstawania charakterystycznego wklęsłego zagłębienia szlaków związany jest również z mechanicznym ubijaniem i zagęszczaniem gleby przez zwiedzających [Okołów 1978]. Dlatego można założyć, że gleba na szerszych szlakach powinna być bardziej zagęszczona niż na szlakach o mniejszej szerokości. Respiracja gleby, mierzona na jej powierzchni na środku wydeptanych ścieżek, jest mniejsza niż w środowisku otaczającym [Tracz 2004; Wojda, Tracz 2004]. Można też przyjąć, że najbardziej zagęszczona gleba powinna być na środkach szlaków. Według Liddle i Greig-Smith [1975a] oraz Marion i Cole [1996] gęstość gleby zależy wprost proporcjonalnie od liczby pieszych. Uzyskane wyniki potwierdziły te przypuszczenia. Największą zwięzłość stwierdzono na środkach szlaków. Ponadto zwięzłość gleby w środkach szerokich szlaków ($675,7 \text{ N/cm}^2$) istotnie przewyższała zwięzłość gleby w środkach szlaków średnich ($404,4 \text{ N/cm}^2$) i wąskich ($363,2 \text{ N/cm}^2$). Oddziaływanie zwiedzających, mierzone zwięzłością gleby, okazało się najsilniejsze na środkach szlaków, natomiast na poboczach szlaku pozostawało na takim samym poziomie jak w odległości kilku metrów od szlaku. Obserwacja ta sugeruje słabszą presję rekreacji na najbliższe otoczenie szlaków w porównaniu z ich środkiem.

Czy przedstawione metody są odpowiedniej czułości, aby stwierdzić wpływ schodzących ze szlaków spacerowiczów? Bardziej czułe metody oparte są na inwentaryzacji roślin zielnych, szybko reagujących na presję turystyki lub jej zaniechanie [Cole 1993; Hartley 2000; Witkowska-Żuk 2000].

Pierwszym parametrem związanym z roślinnością runa była jego wysokość mierzona w metrowych interwałach wyznaczonych w kierunku prostopadłym do ścieżki. Ponieważ szerokie szlaki wywierają silniejszy wpływ na środowisko, dlatego wokół nich stwierdziliśmy najniższą średnią wysokość runa. Wyższą zaobserwowaliśmy natomiast przy szlakach średnich i wąskich. Czy to zróżnicowanie wysokości runa w całym badanym gradiencie odległości od szlaku spowodowane jest większą presją schodzących ze szlaku? Prawdopodobnie tak, choć tezy tej nie można jednoznacznie udowodnić. Zakładając hipotetycznie, że około 5% zwiedzających schodzi ze szlaku, to przy wąskich szlakach będzie to około 25 osób/tydzień, zaś przy szerokich szlakach 500 osób. Różnice między liczbą osób schodzących wyjaśnia też najniższa wysokość runa, jaką zanotowano w odległości metra od szlaków średnich i szerokich.

Kolejnymi rozważanymi parametrami są wybrane wskaźnikowe liczby ekologiczne roślin naczyniowych [Zarzycki i in. 2002]. Wskaźnik termiczny, osiągając najwyższą wartość przy szlakach szerokich, sugerował najcieplejsze warunki przy tego typu szlakach. Być może chodzi tu o większe możliwości penetracji szlaku przez słońce [Dale, Weaver 1974]. Również najwyższą wartość przy szlakach szerokich osiągnął wskaźnik kontynentalizmu, co sugeruje zarówno mniejszą wilgotność siedliska (szerszy szlak to lepsza wentylacja), jak i większą amplitudę temperatury (szerszy szlak to mniejsza osłona koron drzew i szybsze wypromieniowanie ciepła nocą). O lepszej „wentylacji” szlaków szerokich może świadczyć niski wskaźnik wilgotności tych szlaków. Mniejsza wilgotność środowiska przy szlakach szerokich – i to pomimo większych opadów deszczu – powodowana może być szybszym odparowaniem wody na skutek bardziej rozluźnionego zwarcia koron i lepszej wentylacji [Dale, Weaver 1974]. Szerokość szlaków wpływa na odczyn gleb, która była mniej kwaśna przy szlakach szerokich. Prawdopodobnie chodzi tu o mniejszą powierzchnię listowia drzew nad szlakiem, co pociąga za sobą wolniejsze zakwaszania gleby przemywającymi korony opadami deszczu (mniej igieł to mniejsza ilość roztworu zakwaszającego). Ponadto bardziej zagęszczona gleba szlaków szerokich w większym stopniu utrudnia infiltrację wody opadowej do gleby. W konsekwencji obserwujemy zmniejszenie kwasowości gleby, co zgodne jest z dokładnymi pomiarami kwasowości gleby wykonanymi profesjonalnym pH-metrem przy okazji innych badań (Kalisz – informacja ustna; Zdanowicz – informacja ustna). Środowisko szerokich szlaków wydaje się być również żyzniejsze, co sugeruje wyższa wartość wskaźnika trofizmu na tych szlakach w porównaniu do szlaków średnich i wąskich. Zjawisko to przypuszczalnie jest wywołane większą liczbą pieszych na szlakach szerokich, którzy załatwiając potrzeby fizjologiczne wzdłuż nich, dostarczają w ten sposób dodatkowego azotu, a porzucając resztki jedzenia – nawożą siedlisko. Za taką interpretacją wskazują obserwacje Dale i Weaver [1974], dotyczące zwiększonej ilości azotu wzdłuż ścieżek zwierzęcych, deponowanego w trakcie oddawania przez nie uryny.

Najwyższe wartości wskaźnika granulometrycznego zaobserwowano przy szlakach szerokich. Choć różnice między szerokościami szlaku nie były istotne, pośrednio jednak wskazują na większy udział w glebie małych cząstek ilastych. Literatura opisująca udział najdrobniejszych ziaren w zadeptywanej glebie wskazuje zarówno na mniejszy [Hosier, Eaton 1980], jak i większy [Lutz 1945] ich udział.

Szerokość szlaków może wpływać na udział roślin klasyfikowanych do różnych form życiowych (klasyfikacja ta uwzględnia między innymi usytuowanie pączków na roślinie). Udział

terofitów okazał się wyższy przy szlakach szerokich, podobnie też kształtował się udział geofitów. Natomiast mniejszy udział przy szlakach szerokich, w porównaniu do szlaków średnich i wąskich, charakteryzował hemikryptofity, fanerofity oraz chamefity. Badający ekosystemy wydumowe Liddle i Grieg-Smith [1975b] zauważyli zwiększony udział na szlakach semirozetowych i rozetowych hemikryptofitów w porównaniu do miejsc poza szlakiem. Natomiast zielone hemikryptofity rzadziej występowały na szlakach. Autorzy ci raportowali o nadzwyczaj licznych występowaniu chamefitów na szlakach, co skojarzyli z dominującą w tej grupie, wyjątkowo odporną na deptanie, macierzanką *Thymus drucie*. Liddle i Grieg-Smith [1975b] spostrzegli też w zbiorowiskach badanych na szlakach wyjątkowo niski udział fanerofitów, geofitów i terofitów. Obserwacje te odbiegają nieco od prezentowanych wyników, pochodzą jednak z zupełnie odmiennego, piaszczystego środowiska. Z kolei Hall i Kuss [1989], badający szlaki w Parku Narodowym Shenandoah, zauważyli malejący na nich udział fanerofitów i geofitów, wzrastający natomiast odsetek hemikryptofitów, geofitów i terofitów, co w dużej mierze zgodne jest z prezentowanymi w tej pracy obserwacjami. Ponadto zaobserwowali częste występowanie wzdłuż granic szlaków roślin o niskiej formie wzrostu i wczesnie kwitnących: hemikryptofitów, terofitów i chamefitów, natomiast w siedliskach niezdeptanych – roślin o delikatnej formie wzrostu: fanerofitów i geofitów [Hall, Kuss 1989]. Ubywanie fanerofitów i hemikryptofitów przy szlakach wykazali Taylor i inni [1993].

Powstaje pytanie, w jakim dystansie szlaki oddziałują na środowisko? Sądząc z obserwacji Hall i Kuss [1989] przy szlaku obserwuje się największą różnorodność gatunkową roślin, co związane jest z zmianą warunków oświetlenia i mniejszą konkurencją korzeniową. Dale i Weaver [1974] wskazali „zadziwiająco” niewielki dystans oddziaływania szlaku na roślinność, zamykający się w granicach 1-2 m. Thurston i Reader [2001] symulując zdeptywanie szlaków zauważyli w ich strefach centralnych znaczną redukcję pokrycia roślinnością oraz redukcję liczby gatunków roślin. Natomiast 20 cm dalej od centrum szlaków, reakcji takiej prawie nie obserwowano. Interesującym jest, że w eksperymencie tym nie stwierdzono różnic pomiędzy oddziaływaniem na środowisko pasa centralnego pieszych i rowerzystów. Natomiast Witkowska-Żuk [2000] dokonując syntezy wiedzy na temat oddziaływania turystyki na roślinność zauważa, że w borach bażynowych można wyróżnić cztery strefy degradacji w zależności od odległości od drogi prowadzącej na plaże: najsilniejsza – do 20 m, silna – 20-50 m, średnia – 50-90 m i słaba – powyżej 90 m. W prezentowanych badaniach rzadko jednak stwierdziliśmy istotność różnic między wielkością wskaźnikowych liczb roślin czy też udziałem różnych form życiowych roślin w odległościach do 3 metrów od szlaków. Nie jest to równoznaczne z brakiem różnic, które wskazywały na malejący wpływ rekreacji na otaczające środowisko. Wystarczy wspomnieć zredukowaną wysokość runa wokół szlaków szerokich, względem wysokości runa przy szlakach średnich i wąskich. Wydaje się, że wszystkie wskaźniki zostały poprawnie zastosowane, zaś uzyskane wyniki okazały się logiczne i zgodne z wiedzą na temat zmian zachodzących w środowisku. Wydaje się też, że tego typu metodykę można wykorzystywać w dalszych badaniach nad presją turystyki.

Wnioski

- ✚ Oddziaływanie szlaków na otoczenie wydaje się zależeć wprost proporcjonalnie od ich szerokości.
- ✚ Obserwowane zmiany środowiska miały charakter regresyjny i dotyczyły erozji szlaków, zagęszczenia gleby, wysokości runa, wskaźnikowych liczb ekologicznych roślin oraz udziału form życiowych roślin.

- ✚ Zmiany zachodzące w odległości 5-10 m od szlaku są trudniejsze do obserwacji. Jest to jednak możliwe dzięki wykorzystaniu roślin.
- ✚ Wydaje się, że proponowana punktowa ocena stanu środowiska, wykazując zmiany na zróżnicowanych płaszczyznach, przeszła próby pozytywnie.

Literatura

- Andrés-Abellán M., Benayas Del Álamo J., Landete-Castillejos T., López-Serrano F. R., García-Morote F. A., Del Cerro-Barja A. 2005. Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area "Nacimiento Del Río Mundo" (Castilla-La Mancha, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* 101: 55-67.
- Buckley R. 2004a. Impacts of Ecotourism on Birds. W: Buckley R. *Environmental impact of ecotourism*. 187-209. Ecotourism series 2.
- Buckley R. 2004b. Impacts of Ecotourism on Terrestrial Wildlife. W: Buckley R. *Environmental impact of ecotourism*. 211-228. Ecotourism series 2.
- Cole D. N. 1993. Trampling effects on mountain vegetation in Washington, Colorado, New Hampshire and New Carolina. USDA Forest Service, RP INT-464.
- Czerwieński Z., Czepińska-Kamińska D., Zielony R. 2003. Środowisko Lasu Kabackiego. Wydawnictwo SGGW.
- Dale D., Weaver T. 1974. Trampling effects on vegetation on the trail corridors of north Rocky Mountain forests. *J. Appl. Ecol.* 11: 767-772.
- Faliński J. B. 1991. Kartografia geobotaniczna. PTTK, Warszawa.
- Gibson D. J., Adams E. A., Ely J. S., Gustafson D. J. 2000. Eighteen years of herbaceous layer recovery of a reaction area in a mesic forest. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127 (3): 230-239.
- Hall C. N., Kuss F. R. 1989. Vegetation alternation along trails in Shenandoah National Park, Virginia. *Biological Conservation* 48: 211-227.
- Hammit W. E., Cole D. N. 1987. *Wildland Recreation: Ecology and Management*. Wiley, New York.
- Hartley E. 2000. Thirty-year monitoring of subalpine meadow vegetation following a 1967 trampling experiment at Logan Pass, Glacier National Park, Montana. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15*. 5: 124-132.
- Hosier P. E., Eaton T. E. 1980. The impact of vehicles on dune and grassland vegetation on a south-eastern North Carolina barrier beach. *Journal of Applied Ecology* 17: 173-182.
- Jewell M. C., Hammit W. E., 2000. Assessing Soil Erosion on trails: a comparison of techniques. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-15*. 5: 133-140.
- Kawecka A. 1981. Naturalna chłonność turystyczna lasu. *Las Polski* 21.
- Kuvan Y. 2005. The use of forests for the purpose of tourism: The case of Belek Tourism Center in Turkey. *Journal of Environmental Management* 75: 263-274.
- Laiolo P. 2003. Diversity and structure of the bird community overwintering in the Himalayan subalpine zone: Is conservation compatible with tourism? *Biological Conservation* 115: 251-262.
- Liddle M. J., Grieg-Smith P. J. 1975a. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. I. Silos. *J. Appl. Ecol.* 12: 893-907.
- Liddle M. J., Grieg-Smith P. J. 1975b. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *J. Appl. Ecol.* 12: 909-930.
- Leung Y-F., Marion J. L. 1999. The influence of sampling interval on the accuracy on the trail impact assessment. *Landscape and Urban Planning* 43: 167-179.
- Lutz H. J. 1945. Soil conditions of picnic grounds in public forests parks. *Journal of Forestry* 43: 121-127.
- Maciaszek W., Zwydak M. 1992. Degradacja górskich gleb leśnych w pobliżu szlaków turystycznych. *Zeszyt Nauk. AR. Kraków Leśn.* 22.
- Marion J. L. 1994. An assessment of trail conditions in Great Smoky Mountains National Park. Atlanta, GA. USDI National Park Service, Southeast Region.
- Marion J. L., Cole D. C. 1996. Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. *Ecological Application* 6 (2): 520-530.
- Marion J. L., Leung Y-F. 2001. Trail resource impact and an examination of alternative assessment techniques. *Journal of Park and Recreation Administration*. 19 (3): 17-37.
- Mosisch T. D., Arthington A. H. 2004. Impact of recreational power-boating on freshwater ecosystems. W: Buckley R. *Environmental impact of ecotourism*. 125-154. Ecotourism series 2.
- Okółów Cz. 1978. Uszkodzenia systemów korzeniowych drzew spowodowane nadmiernym ruchem turystycznym w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylvan* 122 (11): 63-71.
- Skłodowski J., Podściański W. 2004. Zagrożenie mezofauny powodowane zaśmiecaniem środowiska. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 23 (2): 271-283.
- Skłodowski J., Sater J., Strzyżewski T. 2006. Presja turystyki wodnej w ekotonach leśno-jeziornych na przykładzie jeziora Beldany. *Sylvan* 150 (10): 65-71.

- Skłodowski J., Mądrzejowska K. 2008. Zgrupowania biegaczowatych jako zooindeks presji turystyki żeglarskiej w ekotopach leśno-jeziornych. *Sylwan* 152 (8): 35-46.
- StatSoft Inc. 1997. Statistica for Windows. Tulsa, OK, USA.
- Taylor K. C., Reader R. J., Larson D. W. 1993. Scale-dependent inconsistencies in the effects of trampling on forest understory community. *Environmental Management* 15 (2): 293-248.
- Thurston E., Reader R. J. 2001. Impact of experimentally applied mountain biking and hiking on vegetation and soil of a deciduous forest. *Environmental Manager* 27 (3): 397-409.
- Tracz H. 2003. Konsekwencje ekologiczne obniżenia aktywności biologicznej gleb terenów poddawanych presji turystyczno-rekreacyjnej. *Sylwan* 147 (6): 38-43.
- Tracz H. 2004. Wpływ presji turystyczno-rekreacyjnej na wybrane parametry aktywności biologicznej gleby. W: Pienkos K. [red.] *Problemy zrównoważonego rozwoju turystyki, rekreacji i sportu w lasach*. 257-263. Akademia Wychowania Fizycznego w Warszawie.
- Ważniński B. 1997. Urządzanie i zagospodarowanie lasu dla potrzeb turystyki i rekreacji. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu.
- Witkowska-Zuk L. 2000. Roślinność leśna w warunkach presji turystycznej. *Sylwan* 144 (11): 5-21.
- Wojda T., Tracz H. 2003. Dynamika metabolizmu oddechowego gleb wybranych stanowisk parku dendrologicznego SGGW. *Sylwan* 147 (5): 21-27.
- Zarzycki K., Trzcinińska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. W: Szafer Institute of Botany. Academy of Sciences. Biodiversity of Poland. Kraków.

SUMMARY

An attempt to assess the effect of tourist trail width on adjacent forest environment

The focus of this study is on the impact of various trails widths on the environment around them. The studied trails were classified into 3 width categories: narrow– up to 2 m, medium – up to 3.5 m and wide – over 3.5 m. Changes in the environment were described using soil erosion, compaction and herb height indices. The phytosociological relevés were used to determine ecological indicator figures and the proportion of plants in different life forms. Wider trails were characterized by a higher erosion rate and soil compaction compared to narrower trails. The height of plants was found to be the lowest within the area of 1 meter from wide and medium trails and it was increasing with the distance. The reduced height of herb vegetation was retained only around wide trails within a distance of 10 meters. Wide trails were characterized by higher values of thermal and continentalism indices compared to narrow and medium trails indicating more intense sun penetration and greater ventilation of trails. Wide trails showed the highest pH index values that suggested a lower canopy throughfall and water infiltration into the more compacted soil. A higher trophic index for wide trails pointed to a stronger eutrophication of recreational habitats. The proportion of therophytes and geophytes (plants wintering under the ground in the form of seeds or buds) were higher, while of hemicryptophytes, phanerophytes and chamaephytes (plants whose overwintering buds are directly on or above soil surface) were lower on wide than on medium and narrow trails. All the analysed indices point to a stronger impact of wide trails on the environment in comparison with medium and narrow trails. The impact of wide trails was noticeable within a 10-meter wide transect area, while the width of the area impacted by narrower trails did not exceed 1 meter.