

RAFAŁ PALUCH

## Zastosowanie ekologicznych liczb wskaźnikowych do określenia kierunków zmian roślinności runa w Białowieckim Parku Narodowym

Application of ecological indicators to identify changes  
in the herbaceous layer of the Białowieża National Park

**Abstract.** Ecological indicators for vascular plant species are often used in syndynamic studies. The following indicators developed by Zarzycki, 1984 were applied in the study: soil trophism, moisture, acidity, dead matter and humus content, as well as light. The method supplements the earlier studies and phytosociological works related to floristic changes on the permanent study sites in the strict reserve of the Białowieża National Park. Calculations of mean values of ecological indicators for individual forest habitat types in 1959 and 1998 allowed to compare relationships between these habitats and identify the greatest changes.

**Key words:** ecological indicators, Białowieża National Park, forest habitat types, vegetation of herbaceous layer

### Wstęp i cel pracy

**K**ażdy gatunek rośliny ma swoją amplitudę ekologiczną względem konkretnych czynników środowiskowych. Na podstawie badań z różnych dziedzin m.in. ekologii, geobotaniki określono zakres występowania każdego gatunku, wyrażając to w umownej skali liczbowej. Ekologiczne liczby wskaźnikowe opracowane przez Ellenberga oraz Zarzyckiego (Zarzycki 1984) często wykorzystywano do badania zmian warunków ekologicznych w różnych ekosystemach: pól, łąk i lasów (Borowiec 1972, Borowiec i in. 1978, Warcholińska 1978, Matuszkiewicz i in. 1981, Wójcik 1983). Ten sposób diagnozowania i oceny warunków środowiskowych oraz zachodzących w nim zmian za pomocą wskaźników roślinnych można określić jako fitoindykację synekologiczną – wartość wskaźnikową mają grupy gatunków lub zbiorowiska traktowane jako całość (Matuszkiewicz 1984). Przy zastosowaniu ekologicznych liczb wskaźnikowych dla gatunków roślin naczyniowych runa opracowanych przez Zarzyckiego (1984) dokonano w sposób pośredni analizy zmian warunków siedliskowych. Wykorzystanie tej metody umożliwiło stwierdzenie, w których typach siedlisk zmiany są największe. Idea ekologicznych liczb wskaź-

nikowych polega na tym, że każdemu gatunkowi rośliny naczyniowej przyporządkowano wartości liczbowe w pewnej umownej skali, opisujące warunki siedliskowe typowe dla danego gatunku, tj. takie w jakich najczęściej rośnie on w Polsce. Liczby wskaźnikowe nie określają jednak pełnej amplitudy ekologicznej gatunku. Zastosowane skale liczbowe są w większości przypadków pięciostopniowe, a nasilenie czynnika wzrasta od 1 do 5.

Charakteryzowanie wymagań siedliskowych przy użyciu wskaźników liczbowych ma swoje wady i zalety. Krótkie i zwarte, ujednoczone zapisy są łatwo ze sobą porównywalne, przydatne do wykonywania zestawień i grupowań. Główną ich wadą jest to, że sugerują dokładność tam, gdzie jej często nie ma, a ponadto wskaźników nie można mierzyć (Zarzycki 1984). Dla niektórych gatunków autor ten podaje przedział liczbowy. Przedział ten odpowiada ekologicznym warunkom najczęstszego występowania danego gatunku w Polsce. W takich przypadkach dla gatunków roślin przyjęto wartość średnią tego przedziału. Stąd wynika pojawienie się niecałkowitych wartości wskaźników ekologicznych (np. 1,5, 2,5, itd.). Podobny sposób postępowania zastosowali również Balcerkiewicz i Sławkowski (1998) oraz Obidziński (2000).

## Obiekt i metodyka badań

Badania wykonano na powierzchni badawczej Katedry Hodowli Lasu SGGW, położonej na terenie rezerwatu ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego w oddziale 284/285. Ma ona kształt wydłużonego prostokąta o wymiarach  $780 \times 40$  m (z boczną odnogą  $40 \times 40$  m). Sumaryczna jej powierzchnia wynosi 3,28 ha. Na powierzchni badawczej Zaręba (1959) w czerwcu i w lipcu 1959 r. wykonał 23 zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta. Średnia powierzchnia zdjęcia wynosiła około  $200 \text{ m}^2$ . Następnie zostały one pogrupowane w tabele zespołów roślinnych przy wykorzystaniu zasad podziału zbiorowisk leśnych opracowanych przez Matuszkiewicza w 1952 roku. Na początku maja i w lipcu 1998 roku powtórzono badania fitosocjologiczne. Założono 80 powierzchni próbnych rozmieszczonych równomiernie. Wszystkie powierzchnie miały postać kwadratów o boku 10 m. Odległości pomiędzy kwadratami próbnymi były stałe i wynosiły 10 m.

Listy roślin runa stwierdzonych na powierzchniach próbnych w 1959 r. i w 1998 r. wykorzystano do obliczenia średnich wskaźników ekologicznych. Zastosowano wskaźniki edaficzne: trofizmu (zasobności) gleby, wilgotności gleby, kwasowości gleby i zawartości martwej materii i humusu oraz wskaźnik klimatyczny – świetlny. Wskaźniki glebowe obliczone na podstawie gatunków runa w ujęciu Zarzyckiego (1984) dotyczą głównie wierzchnich warstw gleby. Stamtąd rośliny zielne czerpią składniki pokarmowe potrzebne do życia. Warstwa ta ulega często dużym zmianom pod wpływem różnych czynników (zmiany składu i struktury drzewostanu, eutrofizacja, erozja itd.) w przeciwieństwie do ukształtowanej w minionych epokach geologicznych i w zasadzie niezmiennej w krótkim czasie skały macierzystej gleb.

Poniżej podano skale zastosowanych wskaźników ekologicznych (Zarzycki 1984):

### Wskaźniki edaficzne

- Tr** – wskaźnik zasobności (trofizmu) gleby:  
1 – gleby skrajnie ubogie w sole mineralne (skrajnie oligotroficzne),

- 2 – gleby ubogie (oligotroficzne),
- 3 – gleby umiarkowanie ubogie (mezotroficzne),
- 4 – gleby zasobne (eutroficzne),
- 5 – gleby bardzo zasobne (skrajnie żyzne, często przenawożone).

- R** – wskaźnik kwasowości gleby:
- 1 – gleby bardzo silnie kwaśne (pH z reguły poniżej 3,5),
  - 2 – gleby silnie kwaśne (pH od około 3,5 do 4,5),
  - 3 – gleby kwaśne (pH 4,5-5,5),
  - 4 – gleby umiarkowanie kwaśne do słabo kwaśnych (pH 5,5-6,5),
  - 5 – gleby obojętne (pH powyżej 6,6) i zasadowe.

- W** – wskaźnik wilgotności gleby:
- 1 – gleby bardzo suche,
  - 2 – gleby suche,
  - 3 – gleby świeże,
  - 4 – gleby wilgotne,
  - 5 – gleby mokre,
  - 6 – woda.

- H** – Wskaźnik zawartości materii organicznej i humusu:
- 1 – gleba bez humusu (materii organicznej),
  - 2 – gleby bardzo ubogie w humus,
  - 3 – gleby mineralno-próchniczne,
  - 4 – gleby torfiaste ze znacznym udziałem części mineralnych,
  - 5 – gleby organogeniczne (liczbę tę otrzymują gatunki ograniczone wyłącznie do gleb organogenicznych).

### **Wskaźnik klimatyczny**

- L** – wskaźnik świetlny:
- 1 – siedliska najbardziej cieniste (3-5% pełnego światła w sezonie wegetacyjnym),
  - 2 – siedliska cieniste i umiarkowanie cieniste,
  - 3 – półcień,
  - 4 – pełne światło, okresowe lub przejściowe ocienienie,
  - 5 – pełne światło.

W tych przypadkach każdy gatunek miał jednakową wagę - np. gatunek tworzący tło runa i gatunek występujący sporadycznie. Obliczono również średnie wartości wskaźnika zasobności gleby i wskaźnika świetlnego, ważone stopniem pokrycia gatunków runa. Zastosowano standardową zamianę skali Braun-Blanqueta na wartości liczbowe, wykorzystując przeciętny procent pokrycia według Tüxena i Ellenberga. Znajomość zasad konstrukcji skali liczbowej pozwoliła na interpretację otrzymanych różnic w kategoriach ekologicznych.

Obliczono średnie wartości wskaźników ekologicznych dla poszczególnych typów siedliska. We wszystkich rozważaniach przyjęto typy siedlisk określone w 1959 r. jako podstawę, do której porównywano obecne wyniki. W celu określenia udziału poszczególnych kategorii tego wskaźnika na różnych typach siedlisk w 1959 r. i w 1998 r. obliczono ich frekwencje. Frekwencję zdefiniowano procentowym udziałem gatunków charakteryzujących się określoną cechą (np. wskaźnikiem zasobności gleby równym 1) w stosunku do wszystkich gatunków runa ze zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących dany typ siedliska.

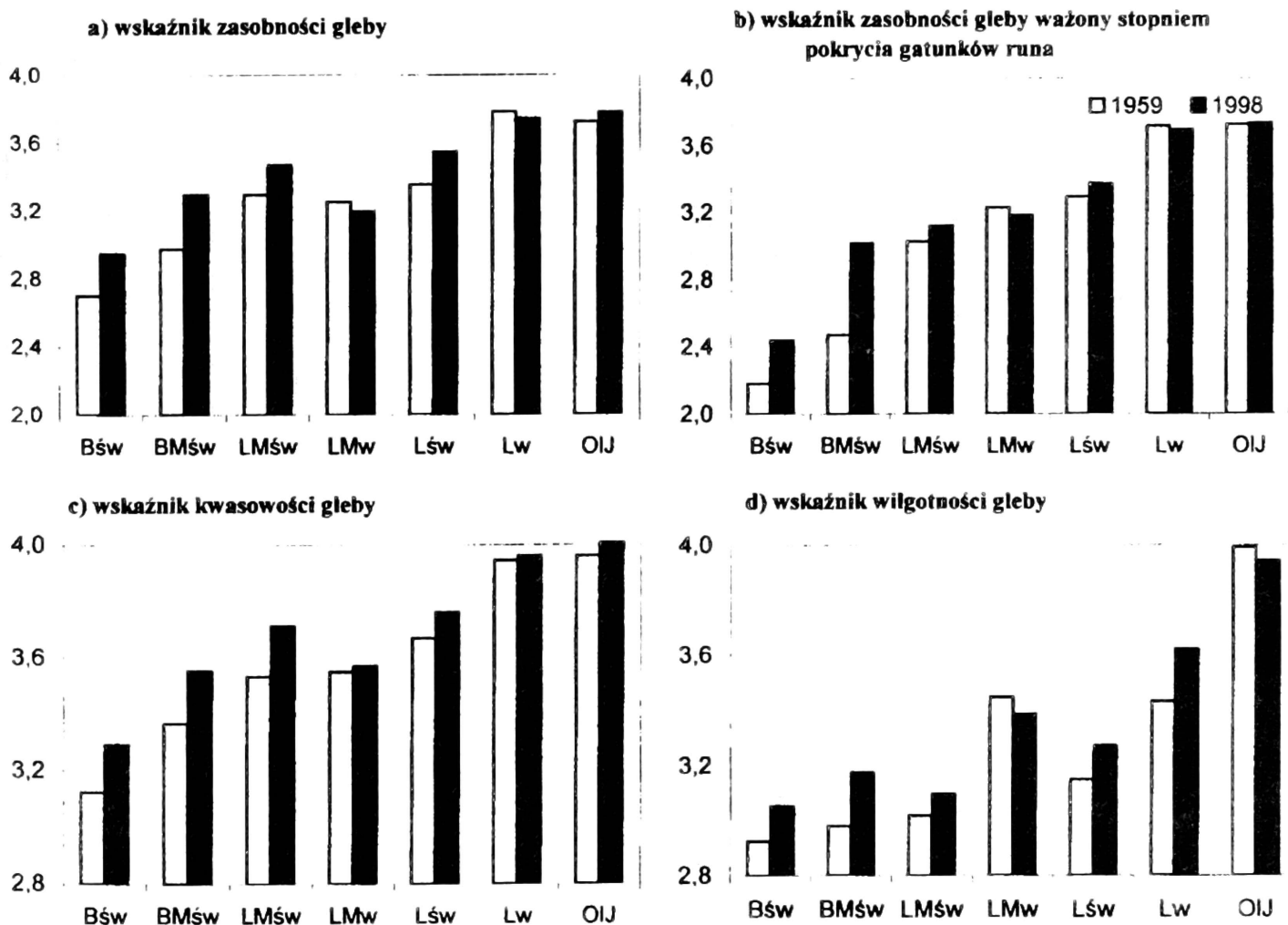
## Wyniki badań

**Średni wskaźnik zasobności wierzchnich warstw gleby** osiąga największe wartości na siedliskach wybitnie eutroficznych – olsów jesionowych i lasów wilgotnych, nieco niższe – na siedlisku lasu świeżego, zaś najniższe na siedlisku oligotroficznego boru świeżego. Największy, wyraźny wzrost tych wskaźników zanotowano na siedliskach mezotroficznych: boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego oraz oligotroficznego boru świeżego (ryc. 1a). Na wilgotnych siedliskach eutroficznych różnice pomiędzy omawianymi wskaźnikami w poszczególnych okresach badawczych są bardzo niewielkie, natomiast na siedlisku lasu świeżego różnice te są nieco większe. Wszystkie wymienione zależności występują również w przypadku zastosowania uzupełniającego miernika zmian warunków ekologicznych, w postaci średniego wskaźnika zasobności gleby, ważonego stopniem pokrycia gatunków runa (ryc. 1b). Ten wskaźnik w porównaniu ze wskaźnikiem opartym jedynie na średniej arytmetycznej (ryc. 1a) jeszcze bardziej wzrósł na siedliskach boru świeżego i boru mieszanego świeżego. Stąd można sformułować wniosek, że zmiana warunków ekologicznych nie jest dziełem przypadku, nie jest spowodowana tylko sporadycznym pojawieniem się gatunków świadczących o wzroście zasobności gleby powierzchni próbnych. Rośliny te cechuje ponadto dość wysoki stopień pokrycia. Nakłada się na to wyraźna eliminacja gatunków wybitnie oligotroficznych.

Obecnie zniknęło całkowicie najuboższe siedlisko boru świeżego występujące jeszcze 40 lat temu. Uległo ono przekształceniu – nastąpił wzrost o jedną klasę żyzności do boru mieszanego świeżego. Średni wskaźnik zasobności gleby obliczony bowiem dla dawnego boru świeżego znacznie wzrósł i osiągnął obecnie poziom średniego wskaźnika zasobności gleby obliczonego na podstawie danych z 1959 r. dla boru mieszanego świeżego (ryc. 1a). Ten z kolei również wzrósł, zrównując się z analogicznym wskaźnikiem obliczonym dla lasu mieszanego świeżego w 1959 r., natomiast ten ostatni obecnie przewyższył wskaźnik określony na podstawie danych sprzed 40 lat dla lasu świeżego.

Pomimo niezmienionej diagnozy typologicznej na siedlisku lasu świeżego zaznacza się też wzrost wskaźnika zasobności gleby (ryc. 1a). Po uwzględnieniu natomiast stopnia pokrycia gatunków runa wartości wskaźników z poszczególnych lat wyrównują się (ryc. 1b).

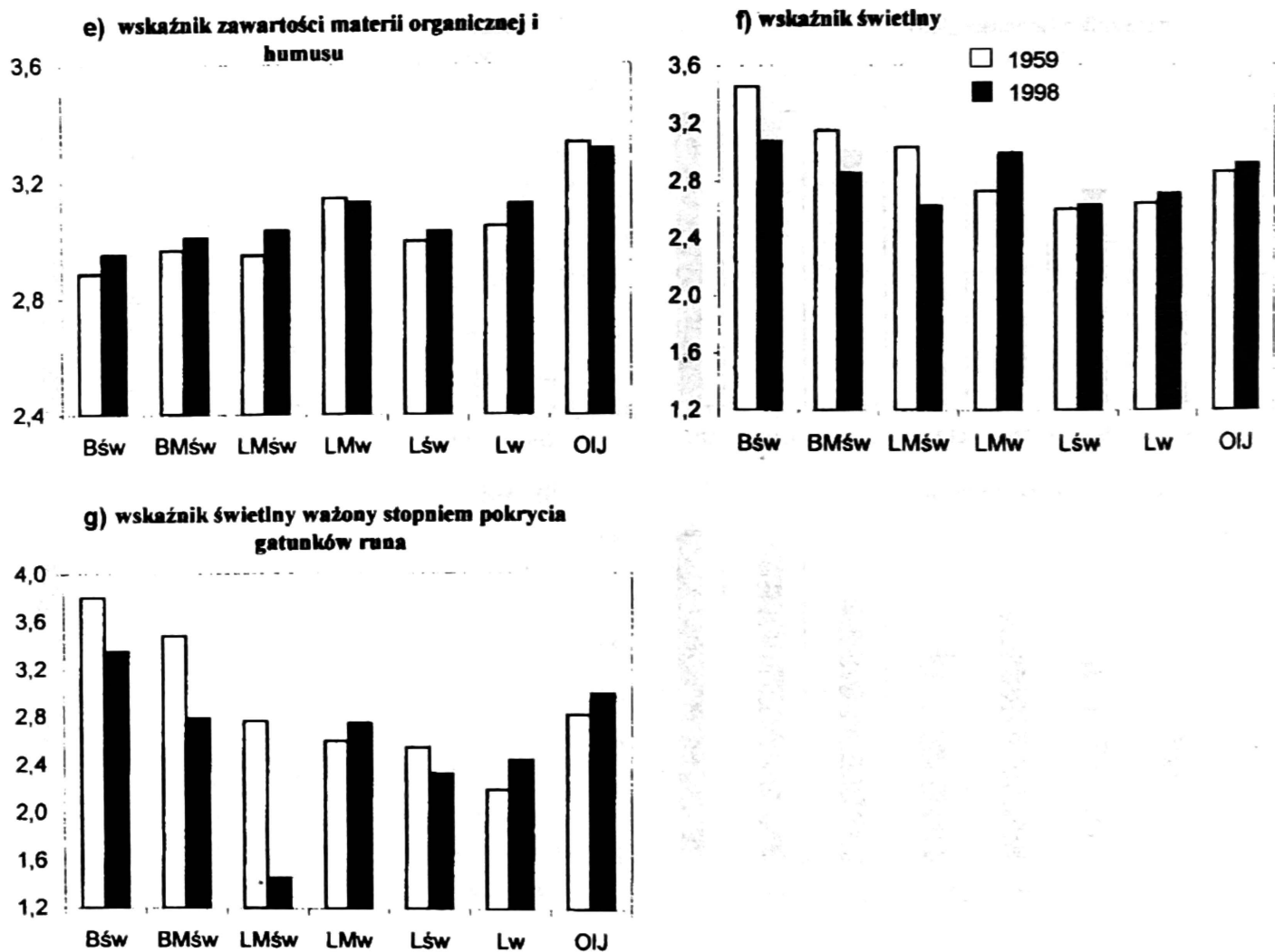
Na części powierzchni badawczej zaklasyfikowanej poprzednio do lasu mieszanego wilgotnego, lasu wilgotnego i olsu jesionowego, oba wskaźniki zasobności gleby, jak również diagnozy typologiczne nie zmieniły się istotnie (ryc. 1a, 1b). Na siedliskach boru świeżego, boru mieszanego świeżego, lasu mieszanego świeżego, lasu świeżego wyraźnie rysuje się tendencja w czasie do zmniejszania się udziału gatunków charakteryzujących się małymi



RYC. 1a,b,c,d. Średnie wskaźniki ekologiczne na typach siedlisk w 1959 r. i 1998 r. (oś X – typy siedliska określone w 1959 r., oś Y – średnia wartość wskaźnika)

wartościami wskaźnika zasobności gleby (1–3). Jednocześnie wzrasta znaczenie gatunków eutroficznych, cechujących się dużymi wartościami tegoż wskaźnika wynoszącymi 4–5. Na pozostałych siedliskach reprezentowanych na powierzchni badawczej lasu mieszanego wilgotnego, lasu wilgotnego, olsu jesionowego zanotowano małe zmiany frekwencji poszczególnych wartości wskaźnika zasobności gleby.

**Średni wskaźnik kwasowości gleby** osiąga największe wartości na olsie jesionowym oraz na lesie wilgotnym, niższe na lesie świeżym, zaś najniższe na siedlisku boru świeżego (ryc. 1c). Na wszystkich siedliskach reprezentowanych na powierzchni badawczej stwierdzono wzrost tego wskaźnika w czasie. Rośliny sygnalizują w ten sposób zmniejszenie kwasowości wierzchnich warstw gleby. Największe jego zmiany odnotowano na siedliskach boru świeżego, boru mieszanego świeżego oraz lasu mieszanego świeżego, nieco mniejsze na siedlisku lasu świeżego. Na siedliskach lasu mieszanego wilgotnego, lasu wilgotnego i olsu jesionowego wzrost wskaźnika kwasowości gleby jest bardzo mały. Jednocześnie zauważono – podobnie jak w przypadku wskaźnika zasobności gleby – że obliczony na podstawie obecnych danych średni wskaźnik kwasowości gleby na dawnym siedlisku boru świeżego jest prawie równy analogicznemu wskaźnikowi dla boru mieszanego świeżego z 1959 r. (ryc. 1c). Obecna wartość omawianego wskaźnika na tym siedlisku osiągnęła natomiast poziom wskaźnika kwasowości gleby określonego w 1959 r. dla lasu mieszanego świeżego.



RYC. 1e, f, g. Średnie wskaźniki ekologiczne na typach siedlisk w 1959 r. i 1998 r. (oś X – typy siedliska określone w 1959 r., oś Y – średnia wartość wskaźnika)

Z kolei obecna średnia wartość tej cechy obliczona na podstawie roślin runa ze zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących ten typ siedliska zrównała się ze wskaźnikiem dla lasu świeżego obliczonym z danych sprzed 40 lat (ryc. 1c). Można zatem stwierdzić, że wymienione typy siedlisk oligo- i mezotroficznych pod względem kwasowości wierzchnich warstw gleby upodabniają się do siedlisk o jedną klasę żyzności lepszych. W powiązaniu z podobnymi relacjami zaobserwowanymi w przypadku średniego wskaźnika zasobności gleby nasuwa się myśl, że opisane zmiany mogą również wynikać z eutrofizacyjnego wpływu zanieczyszczeń powietrza na roślinność. Przypuszczenie to znajduje potwierdzenie w zmianach frekwencji poszczególnych wartości wskaźnika zasobności gleby i wskaźnika kwasowości gleby

Największe zmiany frekwencji poszczególnych wartości wskaźnika kwasowości gleby zaszły na siedliskach boru świeżego, boru mieszanego świeżego oraz lasu mieszanego świeżego. Nastąpiła tam redukcja gatunków, cechujących się niskimi wartościami tego wskaźnika tj. których optimum występowania znajduje się na glebach silnie kwaśnych (2) i kwaśnych (3) według skali Zarzyckiego (1984). Jednocześnie wyraźnie wzrósł udział gatunków o wysokich wartościach wskaźnika (4-5) tzn. występujących przede wszystkim na glebach słabo kwaśnych lub obojętnych. Na siedlisku lasu świeżego oraz na reprezen-

towanych na powierzchni badawczej siedliskach wilgotnych frekwencje poszczególnych wartości wskaźnika kwasowości gleby w 1959 r. i w 1998 r. praktycznie nie zmieniły się.

**Średni wskaźnik wilgotności gleby** na większości siedlisk wzrósł. Największy zaobserwowano na borze mieszanym świeżym, znaczny na pozostałych siedliskach świeżych oraz na lesie wilgotnym. Wyjątkami pod tym względem są las mieszany wilgotny i ols jesionowy, gdzie wskaźnik ten nieco obniżył się (ryc. 1d). Na wszystkich typach siedlisk z wyjątkiem siedlisk już wspomnianych rysują się tendencje do ubywania gatunków występujących głównie na glebach suchych oraz glebach suchych i świeżych (którym przypisano wskaźniki wilgotności gleby równe odpowiednio 2 i 2,5), jak również do wzrostu udziału gatunków o wysokich wartościach tego wskaźnika tzn. których optimum występowania mieści się między glebami świeżymi i wilgotnymi lub na glebach wilgotnych (wartość wskaźników wynosi odpowiednio 3,5 lub 4 według skali Zarzyckiego (1984)). Najwyraźniej obserwuje się to na borze świeżym, borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym, gdyż właśnie na tych siedliskach przed 40 laty notowano znacznie większy udział niż obecnie gatunków preferujących gleby suche i świeże. Jednocześnie pojawiły się tam gatunki bardziej wymagające w stosunku do wilgotności wierzchniej warstwy gleby. Ostatnie stwierdzenie dotyczy również w pewnym stopniu typów siedlisk lasowych: lasu świeżego i lasu wilgotnego. Zaobserwowano tam wzrost udziału gatunków występujących przede wszystkim na glebach wilgotnych, zachodzący kosztem gatunków gleb świeżych. Na olsie jesionowym natomiast zaznacza się niezbyt wyraźnie tendencja odwrotna. Z jednej strony zmniejszyła się bowiem frekwencja gatunków najbardziej wymagających w stosunku do wilgotności gleby tzn. rosnących głównie na glebach mokrych (5) oraz na mokrych i wilgotnych (4,5), zaś z drugiej – wzrósł udział gatunków występujących na glebach świeżych i wilgotnych (3,5) oraz pojawiły się rośliny o małych wartościach tego wskaźnika (2,5). Ostateczne spostrzeżenia dotyczące olsu jesionowego świadczą o stopniowej tendencji do osuszania się tego siedliska.

**Średni wskaźnik zawartości materii organicznej i humusu** osiąga największe wartości na siedliskach eutroficznych olsu jesionowego, mniejsze na siedlisku lasu mieszanym wilgotnym. Najmniejsze wartości wskaźnik ten przyjmuje na siedlisku boru świeżego (ryc. 1e). Wzrost średniej wartości wskaźnika zawartości materii organicznej i humusu obserwuje się na większości siedlisk powierzchni badawczej. Największy zanotowano na siedliskach lasu mieszanego świeżego, boru mieszanego świeżego oraz boru świeżego. Zauważono upodobnienie się wartości omawianego wskaźnika określonego w 1959 r. dla tych siedlisk do analogicznego wskaźnika obliczonego na podstawie obecnych danych dla siedliska lepszego o jedną klasę żyzności. Stwierdzono nawet zrównanie się obecnych wskaźników zawartości humusu i materii organicznej obliczonych dla lasu mieszanego świeżego i lasu świeżego (ryc. 1e), co sugeruje, że określone przed 40 laty siedlisko lasu mieszanego świeżego pod tym względem upodobiło się do lasu świeżego. Natomiast niewielki spadek jego wartości notowany na siedliskach lasu mieszanego wilgotnego i olsu jesionowego (ryc. 1e) może świadczyć o zmniejszaniu się zawartości materii organicznej wierzchniej warstwy gleby (murszenie) prawdopodobnie wywołany przez osuszanie się tych terenów, co stwierdzono również na podstawie analizy wskaźnika wilgotności gleby.

Na siedliskach świeżych zwłaszcza najślabszych: boru świeżego i boru mieszanego świeżego zanotowano redukcję udziału gatunków występujących głównie na glebach bardzo ubogich w humus. Rośliny te charakteryzują się małą wartością omawianego wskaźnika równą 2. Jednocześnie obserwuje się na tych siedliskach wzrost frekwencji gatunków rosnących przede wszystkim na glebach mineralno-próchnicznych oraz, których optimum mieści się między wspomnianymi glebami a glebami torfiastymi (wartości wskaźników odpowiednio 3 oraz 3,5). Wzrost udziału tej ostatniej grupy gatunków jest widoczny szczególnie na siedliskach lasu mieszanego świeżego i lasu świeżego. Na siedlisku lasu wilgotnego stwierdzono ponadto wzrost frekwencji roślin występujących na glebach torfiastych. Na siedlisku olsu jesionowego natomiast wyraźnie obserwuje się tendencję odwrotną- wzrósł udział gatunków rosnących na glebach mineralno-próchnicznych kosztem gatunków gleb torfiastych. Nieco słabiej tendencja ta rysuje się na lesie mieszanym wilgotnym. Potwierdzają się zatem na tych obu siedliskach opisywane wcześniej przypuszczenia o spadku zawartości materii organicznej, wywołane osuszeniem terenu.

Największe zmiany **średniego wskaźnika świetlnego** zarejestrowano również na siedliskach oligo- i mezotroficznym (ryc. 1f). Wskaźnik ten obniżył się znacznie, co oznacza wzrost ocienienia (Zarzycki 1984). Na działkach eutroficznym nie zanotowano większych zmian wskaźnika świetlnego. Największe średnie wartości wskaźnika świetlnego występują na siedlisku boru świeżego i boru mieszanego świeżego (najwięcej światła dociera do dna lasu), zaś najmniejsze na lesie świeżym (ryc. 1f). Największe obniżenie wartości tego wskaźnika, jak wynika z ryc. 1f, odnotowano na siedliskach boru świeżego, boru mieszanego świeżego oraz lasu mieszanego świeżego. Różnice pomiędzy średnimi wskaźnikami świetlnymi ważonymi stopniem pokrycia gatunków runa w poszczególnych latach są wyraźniejsze na większości typów siedlisk. Najlepiej widać to na przykładzie siedliska lasu mieszanego świeżego (ryc. 1g). Zanotowano tam bardzo duży spadek tego wskaźnika ekologicznego. Na omawianym siedlisku stwierdzono całkowitą eliminację gatunków światłożądnych runa takich jak *Pteridium aquilinum*, *Calamagrostis arundinacea*, *Vaccinium myrtillus*, które 40 lat temu występowały najliczniej. Jednocześnie pojawiły się gatunki o małych wymaganiach świetlnych. Nastąpiło znaczące ocienienie dna lasu.

Podobna sytuacja miała miejsce na siedlisku dawnego boru mieszanego. Natomiast na najuboższym fragmencie powierzchni badawczej dawnego boru świeżego różnice te są nieco mniejsze, lecz również omawiany wskaźnik ekologiczny przyjmuje niższe wartości niż w 1959 r., czyli także i tutaj dostęp światła do dna lasu został ograniczony (ryc. 1f, 1g). Natomiast na siedlisku lasu mieszanego wilgotnego tendencja jest zupełnie odwrotna (rośnie średni wskaźnik świetlny). Podobne zmiany, lecz w znacznie mniejszym zakresie zaszły na siedliskach eutroficznym lasu wilgotnego i olsu jesionowego, gdzie zauważa się wzrost stopnia pokrycia gatunków światłożądnych – stwierdzono wzrost wskaźnika świetlnego ważonego stopniem pokrycia gatunków runa (ryc. 1g), przy w zasadzie nie zmienionym w ciągu 40 lat wskaźniku "świetlnym" (ryc. 1f). Najmniejsze w skali powierzchni badawczej zmiany obu wspomnianych wskaźników zanotowano na siedlisku lasu świeżego (ryc. 1f, 1g). Występuje zatem tam pewna stabilizacja warunków świetlnych.

Największe zmiany udziału poszczególnych grup gatunków runa charakteryzujących się określonymi wymaganiami świetlnymi zaszły na typach siedlisk lasu mieszanego świeżego, boru mieszanego świeżego oraz boru świeżego. Zaobserwowano tam wyraźne wyco-



fywanie się gatunków światłożądnych, cechujących się wysokimi wartościami wskaźnika świetlnego (4-5). Jednocześnie następuje wzrost udziału gatunków cienioznośnych (niskie wartości tego wskaźnika 1-2). Z kolei na siedlisku lasu świeżego rozkład nie uległ większym zmianom. Natomiast na siedlisku lasu mieszanego wilgotnego zaobserwowano odwrotne zjawisko tzn. gatunki o małych wymaganiach świetlnych zmniejszyły swój udział na korzyść gatunków światłożądnych.

## Podsumowanie i dyskusja

Stwierdzone obecnie szybkie zmiany roślinności uzasadnia się najczęściej eutrofizacją siedlisk, wywołaną głównie zanieczyszczeniami powietrza oraz tendencjami do ocieplenia się klimatu (Sokołowski 1991, 1993, 1999, Bernadzki i in. 1998, Brzeziecki 1999). Wzrost żyzności siedlisk, jak opisano, przejawia się w zmianie roli poszczególnych gatunków i ich grup w budowaniu zespołów leśnych na tym samym terenie w różnym czasie. Wyraża się to również w zmianach warunków ekologicznych w poszczególnych zespołach powierzchni badawczej określonych za pomocą ekologicznych liczb wskaźnikowych dla gatunków runa (Zarzycki 1984). W wielu zbiorowiskach leśnych następują zmiany składu gatunkowego drzewostanów, polegające głównie na wzroście znaczenia drzewiastych gatunków grądowych przy jednoczesnej redukcji udziału świerka (Kowalski 1982, Sokołowski 1991, Bernadzki i in. 1998, Paluch 2001). Niewątpliwie zmiany te wpływają na warunki ekologiczne dna lasu. Jednak, najprawdopodobniej zarówno zmiany w drzewostanie, jak i zmiany w runie mają tą samą przyczynę zewnętrzną, której działanie zostaje w trakcie rozwoju zbiorowiska dodatkowo wzmocnione efektem o charakterze dodatniego sprzężenia zwrotnego (wpływem drzewostanu na runo).

Na siedliskach świeżych a szczególnie boru świeżego, boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego odnotowano duży wzrost średnich wartości wskaźników glebowych oraz spadek średnich wartości wskaźników świetlnych. Oznacza to, że warunki wierzchnich warstw gleby poprawiły się. Następuje wzrost zasobności, wilgotności gleby oraz zawartości martwej materii organicznej i humusu w glebie. Również stwierdzono znaczący wzrost ocienienia dna lasu. Kwasowość wierzchnich warstw gleby natomiast maleje. Niektóre średnie wskaźniki ekologiczne na lesie świeżym (zasobność gleby) również wzrosły. Znajduje tutaj potwierdzenie wielokrotnie podkreślany fakt, że fragmenty zbiorowisk grądowych obecnie regenerują po dawnych zniekształceniach spowodowanych nadmiernym stanem zwierzyny (Faliński 1991, Sokołowski 1991). Ponadto na niektórych działkach grądowych zmiany warunków ekologicznych wnętrza lasu można wiązać ze zmianami faz rozwojowych drzewostanu. Na siedliskach wilgotnych reprezentowanych na powierzchni badawczej (las mieszany wilgotny, las wilgotny, ols jesionowy) zmiany warunków ekologicznych przeważnie są niewielkie.

Zatem największe zmiany wskaźników glebowych zaszły na siedliskach ubogich i średnio żyznych, cierpiących na niedobory składników mineralnych potrzebnych dla roślin. Dostarczane do gleby zanieczyszczenia powietrza przyczyniają się do zwiększenia dostępności dla roślin zwłaszcza azotu, który w większych dawkach powoduje zmiany obiegu pierwiastków w ekosystemie. Wielokrotnie podkreślano, że mała ilość zanieczyszczeń dostarczana systematycznie w sposób ciągły również powoduje na terenie Puszczy Biało-

wieskiej eutrofizację siedlisk (Sokołowski 1993, Malzahn 1999). Prawdopodobnie przyczyniło się to do zaniku najuboższego siedliska boru świeżego na powierzchni badawczej. Dodatkowym argumentem przemawiającym za eutrofizacją siedlisk są wnioski płynące z porównania wartości średnich wskaźników ekologicznych pomiędzy typami siedlisk świeżych w poszczególnych latach. Przykładowo, średni wskaźnik zasobności gleby obliczony na podstawie gatunków runa na działkach dawnego boru świeżego w 1998 r. wzrósł, osiągając wartość analogicznego wskaźnika określonego dla boru mieszanego świeżego w 1959 r. Podobna sytuacja miała miejsce również w przypadku innych typów siedlisk świeżych oraz pozostałych wskaźników.

Można zatem stwierdzić, że wymienione typy siedlisk oligotroficznych i mezotroficznych upodabniają się pod względem warunków ekologicznych wierzchnich warstw gleby do siedlisk o jedną klasę żyzności lepszych. Porównanie takich relacji obserwowanych zarówno w przypadku średniego wskaźnika zasobności gleby jak i średniego wskaźnika kwasowości gleby może wskazywać, że opisane powyżej zmiany mogą wynikać również z eutrofizacyjnego wpływu zanieczyszczeń powietrza na roślinność. Natomiast na siedliskach żyznych i bardzo żyznych efekty nawożeniowe praktycznie nie występują (zwłaszcza na siedliskach wilgotnych). Kwaśny odczyn większości związków emitowanych do atmosfery powinien powodować wzrost kwasowości gleby. Natomiast stwierdzony na wszystkich siedliskach wzrost wskaźnika kwasowości gleby oznacza większy niż 40 lat temu stopień alkalizacji gleb. Prawdopodobnie wiąże się to z tym, że stosunkowo niewielka dawka zanieczyszczeń działa na słabsze gleby użyźniająco. Pojawiają się wtedy gatunki preferujące bardziej zasobne i mniej kwaśne gleby wskutek czego średnie wskaźniki ekologiczne dotyczące tych cech rosną (Tyler 1987, Przybylski 1989, Prusinkiewicz i in. 1990, Miś i in. 1995, Becker i in. 1994). Wydaje się, że zmiany roślinności obserwowane w ciągu ostatnich kilkudziesięciu latów oraz wpływ zanieczyszczeń powietrza można ze sobą logicznie powiązać.

## Wnioski

- Wykorzystanie ekologicznych liczb wskaźnikowych opracowanych przez Zarzyckiego (1984) umożliwiło potwierdzenie zmian roślinności określonych tradycyjnymi metodami fitosocjologicznymi. Zaprezentowaną metodę można stosować do analizy zmian warunków siedliskowych w różnych zbiorowiskach roślinnych oraz pomocniczo do diagnozowania typów siedlisk leśnych.
- W ciągu minionych 40 lat największe zmiany roślinności runa, określone za pomocą, ekologicznych liczb wskaźnikowych odnotowano na siedlisku ubogiego boru świeżego i średnio żyznych siedliskach boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego. Mniejsze zmiany o podobnym charakterze obserwuje się na siedlisku lasu świeżego. Na siedliskach wilgotnych reprezentowanych na powierzchni badawczej: lasu mieszanego wilgotnego, lasu wilgotnego i olsu jesionowego zmiany te są niewielkie.

- Pod względem warunków wierzchnich warstw gleby stwierdzono upodobnianie się typów siedliskowych lasu: boru świeżego do boru mieszanego świeżego, boru mieszanego świeżego do lasu mieszanego świeżego, a tego ostatniego do lasu świeżego.
- Na wspomnianych świeżych siedliskach nastąpiły zmiany warunków ekologicznych wierzchnich warstw gleby: wzrosła zasobność, wilgotność, zawartość humusu i materii organicznej, obniżyła się kwasowość oraz wzrosło ocienienie dna lasu.
- Opisane zmiany mogą świadczyć o eutrofizacji siedlisk leśnych.

*Katedra Hodowli Lasu SGGW  
ul. Rakowiecka 26/30, 02-528 Warszawa*

### Literatura

1. **Balcerkiewicz S., Sławikowski O.** 1998. Profit. Pakiet programów komputerowych do analiz geobotanicznych. Poznań.
2. **Becker M., Thimonier A., Pupouey J.L., Bost F.** 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytol.* 126: 533-539.
3. **Bernadzki E, Bolibok L., Brzeziecki B, Zajączkowski J, Żybura H.** 1998. Rozwój drzewostanów naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego w okresie 1936 do 1996. Fundacja Rozwój SGGW Warszawa ss. 271.
4. **Borowiec S.** 1972. Przydatność i możliwość stosowania dla potrzeb ekologicznej oceny czynników siedliskowych metodą Ellenberga. *Biul. Kom. Przestrz. Zagosp. Kraju PAN* 71: 65-94.
5. **Borowiec S, Kutyna I., Czaczkowska W.** 1978. Kartograficzny obraz zachwaszczenia pól RZD Przylep. *Zesz.Nauk. Akad. Roln. Szczecin* 68: 21-46.
6. **Brzeziecki B.** 1999. Wzrost żyzności siedlisk: zjawisko pozorne czy rzeczywiste? *Sylwan* 11: 99-107.
7. **Faliński J.B.** 1991. Procesy ekologiczne w zbiorowiskach leśnych. *Phytocoenosis Vol.3 Sem. Geobot.* s.17-42.
8. **Kowalski M.** 1982. Rozwój drzewostanów naturalnych na powierzchni badawczej w Białowieskim Parku Narodowym. *Rozpr. Nauk. i Monograf. SGGW Warszawa* ss. 87.
9. **Malzahn E.** 1999. Ocena zagrożeń i zanieczyszczenia środowiska leśnego Puszczy Białowieskiej. *Prace IBL ser B* s. 170.
10. **Matuszkiewicz W.** 1984. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk leśnych Polski. PWN Warszawa ss. 298.
11. **Matuszkiewicz W., Gruszczyńska B.** 1981. Próba uproszczonej metody kartowania roślinności rzeczywistej. *Przeł. Geogr.* 53.1: 17-31.

12. **Miś R.** (red) 1995. Wpływ długotrwałych zanieczyszczeń przemysłowych na środowisko Nizy Polskiego. Warszawa–Poznań Fundacja Rozwój SGGW ss. 216.
13. **Obidziński A.** 2000. Olsza czarna *Alnus glutinosa* jako gatunek pionierski w regeneracji grądu w Puszczy Białowieskiej. Pr. doktor. SGGW Wydz. Leśny Warszawa s.90.
14. **Paluch R.** 2001. Zmiany zbiorowisk roślinnych i typów siedlisk w drzewostanach naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego Sylwan 10 (w druku).
15. **Prusinkiewicz Z., Kwiatkowska A., Pokojska H.** 1990. Wpływ symulowanych kwaśnych deszczów na edaficzne warunki odnawiania lasu. W: Szujecki A. (red.) Reakcja ekosystemów leśnych i ich elementów składowych na antropopresję. Wyd. SGGW Warszawa s. 255-280.
16. **Przybylski T.** 1989. Wpływ emisji na ekosystemy leśne. W: Białobok S. (red) Życie drzew w skażonym środowisku. PWN Poznań s.423-441.
17. **Sokołowski A.W.** 1991. Zmiany składu zbiorowisk leśnych w rezerwatach Puszczy Białowieskiej. Ochr. Przyr., 49, cz.2: 1-26.
18. **Sokołowski A.W.** 1993. Zmiany składu gatunkowego zbiorowisk leśnych pod wpływem przemysłowych emisji w północno-wschodniej. Polsce. Prądnik Prace i Mat. Muzeum im W. Szafera 7-8.
19. **Sokołowski A.W.** 1999. Kierunki naturalnej sukcesji zbiorowisk leśnych jako podstawa postępowania hodowlanego w Leśnym Kompleksie Promocyjnym Puszcza Białowieska. Prace IBL Ser.B nr 36: 5-25.
20. **Tyler G.** 1987. Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forest. Flora 179: 165-170.
21. **Warcholińska A.** 1978. Studies on the use of weeds as bioindicators of habitat conditions of agroecosystems. Ekol. Pol. 26.3: 391-408.
22. **Wójcik Z.** 1983. Charakterystyka i ocena siedlisk porolnych metodami bioindykacyjnymi. Wyd. SGGW Warszawa ss.79.
23. **Zaręba R.** 1959. Opracowanie fitosocjologiczne powierzchni badawczej Zakładu Ogólnej Hodowli Lasu położonej w oddz. 284-285 Białowieskiego Parku Narodowego. Rękopis.
24. **Zarzycki K.** 1984. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. PAN Inst. Bot. Kraków ss. 45.

## Summary

### Application of ecological indicators to identify changes in the herbaceous layer of the Białowieża National Park

After 40 years, phytosociological studies conducted by Zarzycki in 1959 were repeated. Ecological indicators developed by Zarzycki in 1984 were applied to the trend analysis for the herbaceous layer vegetation dynamics. The edaphic indicators such as soil trophism,

moisture, acidity, organic matter, humus content, as well as light (one of the climatic indicators) were used for analysis. Calculations of mean values of ecological indicators were provided for individual forest habitat types selected in 1959. The greatest changes to ecological conditions were recorded in the fresh habitats: fresh coniferous, fresh mixed coniferous, and fresh mixed broadleaved habitat types. Soil trophism, moisture, acidity, organic matter and humus content in these habitats considerably increased while the acidity of the topsoil layers decreased. Less light reached the forest floor. Smaller changes similar in nature were recorded in the fresh broadleaved habitat, the least changes – in the wet alder swamp forest.

The tendency was found that in terms of ecological conditions fresh forest habitats became similar to the habitats of higher (by one class) quality, which might account for soil eutrophisation. The use of ecological indicators allowed to confirm the changes in vegetation identified with the use of traditional phytosociological methods. The method presented in the paper can be used for the analysis of the changes to habitat conditions in different plant communities, and additionally for the identification of forest habitat types.