

# MONOGRAFIE

INSTYTUT GEOGRAFII  
I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA  
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO  
PAN

POLISH ACADEMY OF SCIENCES  
STANISŁAW LESZCZYCKI INSTITUTE OF GEOGRAPHY  
AND SPATIAL ORGANIZATION  
MONOGRAPHTES, 9

Ewa Roo-Zielińska, Jerzy Solon,  
Marek Degórski

EVALUATION OF NATURAL ENVIRONMENT  
BASED ON GEOBOTANICAL,  
LANDSCAPE AND SOIL INDICATORS  
(THEORETICAL FOUNDATIONS AND APPLICATIONS)



WARSZAWA 2007

<http://rcin.org.pl>

POLSKA AKADEMIA NAUK  
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA  
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO  
MONOGRAFIE, 9

Ewa Roo-Zielińska, Jerzy Solon,  
Marek Degórski

OCENA STANU I PRZEKSZTAŁCEŃ  
ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO  
NA PODSTAWIE  
WSKAŹNIKÓW GEOBOTANICZNYCH,  
KRAJOBRAZOWYCH I GLEBOWYCH  
(PODSTAWY TEORETYCZNE I PRZYKŁADY ZASTOSOWAŃ)



WARSZAWA 2007

<http://rcin.org.pl>

Redakcja:  
prof. dr hab. Leszek Starkel  
prof. dr hab. Teresa Kozłowska-Szczęsna  
prof. dr hab. Piotr Korcelli

Opinia wydawnicza:  
prof. dr hab. Czesław Wysocki  
prof. dr hab. Krzysztof Błazejczyk

PL ISSN 1643-2312  
ISBN 978-83-87954-93-4

Praca wykonana w ramach projektu badawczego Nr 3 P04G 034 22  
finansowanego przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego

Opracowanie redakcyjne: Ludmiła Kwiatkowska  
Przygotowanie ilustracji: Janusz Księżak  
Skład i przygotowanie do druku: Aleksandra Deręgowska

Zdjęcia na okładce:  
Anna Kozłowska, Jan Marek Matuszkiewicz, Jacek Wolski

© Copyright by Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania  
im. Stanisława Leszczyckiego PAN, Warszawa 2007

Druk i oprawa: Poligrafia Inspektoratu Towarzystwa Salezjańskiego  
30-306 Kraków, ul. Konfederacka 6

<http://rcin.org.pl>



WSTĘP – ZAKRES I CEL OPRACOWANIA .....	9
I. ZAŁOŻENIA TEORETYCZNO-METODYCZNE INDYKACJI .....	15
1. Teoretyczne podstawy indykacyjnej oceny środowiska. Definicje podstawowych pojęć .....	15
1.1. Definicja indykatora .....	15
1.2. Powiązania między indykatorem a cechą indykowaną .....	20
1.3. Kryteria stosowane wobec indykatorów .....	24
1.4. Zasady klasyfikowania indykatorów .....	26
2. Ocena środowiska na podstawie organizmów żywych (bioindykacja)....	31
2.1. Bioindykacyjna ocena różnorodności biologicznej .....	32
2.2. Bioindykacyjna ocena integralności ekosystemów .....	35
2.3. Bioindykacyjna ocena zanieczyszczenia metalami ciężkimi .....	36
2.4. Bioindykacyjna ocena zmian użytkowania ziemi .....	37
3. Charakterystyka i przykłady zastosowań wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych .....	40
3.1. Wskaźniki geobotaniczne .....	40
3.1.1. Podstawy teoretyczne .....	40
3.1.2. Wskaźniki geobotaniczne jako narzędzie oceny struktury roślinności i warunków środowiska przyrodniczego – przykłady zastosowań .....	48
3.1.3. Zbiorowiska roślinne jako indykatory warunków środowiska przyrodniczego .....	100
3.2. Wskaźniki (metryki) krajobrazowe .....	107
3.2.1. Podstawy teoretyczne .....	107
3.2.2. Przegląd metryk krajobrazowych .....	109
3.2.3. Wskaźniki krajobrazowe jako narzędzie oceny stopnia antropogenicznego przekształcenia środowiska – wybrane przykłady ze strefy podmiejskiej Warszawy .....	114
3.2.4. Wskaźniki krajobrazowe jako narzędzie oceny podobieństwa struktury przestrzennej roślinności – wybrane przykłady z Wigierskiego Parku Narodowego .....	124

3.3. Wskaźniki glebowe .....	138
3.3.1. Podstawy teoretyczne.....	138
3.3.2. Wskaźniki glebowe jako narzędzie oceny rozwoju środowiska paleogeograficznego oraz współczesnych zmian właściwości środowiska przyrodniczego – przykłady zastosowań .	153
II. POWIĄZANIA MIĘDZY WSKAŹNIKAMI NA OBSZARACH MODELOWYCH..	161
4. Obszary badań .....	161
4.1. Wigierski Park Narodowy .....	161
4.1.1. Gleby .....	161
4.1.2. Roślinność .....	166
4.1.3. Opis stanowisk badawczych .....	167
4.2. Pińczów .....	169
5. Metodyka .....	171
5.1. Schemat prac badawczych .....	171
5.1.1. Cyfrowy model terenu .....	172
5.1.2. Metody zbioru danych – prace terenowe .....	172
5.1.3. Metody analizy i opracowania danych.....	172
6. Powiązania w obrębie zestawów wskaźników i między zestawami .....	174
6.1. Powiązania korelacyjne między wskaźnikami geobotanicznymi....	174
6.2. Powiązania korelacyjne między wskaźnikami geobotanicznymi i glebowymi .....	191
6.3. Powiązania korelacyjne między topografią, glebą i roślinnością w skali lokalnej.....	197
6.4. Powiązania między roślinnością i glebą w zależności od sposobu użytkowania ziemi jako podstawa modelowania krajobrazu .....	210
6.5. Zależności 'hipsometria–parametry glebowe–wskaźniki geobotaniczne' na przykładzie zbiorowisk leśnych i polnych w Młodzawach .....	217
6.5.1. Zbiorowiska leśne .....	217
6.5.2. Zbiorowiska chwastów upraw polnych .....	221
6.6. Ogólne prawidłowości powiązań między wskaźnikami – podsumowanie .....	227
III. OCENA PRZYDATNOŚCI WSKAŹNIKÓW W PRAKTYCE .....	231
7. Zastosowanie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych w praktyce.....	231
7.1. Zastosowanie wskaźników geobotanicznych .....	231
7.1.1. W leśnictwie.....	231
7.1.2. W rolnictwie .....	233
7.1.3. Do monitoringu .....	234
7.1.4. W planowaniu przestrzennym.....	236
7.1.5. W rekreacji i turystyce .....	238
7.1.6. W prognozie zmian klimatu .....	239
7.2. Zastosowanie wskaźników (metryk) krajobrazowych .....	243
7.2.1. Rejestracja i ocena zmian struktury krajobrazu w czasie....	243
7.2.2. Indykacja różnorodności biologicznej .....	244
7.2.3. Indykacja jakości wody i stanu systemów rzecznych .....	247

---

7.2.4. Indykacja przepływów materii i energii.....	249
7.2.5. Indykacja ryzyka synantropizacji krajobrazu.....	249
7.3. Zastosowanie wskaźników glebowych.....	250
8. Krytyczna ocena metod indykacji środowiska przyrodniczego .....	254
8.1. Zalety i wady indykacyjnej oceny środowiska .....	254
8.2. Zalety i wady bioindykacji .....	255
8.3. Zalety i wady stosowania wskaźników geobotanicznych .....	256
8.4. Zalety i wady stosowania wskaźników krajobrazowych .....	256
8.5. Zalety i wady stosowania wskaźników glebowych .....	257
LITERATURA .....	259
EVALUATION OF NATURAL ENVIRONMENT BASED ON GEOBOTANICAL, LANDSCAPE AND SOIL INDICATORS (THEORETICAL FOUNDATIONS AND APPLICATIONS) – summary .....	283
SPIS TABEL I RYCIN .....	297
Tabele .....	297
Ryciny .....	301
CONTENTS .....	315



## WSTĘP – ZAKRES I CEL OPRACOWANIA

---

Środowisko przyrodnicze podlega ciągłym przemianom wynikającym ze zmian uwarunkowań zewnętrznych, powodowanych energią wnętrza Ziemi (endogenicznych) oraz energii kosmosu (egzogenicznych), jak również antropogenicznym, wywołanym oddziaływaniem człowieka. Procesy naturalne zachodzące w środowisku przyrodniczym w różnych regionach geograficznych powodują zmiany, które mogą mieć charakter fluktuacyjny lub kierunkowy (regeneracyjny, sukcesyjny, degeneracyjny itp.), długookresowy lub krótkookresowy (w tym sezonowy). Mogą narastać w sposób ciągły (stopniowo) lub też mieć charakter nagły i powodować zjawiska ekstremalne. W wyniku oddziaływania tych procesów kształtuje się przestrzenna struktura środowiska przyrodniczego o określonych właściwościach i cechach. Wraz z rozwojem cywilizacyjnym zwiększa się również wpływ czynników antropogenicznych, które modyfikują naturalne zjawiska zachodzące w środowisku przyrodniczym.

W dociekaniach poznawczych dotyczących przebiegu mechanizmów kształtujących środowisko oraz zmian, jakie one wywołują i związanych z tym efektów przestrzennego zróżnicowania właściwości poszczególnych komponentów, poszukuje się jak najprostszymi miar i wskaźników różnych zjawisk i zależności między nimi. Chodzi o znalezienie takich narzędzi, które z jednej strony umożliwiłyby ocenę strukturalno-funkcjonalnych prawidłowości, rządzących przestrzenią, z drugiej zaś pozwalałyby na osiągnięcie jak najszerszej i wiarygodnej informacji o obiekcie badań, jakim jest środowisko. Trzeba jednak podkreślić, że analiza zmian zachodzących w systemie przyrodniczym jest bardzo trudna, a poznanie prawidłowości przestrzennych jest raczej wiedzą o porządku, który człowiek nakłada na rzeczywistość i który pozwala tę rzeczywistość zrozumieć (Degórski, 2004). Komponenty środowiska przyrodniczego różnią się wyraźnie pod względem trwałości i stabilności. Z jednej strony występują składniki uważane za trwałe, których okres zmian należy mierzyć w milionach lub tysiącach lat (np. podłoże geologiczne, makroklimat), z drugiej – komponenty (często zwane podporządkowanymi) zmieniające się w skali dziesięcioleci (np. szata roślinna) – A. Richling, J. Solon (2002).

Do komponentów podporządkowanych, a jednocześnie najsilniej związanych ze wszystkimi składnikami środowiska przyrodniczego należą – obok szaty

roślinnej – także świat zwierzęcy, stosunki wodne i gleba (Kostrowicki, 1976). Ze względu na to, że są one labilne i ściśle od siebie zależne są obiektami często wykorzystywanymi do badań struktury i funkcjonowania całości środowiska przyrodniczego. To powoduje, że zarówno roślinność jak i gleby (ściślej – ich właściwości) traktuje się jako wskaźniki wielu zmian zachodzących w środowisku, zarówno w przestrzeni, jak i w czasie (Degórski, 2002; Roo-Zielińska, 2004; Solon, 2002).

Postęp badań dotyczących zwłaszcza takich komponentów środowiska przyrodniczego jak szata roślinna i gleby (ich zróżnicowania przestrzennego, a także zmian w czasie) związany jest z jednej strony z rozwojem dyscyplin i dziedzin naukowych – geografii fizycznej, geobotaniki, gleboznawstwa, ekologii roślin oraz ekologii krajobrazu, a z drugiej z rozwojem metod numerycznego opracowywania komputerowych baz danych. W ostatnich latach wzrasta liczba charakterystyk autekologicznych samych gatunków roślin, jak również informacji o powiązaniach flory i roślinności ze składowymi środowiska przyrodniczego: glebami, klimatem i reżimem wodnym. Jednocześnie, dzięki komputeryzacji, opracowywanie i rozpowszechnianie wielkiej liczby danych w postaci cyfrowej i możliwości ich standaryzacji stało się łatwiejsze i szybsze.

W roku 1995 ukazało się obszerne opracowanie *PHANART Database of Centralearopean Vascular Plants* wydane przez Instytut Geobotaniki w Zurychu (Lindacher, red.), w którym zestawiono wymagania ekologiczne gatunków roślin (na podstawie skal ekologicznych liczb wskaźnikowych) oraz ich cechy biologiczne, demograficzne, a także odpornościowe. W ten sposób utworzona została obszer-na baza cech wskaźnikowych gatunków roślin.

W celu syntetyzowania informacji o cechach roślin, właściwościach gleb, a następnie cechach struktury krajobrazu powstała baza danych LEDA w ramach V Programu Ramowego Komisji Europejskiej (Bekker, Knevel, 2003). Taka baza służy do oceny różnorodności biologicznej wynikającej ze zmian w użytkowaniu ziemi w Europie i w regionach europejskich. Projekt LEDA dostarcza szerokim odbiorcom europejską bazę, zwłaszcza cech gatunków roślin przydatnych do planowania przestrzennego, ochrony przyrody oraz oceny różnorodności biologicznej w zmieniającym się krajobrazie europejskim. Baza danych koncentruje się na trzech głównych dynamicznych cechach zbiorowisk roślinnych: stałości, regeneracji i zdolności do rozsiewania. Temu służy macierz 'gatunki-cechy' dla ponad 20 różnych cech diagnostycznych gatunków jako narzędzie w badaniach środowiskowych, zwłaszcza w planowaniu przestrzennym, ochronie przyrody, odnowieniu (odbudowie roślinności), a także sposobu zagospodarowania.

W ostatnich latach ukazuje się w Europie wiele prac wykorzystujących istniejące już bazy danych (oprócz wymienionych – m.in. BIOFLOR, FLORKART) do oceny:

- 1) zmienności przestrzennej i czasowej roślinności i ich siedlisk na podstawach fitoindykacyjnych (Diekmann, 2003; Roo-Zielińska, 2002, 2003a, 2003b);
- 2) synantropizacji roślinności jako wynik jej antropogenicznego przekształcenia (Wysocki, Sikorski, 2002);
- 3) presji urbanizacyjnej na florę dużych miast (Jackowiak, 2000; Sudnik-Wójcikowska, 2000);

- 4) zagrożeń flory (Gustafsson, 1994);
- 5) nasilającej się w ostatnich latach inwazji obcych gatunków roślin (Pyšek i inni, 2003; Balogh i inni, 2003; Kuhn i inni, 2003; Tokarska-Guzik, 2003).

Dostępność rozbudowanych komputerowych baz danych sprzyja opracowaniu różnego rodzaju wskaźników pomocnych w ocenie poszczególnych składowych środowiska przyrodniczego. W prezentowanej pracy skoncentrowano się na omówieniu – na szerszym teoretycznym tle – wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych.

Szata roślinna – na różnym poziomie jej organizacji – jest łatwo dostrzegalnym, rozpoznawalnym, reagującym na zmiany innych składowych, komponentem geosystemu (Roo-Zielińska, Solon, 1988, 1991). Znajomość struktury szaty roślinnej, jej przestrzennego zróżnicowania, zestawu ilościowego i jakościowego gatunków roślinnych, a także ich spektrum ekologicznego (zwłaszcza warstwy gatunków roślin naczyniowych runa) pozwala określić przestrzenną zmienność tych składowych środowiska, które są dla niej ekologicznie istotne oraz procesy w nich zachodzące w (Roo-Zielińska, 2004). Na tym polega rola wskaźnikowa szaty roślinnej – **fitoindykacja**.

W prezentowanym opracowaniu do indykacji stanu i zmian środowiska przyrodniczego wykorzystano gatunki roślin naczyniowych runa (Ellenberg inni, 1991; Roo-Zielińska, 1994; Zarzycki i inni, 2002; van der Maarel, 1993), ich populacje oraz zbiorowiska roślinne (Degórski, 1986 a, b; Roo-Zielińska, 2000; Roo-Zielińska, Solon, 1988), które są podstawą **wskaźników geobotanicznych**.

Krajobraz w ujęciu geobotanicznym, to realnie istniejący, przestrzenny, dynamiczny układ strukturalno-funkcjonalny na ponadekosystemalnym poziomie organizacji biosfery. Elementami składowymi tak rozumianego krajobrazu są ekosystemy, których granice i zasięg wyróżnia się najczęściej na podstawie zróżnicowania zbiorowisk roślinnych (Matuszkiewicz W., 1974; Solon, 2002). Przyjmując tę definicję, przeprowadzono ekologiczną diagnozę, interpretację i ocenę środowiska w skali krajobrazowej na poziomie ponadfitocentotycznych, krajobrazowych jednostek roślinności (Solon, 2002), wykorzystując w tym celu **wskaźniki (metryki) krajobrazowe**. Warto podkreślić, że nawet częściowo zubożona roślinność nie traci swych właściwości wskaźnikowych, co umożliwia badanie szybko przekształcanych obszarów przemysłowych i urbanizujących się.

Gleba jest definiowana jako ten element środowiska przyrodniczego, którego geneza i właściwości są funkcją uwarunkowań klimatycznych, biotycznych, geomorfologicznych, litologicznych, wodnych i antropogenicznych przebiegających w określonym czasie i przestrzeni. Wyraża się to heterogenicznością i różnorodnością pokrywy glebowej (Degórski, 2003). Gleba jest postrzegana przez wielu badaczy środowiska geograficznego jako „zwierciadło”, w którym odbijają się wszystkie procesy i zjawiska, zarówno naturalne, jak i antropogeniczne zachodzące w przestrzeni geograficznej, a jednocześnie posiadające zdolności do przechowywania gromadzonych informacji (Bednarek i inni, 2004; Degórski, 2005; Targulian, Sokolova, 1996). Właściwości fizykochemiczne, zwłaszcza w poziomie próchnicznym, odgrywają bardzo ważną rolę w kształtowaniu roślinności (do głębokości ok. 20 cm) – w tym poziomie bowiem zakorzenia się większość roślin naczyniowych warstwy runa (Bednarek i inni, 2004).

Wśród czynników kształtujących roślinność i gleby jest zmieniająca się topografia terenu (Florinsky, Kuryakova, 1996; Litaor i inni, 2002). Badania zależności 'topografia-gleby-roślinność' mogą być prowadzone w różnych skalach przestrzennych (Degórski, 2003; Fridland, 1976; Roo-Zielińska, 2004; Volobuev, 1964) i na różnym poziomie organizacji ekologicznej biosfery (Degórski, 2005; Gessler i inni, 2000; Hole, Cambell, 1985; Kostrowicki, 1976).

Gleba, z uwagi na swe interakcyjne powiązania z innymi komponentami środowiska, ma dużą wartość indykacyjną w ocenie zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym. Heterogeniczność pokrywy glebowej jako wynik przestrzennego i czasowego zróżnicowania czynników pedogenicznych jest źródłem informacji o funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego w ujęciu przestrzennym i dynamicznym. Ten kierunek badań indykacyjnych, którego podmiotem jest gleba, nosi nazwę pedoindykacji. **Wskaźniki glebowe** mogą mieć charakter bezpośredni (konstruowane na podstawie wyników pomiarów laboratoryjnych) lub pośredni (rozmaitości układów pionowych struktur warstw litologicznych oraz współczesnych i kopalnych poziomów glebowych) (Degórski, 2005).

Obiektem badań są trzy obszary modelowe różniące się poziomem odkształcenia antropogenicznego i charakterem roślinności naturalnej:

- 1) tereny ze znacznym udziałem roślinności o charakterze naturalnym (okolice jeziora Wigry);
- 2) mało zmienione obszary tradycyjnego rolnictwa (okolice Pińczowa);
- 3) strefa podmiejska Warszawy ze znacznym udziałem roślinności synantropijnej.

Wybór obszarów badań nie jest przypadkowy. W Instytucie Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN od lat prowadzone są badania geobotaniczno-glebowe (głównie przez autorów opracowania) i tu znajdują się oryginalne materiały dotyczące wytypowanych obszarów (zdjęcia fitosocjologiczne, mapy roślinności rzeczywistej i potencjalnej, a także wiele parametrów glebowych).

Zastosowanie wskaźników geobotanicznych w powiązaniu z bezpośrednimi pomiarami glebowymi i wskaźników (metryk) krajobrazowych w powiązaniu z mapami roślinności rzeczywistej, potencjalnej i użytkowania ziemi umożliwia ocenę aktualnego stanu oraz kierunków przekształceń środowiska przyrodniczego wytypowanych obszarów oraz głębsze zrozumienie różnych miar indykacyjnych i określenie zakresu ich stosowalności. Ze wskaźnikami geobotanicznymi i krajobrazowymi wiążą się indykatory glebowe uwzględniające przede wszystkim takie właściwości gleb jak ich żyzność, wilgotność oraz zakwaszenie (pH gleby).

Brak w piśmiennictwie szerszego, syntetycznego spojrzenia na problematykę wskaźników uwzględniających rolę roślinności i gleb jako tych komponentów środowiska geograficznego, na podstawie których można diagnozować inne jego składniki, zainspirował autorów opracowania do wypełnienia, przynajmniej częściowo, tej luki.

Główne cele prezentowanej pracy to:

- 1) uporządkowanie wiedzy dotyczącej roli trzech grup wskaźników: geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych w ocenie środowiska fizycznogeograficznego na szerszym teoretycznym tle; rozproszone dotychczas w licznych pracach informacje zostały ujęte w jednym opracowaniu i dotyczą obszarów odmiennych pod względem nie tylko gleb i roślinności, ale także sposobu zagospoda-



rowania i wynikającego z tego różnego stopnia odkształcenia antropogenicznego;

- 2) ocena wartości wskaźnikowej struktur krajobrazowych jednostek roślinności przez porównanie wartości wybranych charakterystyk przestrzennych przy różnych sposobach zagospodarowania terenu;
- 3) ocena zależności w obrębie zestawów wskaźników i między nimi przez porównanie wyników analiz fitoindykacyjnych i krajobrazowych z bezpośrednimi pomiarami właściwości chemicznych gleb na obszarach modelowych, a także wzdłuż wytypowanych transektów i gradientów topograficznych;
- 4) ocena przydatności trzech grup wskaźników dla różnych form działalności człowieka.

Postawione cele określiły układ opracowania. Pierwsze teoretyczne rozdziały w części I (rozdz. 1–3) zawierają podstawowe definicje i pojęcia stosowane w indykacji środowiska. Następnie każda grupa wskaźników geobotanicznych, glebowych i krajobrazowych została scharakteryzowana według podobnego schematu – omówiono podstawy teoretyczne, sposób konstruowania wskaźników oraz podano przykłady ich zastosowań. W części II skoncentrowano się na wynikach badań uzyskanych na obszarach modelowych w latach 2002–2003, scharakteryzowano obszary i stanowiska badawcze (rozdz. 4), a także zaprezentowano podstawowe metody (rozdz. 5). Przeprowadzono również ocenę zależności w obrębie grup wskaźników i między nimi, zależnie od poziomu organizacji szaty roślinnej, skali badań, a także sposobu użytkowania terenu (rozdz. 6). W części III w końcowych rozdziałach przedstawiono zakres możliwości łącznego stosowania wskaźników i każdego zestawu oddzielnie, zależnie od potrzeb praktyki (rozdz. 7). W ostatnim rozdziale przeprowadzono krytyczną ocenę trzech grup wskaźników oraz wskazano ich zalety i ograniczenia (rozdz. 8).



# I. ZAŁOŻENIA TEORETYCZNO-METODYCZNE INDYKACJI

---

## 1. Teoretyczne podstawy indykacyjnej oceny środowiska. Definicje podstawowych pojęć

Celowe i poprawne stosowanie wielu różnych podejść indykacyjnych wymaga wcześniejszego przyjęcia odpowiednich założeń teoretycznych, uzgodnienia stosowanych pojęć oraz umiejscowienia bioindykacji, fitoindykacji oraz pedoindykacji na szerszym tle zagadnień indykacyjnych.

Proces, w którym na podstawie ilościowych i (lub) jakościowych charakterystyk jednego obiektu (indykatora), określa się stan innego obiektu określamy mianem **indykacji**. Ta klasyczna, bardzo generalna definicja (m.in. Harwell i inni, 1990) – choć są i inne (m.in. OECD..., 1993) – została przyjęta jako obowiązująca w prezentowanym opracowaniu. Definicji **indykacji** towarzyszą najczęściej pojęcia: **indykator**, **obiekt indykowany**, **pole indykacji**.

Najwięcej miejsca w tym rozdziale poświęcono definicjom indykatorów, bowiem o nich traktuje to opracowanie. Natomiast w dalszych jego częściach, przy charakterystyce konkretnych wskaźników (geobotanicznych, glebowych i krajobrazowych) podano pojęcia i definicje tylko dla nich właściwe.

### 1.1. Definicja indykatora

Powszechnie stosowany w nauce i praktyce termin „indykator” pochodzi od łacińskiego czasownika *indicare* oznaczającego „pokazać”, „ogłosić publicznie”, „ocenić”, „nałożyć cenę”. Jest on używany w języku polskim wymiennie z równoznacznym terminem „wskaźnik”.

Zgodnie z klasyczną definicją zawartą w opracowaniu H. Inhabera (1976), indykator to obiekt indykujący (lub układ obiektów), którego obecność, częstość występowania, rozmieszczenie i inne cechy są stosowane do określenia zjawisk i procesów, których badanie bezpośrednio jest niemożliwe, niewygodne, zbyt kosztowne lub pracochłonne. Inhaber (1976) podkreśla, że z definicji nie wynika, iż cecha indykatora i cecha obiektu indykowanego muszą być połączone prostą relacją przyczynowo-skutkową.

Bardzo podobną definicję sformułowano dla indykatorów o charakterze biologicznym. W takim ujęciu indykator (zwany też bioindykatorem) to organizm, część organizmu lub zgrupowanie organizmów zawierające informację o stanie środowiska (Markert i inni, 2003). Szczególną kategorią tak rozumianych indykatorów są gatunki wskaźnikowe zwane często ekologicznymi gatunkami wskaźnikowymi (Aird, 1994; Cairns i inni, 1993; Heywood i inni, 1995; Marcot i inni, 1994). Są to gatunki (roślin, zwierząt lub mikroorganizmów), których wielkość populacji i trendy jej zmian odzwierciedlają wielkość populacji innego gatunku, mającego ten sam zasięg geograficzny i związanego z tym samym siedliskiem, lub gatunki, których stan i zmiany populacji odzwierciedlają określone warunki siedliskowe (w tym także procesy związane z degradacyjnym oddziaływaniem człowieka).

Należy zwrócić uwagę, że w przedstawionych powyżej definicjach – niezależnie od ich poziomu szczegółowości – indykatorem (wskaźnikiem) jest konkretny obiekt (np. populacja określonego gatunku, zbiorowisko roślinne, typ gleby). W ostatnich jednak latach pojęcie indykatora zostało znacznie rozszerzone. Zgodnie z nowszymi, liczniejszymi definicjami indykatory nie dotyczą całych, holistycznie ujmowanych systemów, lecz jedynie tego podzbioru ze zbioru możliwych atrybutów (cech), który może zostać wykorzystany do ilościowej charakterystyki struktury i funkcjonowania określonego krajobrazu, zlewni czy ekosystemu oraz ich komponentów (m.in. gleb i roślinności). Szczególnie ważna jest indykacja tych cech, których bezpośrednie określenie jest niemożliwe, są one bowiem trudno dostępne, a ich pomiary są kosztowne (Banzhaf, Boyd, 2005; Köhl, Päivinen, 1996; Pellant i inni, 2000; Smyth, Dumanski, 1993; *Forest health...*, 1998; Walker, 1998). Podkreśla się przy tym, że wybrany podzbiór może obejmować atrybuty biologiczne, abiotyczne, ekonomiczne, społeczne, gospodarcze i instytucjonalne. To rozróżnienie między indykatorem-obiektami a indykatorem-cechą obiektu nie jest wyraźne, na co zwraca uwagę w swoim przeglądzie M.K. Dobbertin (1998), zamieszczając obok siebie dwie definicje, z których wynika, że wskaźnik to biotyczna lub abiotyczna charakterystyka środowiska dająca ilościową informację o stanie zasobów przyrodniczych, oraz – jednocześnie – organizm, gatunek lub zbiorowisko, którego charakterystyka wskazuje na obecność specyficznych warunków środowiskowych.

W wyniku rozpowszechnienia się systemów ocen oddziaływania na środowisko, które stały się standardowym narzędziem realizacji zadań związanych ze zrównoważonym rozwojem i problemami programów rolno-środowiskowych, po raz kolejny zmienił się zakres pojęcia wskaźnika. Indykator jest więc parametrem lub wartością obliczoną na podstawie danych, która dostarcza informacji o badanym zjawisku. Indykatory dostarczają informację liczbową, ułatwiającą objaśnienie zmian czasowych i zróżnicowania przestrzennego. Są one uproszczonym obrazem rzeczywistości i pomagają w przekazywaniu informacji (Hammond i inni, 1995; *OECD...*, 1993; *A Conceptual Framework...*, 1995).

Indykatora nie należy mylić z surowymi danymi, które służą do jego obliczenia. Wielu autorów konsekwentnie twierdzi, że pomiary danego zjawiska dostarczają surowe dane które po opracowaniu można zestawić w dane statystyczne. Takie zestawienie może dostarczać potrzebną informację lub zostać wykorzystane

do utworzenia wskaźników (indykatorów) zjawisk bezpośrednio niemierzonych. W przypadku agregacji danych według określonego wzoru otrzymuje się wskaźniki złożone (indeksy) (Benites i inni, 1997; Dumanski, Pieri, 1997; Tschirley, 1998). Dodatkowo D. Iasillo i inni (2003) podkreślają, że indyktor jest najczęściej liczbą mianowaną, natomiast indeks powstaje w wyniku agregacji indykatorów i jest liczbą niemianowaną. Jednak powyższa terminologia nie jest powszechnie przyjmowana. G.C. Gallopin (1997) proponuje, aby termin *indicator* stosować wówczas, gdy mamy do czynienia z wynikiem końcowym otrzymanym dzięki złożonej funkcji matematycznej na podstawie danych pierwotnych. Różnica polega jedynie na kompleksowości zastosowanej funkcji a nie na poziomie agregacji danych lub położeniu w hierarchii wskaźników. Jak z powyższego wynika, takie podejście jest odmienne od lansowanego przez wielu autorów poglądu, że termin „indeks” należy stosować do wskaźników silniej zagregowanych i hierarchicznie wyższych niż termin „indykator” odnoszący się do wskaźników prostych (Hammond i inni, 1995; Rigby i inni, 2000).

W powyższej przytoczonych definicjach indykatora powtarzają się dwa kryteria:

- 1) ma dotyczyć tych cech, które są bezpośrednio niedostępne, a ich pomiary są trudne i kosztowne;
- 2) musi być to miara ilościowa.

Oba te warunki są często odrzucane lub też interpretowane znacznie szerzej.

Ciekawy wywód przedstawił J. Graham (1996), według którego niektóre własności ekosystemu można mierzyć w sposób bezpośredni (np. temperaturę gleby czy zawartość węgla w glebie), inne można oszacować statystycznie na podstawie danych z próby (np. liczebność populacji jeleni), jeszcze inne można przewidzieć na podstawie modelu (np. tempo erozji gleby). Istnieje jednak cała grupa charakterystyk i właściwości systemu ekologicznego, w tym prawie wszystkie charakterystyki funkcjonalne, które są trudne do opisanania i jednoznacznego zdefiniowania (np. pojemność środowiska, bilans transportu materii i energii, jakość środowiska, różnorodność biologiczna). Do ich przedstawienia stosuje się miary pośrednie, czyli zastępcze (ang. *proxy*, *surrogate*). Wyniki wszystkich tych pomiarów, analiz i operacji mogą być indykatorami. Tak zdefiniowany indyktor obejmuje zatem wyniki zarówno pomiarów bezpośrednich jak i ocen statystycznych, a także wyniki modelowania oraz interpretację miar zastępczych (Graham, 1996). Tu należy podkreślić, że w prezentowanym ujęciu, bardzo rozszerzającym pojęcie wskaźnika, jedynie miary zastępcze odpowiadają temu, co wcześniej uznawano za indyktor. Do obliczenia wskaźnika można przy tym wykorzystywać obserwacje terenowe, specjalnie zorganizowane pomiary, kompilację wcześniej istniejących danych (np. statystycznych) lub analizę teledetekcyjną (Walker, 1998).

Trzeba zauważyć, że również kryterium ilościowe nie jest powszechnie akceptowane, gdyż zdaniem wielu autorów oceny o charakterze jakościowym (np. wizualne oceny stopnia erozji) mogą równie dobrze spełniać rolę indykatorów (Woodhouse i inni, 2000). Zatem te zmienne jakościowe i ilościowe, które można określić (mierzyć lub oceniać) łatwo i tanio w sposób powtarzalny, i które charakteryzują główne struktury i procesy ekologiczne – należy uznać za indykatory (O'Neill i inni, 2005). Nie objaśniają one jednak samodzielnie przyczyn zachodzących zmian, ani nie umożliwiają przewidywania stanów przyszłych. Dopiero systematyczne

powtarzanie pomiaru wartości indikatora (zwłaszcza w ramach monitoringu) wskazuje na trend zmian, natomiast w powiązaniu z innymi danymi oraz zewnętrznie ustalonymi celami i wartościami progowymi może służyć do oceny wpływu oddziaływań zewnętrznych (zarówno destrukcyjnych jak i ochronnych) na funkcjonowanie systemu ekologicznego (Graham, 1996; O'Neill i inni, 2005).

Oprócz omówionych powyżej szerokich ujęć indikatorów, istnieją również znacznie liczniejsze, precyzyjne definicje tematyczne, dostosowane do określonego celu i zakresu zadań.

W ramach systemu ocen rozwoju zrównoważonego największą popularnością cieszy się definicja opracowana przez OECD (*OECD...*, 1993), zgodnie z którą indikator rozwoju zrównoważonego to statystyka lub miara odnosząca się do warunków, zmiany jakości, lub zmiany stanu ocenianego obiektu. Indykatory dostarczają informacje i opisują stan i zjawiska będące w polu zainteresowania społeczeństwa (tzn. dotyczące środowiska i działań człowieka mających wpływ na środowisko), ale znaczenie tej informacji jest znacznie szersze niż tylko odniesione do pojedynczego parametru. Innymi słowy jest to wskaźnik ilościowy (wyrażany w liczbach mianowanych i niemianowanych, procentach lub sztukach) lub jakościowy (wyrażany w kategoriach tak/nie lub dobry/wystarczający/słaby/zły), który można ocenić w relacji do wcześniej przyjętych kryteriów. Taki indikator opisuje w sposób jednoznaczny, obiektywny i weryfikowalny określony ekosystem lub system społeczny, bądź też elementy prowadzonej polityki, warunki zagospodarowania lub procesy społeczne istotne z punktu widzenia systemów ekologicznych. Nie jest on oczywiście doskonałym odwzorowaniem rzeczywistości, gdyż opisuje jedynie jej aspekty, zależnie od wybranych metod oraz konkretnego celu (Sepp i inni, 2005).

Taki wskaźnik nie musi być miarą w pełni statystyczną, zwłaszcza gdy dotyczy zjawisk o wysokim stopniu kompleksowości i niepewności (Aakkula i inni, 2000). Zmiana stanu określona za pomocą indikatora nie jest sama w sobie ani dobra ani zła. Do jej oceny niezbędne są wcześniej przyjęte kryteria, które mogą być różne i zależne od miejsca i czasu (Granholm i inni, 1996; *Recognizing...*, 1998; van Bueren, Blom, 1997). Takie kryteria oceny to najczęściej wartości progowe zmiennej (np. wartości minimalne, poniżej których pewne zjawiska przestają zachodzić, wartości optymalne z punktu widzenia celu działań, czy dopuszczalne wartości maksymalne). Tak zdefiniowane wskaźniki rozwoju zrównoważonego ujmują w sposób zintegrowany informację ekonomiczną, społeczną i środowiskową (Tschirley, 1998), pokazują zmiany w czasie dla każdego przyjętego kryterium oceny oraz służą do określenia odległości od zaplanowanego celu działań, opisując relację między wartością mierzoną a wartością progową (Granholm i inni, 1996; *Recognizing...*, 1998; Patil, 2001; van Bueren, Blom, 1997). Szczególnie dużo uwagi poświęcono wskaźnikom rozwoju zrównoważonego na obszarach wiejskich, oraz – ściśle z nimi powiązanych – wskaźnikom rolno-środowiskowym. Powinny one być ukierunkowane na dostarczanie syntetycznej informacji dotyczącej kompleksowych interakcji między rolnictwem a środowiskiem. Taka informacja powstaje na drodze redukcji dużej ilości danych do najprostszej formy liczbowej, ale zachowującej główne znaczenie i nadającej się do przekazania w formie zrozumiałej dla określonych odbiorców (Iasillo i inni, 2003; Ott, 1978; Pannell, Glenn,

2000). Najczęściej wskaźniki te służą do oceny wpływu rolnictwa na jakość wody, zmiany klimatu, strukturę gleby, zróżnicowanie krajobrazu i zmiany różnorodności, wykorzystując przy tym różne techniki agregacji danych wielowymiarowych (*From land cover...*, 2000). Dlatego powinny one reprezentować sześć kierunków ocen:

- 1) przepływ materii;
- 2) bilans wybranych związków chemicznych;
- 3) cykl życiowy wybranych grup organizmów;
- 4) różnorodność krajobrazowa;
- 5) zasoby społeczno-ekonomiczne;
- 6) zasoby społeczno-kulturowe (Aakkula i inni, 2000).

Tak pojmowane specyficzne indykatory (co odróżnia je od pozostałych grup wskaźników) są traktowane jako:

- 1) podsumowanie zebranej informacji;
- 2) ostrzeżenie przed powstającymi problemami;
- 3) wskazówka, co należy zrobić aby rozwiązać problem,
- 4) materiał do dalszej dyskusji dotyczącej sukcesów i porażek zarządzania zasobami środowiskowymi (Hietala-Koivu i inni, 2004).

Jedna z grup wskaźników rozwoju zrównoważonego jest wykorzystywana w celu zarządzania ekosystemami. Zgodnie ze sformalizowaną definicją obejmuje ona zintegrowany zestaw ilościowych wskaźników społecznych, ekonomicznych i ekologicznych, obliczanych w określonych odstępach czasu na podstawie dostępnych danych (tzn. bez specjalnego systemu zbioru danych terenowych). Umieszczone są one w ramach spójnej koncepcji teoretycznej, wiążącej zjawiska społeczne z przyrodniczymi, co służy wspomaganie procesu decyzyjnego i ocenie poprawności podejmowanych działań oraz umożliwia porównania w czasie i przestrzeni. Tak ujęte wskaźniki muszą być dostępne dla nieekspertów i łatwo przez nich interpretowalne (Force, Machli, 1997).

Z powyższej definicji wynika, że indykatory:

- zwykle nie występują pojedynczo, lecz tworzą dopełniający się zestaw (co nie są konsekwencje dotyczące interpretacji wartości wskaźników),
- mają sens tylko wtedy, gdy wynikają z ogólnego modelu zależności, mającego zweryfikowane przesłanki logiczne (dobrze podbudowane faktami) oraz stosownego w różnych skalach przestrzennych i czasowych,
- ich podstawą są najczęściej dane standardowo zbierane przez urzędy statystyczne, co w istotny sposób ogranicza zakres indykowanych zjawisk i procesów lub zmusza do szukania skomplikowanych miar zastępczych, słabo osadzonych w teorii.

Z innych, wąsko ujętych definicji indykatora, interesująca jest definicja stosowana przy określaniu poziomu zanieczyszczenia środowiska na podstawie reakcji świata żywego. Nawiązuje ona bezpośrednio do definicji klasycznej. W tym ujęciu za indykator (bioindykator) uważa się gatunki (lub specjalnie wyhodowane szczepy) cechujące się jednoznaczną relacją między dawką zanieczyszczeń a reakcją organizmu. Reakcja ta może być wyrażona albo w postaci mierzalnych i standardowych zmian morfologiczno-anatomicznych, albo w postaci akumulacji określonych pierwiastków i związków w tkankach (Bosch, Pinborg, 2003).



## 1.2. Powiązania między indykatorem a cechą indykowaną

Wielka różnorodność indykatorów oraz różne zasady ich tworzenia powodują, że relacje między wartością indykatora a wartością cechy indykowanej mają bardzo różny charakter.

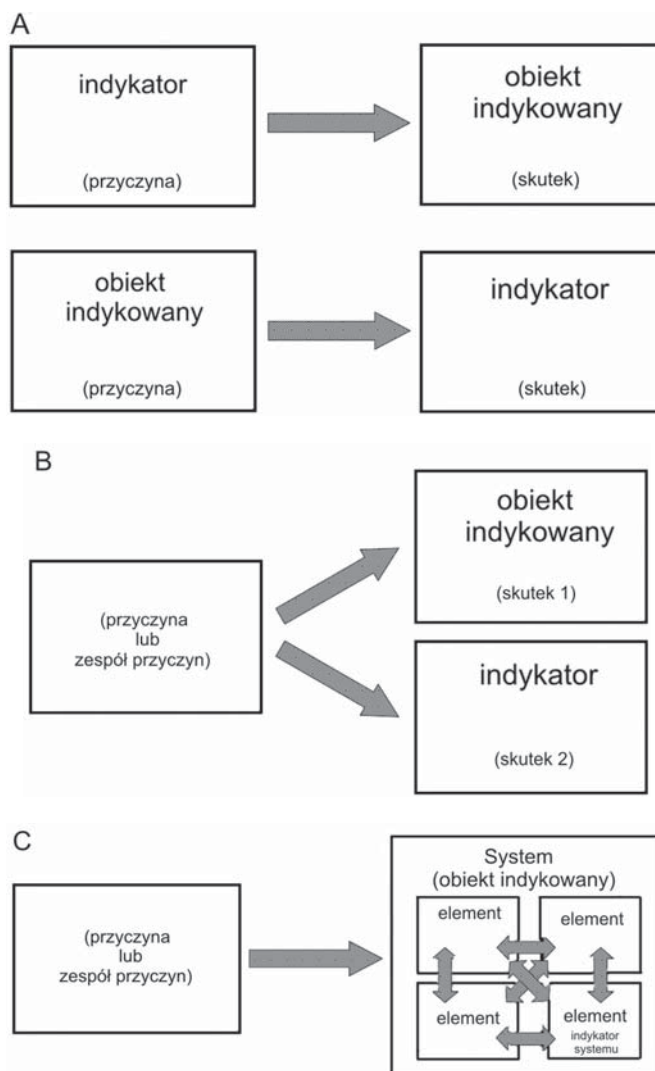
Próbę uporządkowania tych zależności przedstawili S. Leibowitz i J. Hyman (1999). Zdefiniowali mianowicie pojęcia indykatora potwierdzonego (*confirmed indicator*) i indykatora osądowego (*judgement indicator*). Pierwszy z nich związany jest ze znaną matematyczną relacją (najczęściej typu 'przyczyna–skutek') między cechą mierzoną a cechą określaną za pomocą indykatora. W takim przypadku stan cechy określanej można przedstawić jednoznacznie za pomocą wartości liczbowej na przyjętym poziomie ufności. Podobny pogląd prezentują C. McAlpine i T. Eyre (2002), według których poprawne wnioskowanie na podstawie otrzymanych wskaźników jest możliwe tylko wtedy, gdy znamy zależności przyczynowo-skutkowe. Należy przy tym podkreślić, że indykatorem może być zarówno przyczyna jak i skutek (ryc. 1A).

Indykatory osądowe mają inny charakter – nie da się za ich pomocą jednoznacznie przedstawić wartości cechy indykowanej, można tylko wyrazić pewien osąd na podstawie przyjętych założeń (często wynikających z zastosowania modeli lub z zależności korelacyjnych uzyskanych w próbie testowej). Takie indykatory osądowe odpowiadają w pełni pojęciu miar zastępczych (*surrogate/proxy*). Przy tworzeniu takich wskaźników wykorzystuje się powszechnie kilka schematów myślowych. Najczęstsze jest rozumowanie przez analogię, w którym przyjmuje się, że jeśli dwie zmienne charakteryzuje podobny przebieg (w czasie i przestrzeni) wartości lub występuje wyraźna korelacja między tymi zmiennymi, to – niezależnie od mechanizmu zależności, najczęściej nieznanego – jedna ze zmiennych może być indykatorem drugiej zmiennej (ryc. 1B). Równie często stosuje się podstawienie, wynikające z przyjętych założeń teoretycznych. Klasyczne przykłady podstawienia to: (1) wnioskowanie o zmianach w czasie na podstawie zróżnicowania w przestrzeni; (2) wnioskowanie o funkcji na podstawie zróżnicowania strukturalnego, w tym w szczególności traktowanie kompozycji i konfiguracji krajobrazu jako indykatorów zachodzących procesów.

Kolejna grupa indykatorów osądowych, stosowana najczęściej do oceny różnorodności biologicznej, bazuje na schemacie „część za całość”, polegającym na ocenie stanu całego systemu na podstawie analizy jednego wybranego elementu tego systemu (ryc. 1C). We wszystkich przypadkach stosowania miar osądowych nie wystarczy prosta korelacja. Znacznie skuteczniejsze i podwyższające poprawność konstrukcji i interpretacji indykatora jest wykorzystanie wcześniej opracowanych modeli koncepcyjnych i przetestowanie ich poprawności na zróżnicowanym materiale empirycznym (McAlpine, Eyre, 2002). Zdaniem H. De Kruijfa i D. Van Vuurena (1998) stosowanie systemu wzajemnie dopełniających się indykatorów, stanowiących część jednego modelu koncepcyjno-matematycznego, ma liczne zalety. Takie modele:

- ukazują powiązania między indykatorami,
- umożliwiają analizę konsekwencji zmian wprowadzonych przez człowieka,
- umożliwiają określenie wartości krytycznych systemu i poszczególnych wskaźników,





Ryc. 1. Relacja między indykatorem a obiektem indykowanym

A – zależności przyczynowo-skutkowe; B – związki korelacyjne; C – ocena całego systemu na podstawie jego elementu

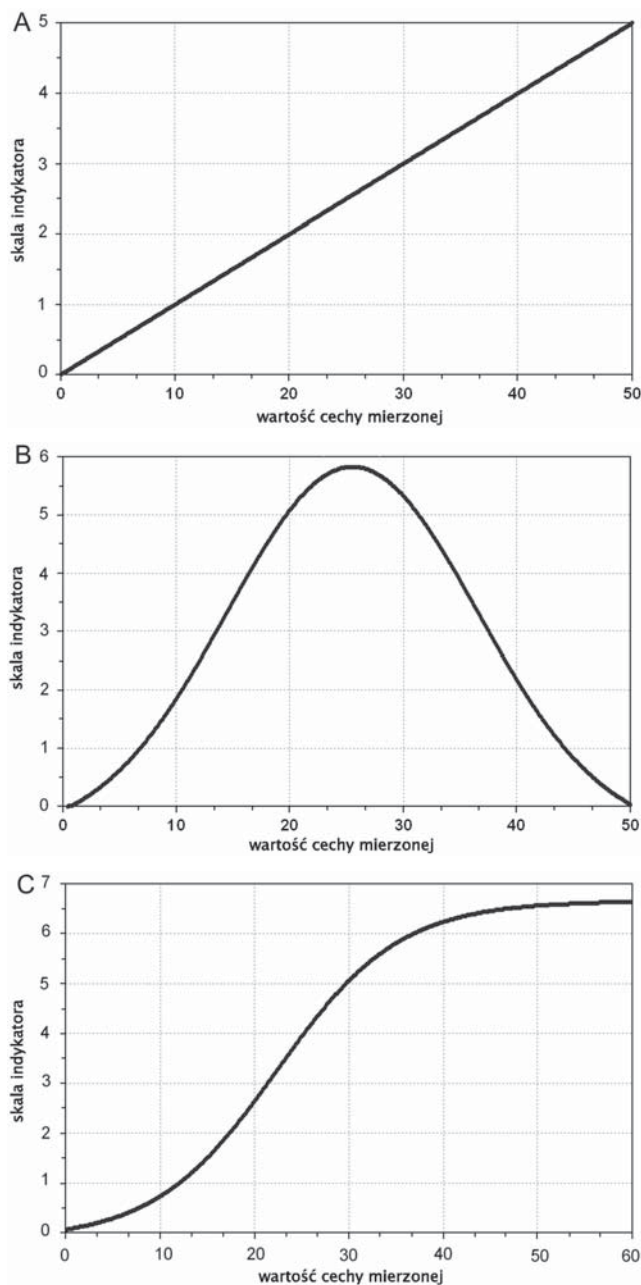
- ułatwiają wizualizację wyników i ułatwiają komunikację,
- umożliwiają modelowanie dynamiczne i rozpatrywanie scenariuszy wariantowych,
- pokazują ciągi przyczynowo-skutkowe (integracja pionowa) oraz uzupełnianie/zastępowanie się wskaźników (integracja pozioma),
- umożliwiają określenie wagi poszczególnych zjawisk i procesów,
- wskazują na kierunki modyfikacji systemu wskaźników.

Indykatory osądowe (indykatory zastępcze) są powszechnie i standardowo wykorzystywane zarówno do oceny zjawisk o niezbyt wysokim stopniu złożoności (np.: stopień pokrycia roślinnością jako przybliżenie zagrożenia erozją, ładunek zawiesiny w rzece jako przybliżenie erozji, usuwanie plonów i ich pozostałości jako przybliżenie usuwania azotu i węgla, cena drewna opałowego jako przybliżenie natężenia eksploatacji lasu (Dumanski, Pieri, 1997), jak i do oceny wysoce złożonych i abstrakcyjnych charakterystyk systemów (np.: jakość wody, różnorodność biologiczna, stan mokradeł, zdrowie ekosystemów, integralność ekologiczna) – S. Leibowitz, J. Hyman (1999). We wszystkich cytowanych przykładach niezbędne są początkowe założenia dotyczące powiązań między zmiennymi. Często te założenia nie mają mocy ogólnie obowiązującej i są traktowane jako szczególne przypadki nieznannej zależności.

Przy ocenie zjawisk kompleksowych stosuje się indykatory zastępcze o charakterze złożonym. Pojawia się tutaj dodatkowa trudność w interpretacji wyników, związana z faktem, że zjawisko wielowymiarowe (np. jakość środowiska), które powinno być wyrażone wektorem zmiennych (częściowo nieznanymi lub niemierzalnymi, a częściowo przedstawianymi przy użyciu prostych indykatorów ocenowych) przedstawia się za pomocą jednej liczby (czyli wartości skalarnej). Stosowane przy tym techniki (ważenie zmiennych, uśrednianie, sumowanie i inne) wynikają z upodobań autorów lub z łatwości rachunkowej i nie mają – w większości przypadków – żadnego uzasadnienia teoretycznego (Leibowitz, Hyman, 1999).

Jak już kilkakrotnie wspomniano, obliczona wartość wskaźnika (nawet prostego) nie jest identyczna ani z surowymi danymi pomiarowymi, ani ze statystyką obliczoną na podstawie tych danych. Wartość wskaźnika wyraża się najczęściej za pomocą jednostek odpowiednio skonstruowanej skali. Pomijając zagadnienie możliwych rodzajów skal pomiarowych (nominalna, porządkowa, interwałowa czy ilorazowa) można stwierdzić, że zależność między skalą pomiarów a skalą indykatora (co jednocześnie określa sens informacji przekazywanej przez indykator) wynika z jakiegoś kontekstu, mającego charakter preferencji społecznych. Takim kontekstem mogą być cele (wartości do osiągnięcia), poziomy wyjściowe lub wartości progowe (Rigby i inni, 2000), tworzące łącznie system określonych kryteriów wartościujących (ocenowych). Charakter tych wartości wynika przede wszystkim z celów analizy i odpowiedniego modelu powiązań między cechą indykowaną a indykatorem. Należy jednak zauważyć, że pogląd, iż indykatory muszą mieć określone wartości progowe nie jest powszechnie przyjmowany. Według D. Pannella i N. Glenna (2000) wartości progowe i kryteria stanu końcowego nie mają ani wartości obiektywnej ani absolutnej. Nie są więc związane w sposób jednoznaczny ani z rodzajem wskaźnika, ani z przyjmowaną skalą.

W najprostszym przypadku, przy braku wartości progowych, skala indykatora jest proporcjonalna do skali pomiaru, i co najwyżej wyrażona w odmiennych jednostkach (ryc. 2A). Znacznie częściej skala odzwierciedla preferencje użytkownika, np. wartości optymalne (ryc. 2B). Stosunkowo często, zwłaszcza przy ocenach o charakterze ekologicznym, za wartość progową przyjmuje się wartość graniczną zmiennej, określającą poziom, od którego następują znaczące (istotne) zmiany w systemie (Woodhouse i inni, 2000). W takiej sytuacji skala pomiaru i skala wskaźnika związane są najczęściej zależnością logistyczną, co umożliwia



Ryc. 2. Związki między wartościami cechy mierzonej a skalą indykacyjną  
A – skala indykatora proporcjonalna do skali pomiaru (przy braku wartości progowych); B – skala indykatora odzwierciedla preferencje użytkownika (np. wartości optymalne); C – skala z wartością progową, przy której następują istotne zmiany w systemie

precyzyjne śledzenie zmian przy średnich wartościach cechy mierzonej i pozwala na określenie stopnia stabilności systemu (ryc. 2C). Przytoczone przykłady przedstawiają sytuacje najbardziej typowe, choć oczywiście możliwe są również i odmienne nieliniowe zależności między wielkością mierzoną a skalą indykatora.

### 1.3. Kryteria stosowane wobec indykatorów

Ogromne zróżnicowanie podejść indykacyjnych oraz łączne wykorzystywanie różnych typów indykatorów ujawniło problem porównywalności ich cech jakościowych oraz konieczność sformalizowanego opisu przeznaczenia i zakresu stosowalności. Zagadnieniem tym zajmowało się wielu autorów, szczególnie w kontekście wskaźników rozwoju zrównoważonego, wskaźników różnorodności biologicznej oraz systemów wskaźników rolno-środowiskowych. Na podstawie licznych prac można ustalić charakterystykę „idealnego” indykatora, uwzględniając przy tym kryteria naukowe, funkcjonalne i pragmatyczne (Noss, 1990; Anderson, 1991; Alfsen, Saebo, 1993; OECD..., 1993; Graham, 1996; Meadows, 1998; Danielsen i inni, 2000; Walz, 2000; *National Core...*, 2001; Dale, Beyeler, 2001; Malkina-Pykh, 2002; Iasillo i inni, 2003; Osinski i inni, 2003; Piorr, 2003; SBF, 2004).

Kryteria naukowe to:

- 1) uzasadnienie teoretyczne, czyli wynikanie z dobrze opisanych podstaw naukowych (najczęściej w postaci modelu przyczynowo-skutkowego), co dodatkowo umożliwia modelowanie reakcji na różne oddziaływania w czasie;
- 2) precyzja (powtarzalność), czyli określenie błędu, jaki występuje przy powtarzaniu pomiarów;
- 3) dokładność, czyli określenie na ile pomiar odzwierciedla rzeczywisty aktualny stan cechy indykowanej z przyjętym poziomem ufności;
- 4) obiektywność, czyli taka konstrukcja i opis wskaźnika, aby elementy subiektywne (współczynniki, wagi, reguły działań) były wyraźnie oddzielone od obiektywnych składników mierzonych;
- 5) integralność, czyli taka konstrukcja wskaźnika złożonego, która uwzględnia związki między zmiennymi cząstkowymi, a nie tylko ich prostą sumę;
- 6) powiązanie z innymi indykatorami, tak aby ich łączna interpretacja umożliwiała całościową charakterystykę zagadnienia.

Na charakterystykę naukową indykatora wpływa również szereg właściwości, które łącznie określają zakres stosowalności, między innymi:

- 1) stopień integracji w czasie – określający na ile pomiar odzwierciedla stan chwilowy, a na ile pewien okres;
- 2) poziom elastyczności – określający tempo reakcji indykatora na zmiany cechy indykowanej;
- 3) stopień integracji w przestrzeni – określający na ile pomiar odzwierciedla stan danego miejsca, a na ile większego obszaru;
- 4) poziom czułości – określający jak duża zmiana danej cechy jest niezbędna, aby odzwierciedliła się w zmianie wartości indykatora (stosunek 'sygnał–szum');
- 5) naturalny (tłowy) poziom zmienności indykatora;
- 6) granice stosowalności dotyczące natężenia – określające czy jest poziom graniczny wartości cechy, poniżej i/lub powyżej którego indykator nie reaguje;

- 7) granice stosowalności dotyczące przestrzeni – określające czy indykator ma charakter:
- a) panarealny, czyli zachowujący wartość indykacyjną na całym obszarze swego występowania,
  - b) strefowy – jedynie w obrębie danej strefy klimatyczno-glebowo-roślinnej,
  - c) regionalny – w obrębie regionów naturalnych lub administracyjnych,
  - d) lokalny – mający znaczenie indykacyjne na niedużych obszarach.

Tylko kryteria naukowe mają charakter ogólny i odnoszą się w jednakowym stopniu do wszystkich indykatorów, natomiast kryteria funkcjonalne zależą w znacznym stopniu od celu i zakresu stosowania indykatorów. W przypadku systemów ocenowych obejmujących jednocześnie wiele wskaźników indykator dobry pod względem funkcjonalnym to taki, który:

- 1) nadaje się do określania stanu i trendu zmian, w ujęciu zarówno statystycznym, jak i opisowym;
- 2) uwzględnia wartości progowe tak, aby użytkownik mógł ocenić znaczenie otrzymanych wyników;
- 3) jest znaczący dla danego problemu i jednoznacznie określa stan środowiska, presję lub reakcję społeczeństwa;
- 4) jest porównywalny dla różnych miejsc oraz umożliwia porównania międzynarodowe;
- 5) umożliwia prognozowanie stanów przyszłych oraz wspomaga zarządzanie;
- 6) jest społecznie akceptowalny i łatwo zrozumiały oraz wyrażony w interesującej formie tak, aby wzbudzić rezonans społeczny;
- 7) umożliwia rozróżnienie między naturalną zmiennością a reakcją na wpływy antropogeniczne i odzwierciedla te wpływy;
- 8) jest tak skonstruowany, aby w powiązaniu z innymi wskaźnikami tworzyć jak najmniejszy, ale efektywny zestaw;
- 9) jest odpowiedni do skali analizy, tzn. obliczony w odpowiedniej skali, nie zawiera nadmiaru szczegółów ani nie jest nadmiernie zagregowany;
- 10) umożliwia stosowanie agregacji hierarchicznej, pozwalającej na obliczenie wskaźnika dla większej powierzchni na podstawie wskaźników z mniejszych powierzchni (bez odwołania do danych pierwotnych).

Na końcową ocenę jakości i przydatności wskaźnika wpływają również kryteria pragmatyczne, takie jak:

- istnienie standardów międzynarodowych, zapewniających identyczne procedury zbierania danych, obliczania wartości i sposobów porównywania otrzymanych wyników,
- możliwość wykorzystania ogólnodostępnych, udokumentowanych i regularnie uzupełnianych danych,
- łatwość wykonania pomiarów i obliczeń oraz użyteczność,
- odpowiedni stosunek nakładów do efektów.

Oczywiście żaden z istniejących wskaźników nie spełnia jednocześnie wszystkich kryteriów w takim samym stopniu. Niemniej jednak szczegółowe charakterystyki poszczególnych indykatorów, wraz z opisami dotyczącymi:

- określenia miejsca w systemie ocenowym (np. – w przypadku wskaźników rozwoju zrównoważonego – odpowiedni rozdział Agendy 21);

- typu indykatora (w odwołaniu do określonego systemu wskaźników np. PSR, DPSIR lub innych);
- wagi indykatora z punktu widzenia działań praktycznych (Brinkman, 1997; Froude, 1998)

umożliwiają bardzo elastyczny dobór narzędzi badawczych i podejść do oceny dowolnych aspektów środowiska przyrodniczego.

#### 1.4. Zasady klasyfikowania indykatorów

Zależnie od przyjętego zestawu kryteriów porządkujących możliwe jest stworzenie ogromnej liczby systemów klasyfikacyjnych indykatorów, uwzględniających zarówno ich cechy wewnętrzne, przedmiot indykowany, jak i sposób wykorzystania. Wydaje się przy tym, że to ostatnie kryterium jest najwygodniejsze z praktycznego punktu widzenia. Biorąc pod uwagę zastosowanie wskaźników (co bezpośrednio lub pośrednio wpływa na ich konstrukcję i cechy formalne) można wyróżnić (OECD..., 1993; *A Conceptual Framework...*, 1995; Gallopin, 1997; Walker, 1998; EEA, 1999; Woodhouse i inni, 2000):

- 1) indykatory opisowe – określające konkretny stan, a wykorzystywane w różnych miejscach i w różnym czasie umożliwiają porównania;
- 2) indykatory zgodności (realizacji) – służące do oceny odchylenia od wcześniej zdefiniowanego stanu, w tym postępu w stosunku do zamierzeń i celów;
- 3) indykatory wczesnego ostrzegania – sygnalizujące zmianę związaną z przekroczeniem wartości progowej;
- 4) indykatory prognostyczne – umożliwiające przewidywanie (prognozowanie) przyszłych stanów i procesów;
- 5) indykatory diagnostyczne – służące do identyfikacji przyczyn danego zjawiska;
- 6) wskaźniki wydajności – określające relację między dwiema zmiennymi.

Oczywiste jest przy tym, że powyższy podział, choć zapewne wyczerpujący, nie jest rozłączny, a poszczególne wskaźniki mogą należeć do różnych wymienionych wyżej kategorii.

Odmienne podejście do klasyfikacji indykatorów wynika z uwzględnienia złożoności indykatorów i obiektów indykowanych. Przykładem takiego podejścia jest podział indykatorów na dwie duże grupy:

- 1) indykatory holistyczne, mające złożoną budowę i określające całościową charakterystykę systemu ekologicznego (np. wskaźniki różnorodności, wskaźniki integralności);
- 2) wskaźniki redukcjonistyczne, nakierowane na ocenę jednej, wąsko ujętej właściwości (np. bioindykatory akumulujące) (Letourneau, Castonguay, 1988).

Wydaje się, że proponowana klasyfikacja odpowiada w ogólnych zarysach opisanemu już podziałowi na miary zastępcze (*proxy/surrogate*) i miary bezpośrednio oraz podziałowi na indykatory osądowe i indykatory potwierdzone.

W rzeczywistości przedstawione dwie kategorie – to dwa bieguny pełnego spektrum złożoności indykatorów i przedmiotów indykacji. Należy przy tym podkreślić, że poszczególne poziomy złożoności obiektów indykujących i utworzonych miar nie są do końca rozłączne. Są one połączone ze sobą różnymi relacjami,



wynikającymi zarówno z istoty systemów biologicznych i społeczno-ekonomicznych (np. jednogatunkowy drzewostan na powierzchni leśnej można rozpatrywać albo jako określoną populację, albo jako część metapopulacji, która pełną realizację znajduje na poziomie krajobrazu, albo jako strukturalną i strukturotwórczą część fitocenozy leśnej), jak i z określonych w praktyce modeli ocenowych. W tym drugim przypadku stosowanie jako indykatora obiektu z danego poziomu (np. zbiorowiska roślinnego, polipiedonu) jest możliwe jedynie przy znajomości mechanizmów i wykorzystaniu relacji występujących na niższych poziomach organizacji (np. populacji roślinnych, pedonu), natomiast bezpośrednio wyższy poziom organizacji (np. krajobraz roślinny, krajobraz glebowy) wprowadza warunki ograniczające i brzegowe dla funkcjonowania i przydatności praktycznej indykatora. Wyraźnie rysuje się przy tym pewna prawidłowość: im wyższy jest poziom organizacji obiektu indykowanego, tym częściej do jego oceny stosuje się indykatory o charakterze złożonym. Wynika to z ogólnego związku między kompleksowością strukturalną obiektu indykującego, jego kompleksowością funkcjonalną i czasem niezbędnym na reakcję po zakłóceniu zewnętrznym. Wzrost złożoności strukturalnej i funkcjonalnej obiektu indykującego powoduje, że wnioskowanie o obiekcie indykowanym oparte jest najczęściej na związkach korelacyjnych, a nie przyczynowo-skutkowych i wyrażane w kategoriach rangowych lub jakościowych, a nie ściśle ilościowych.

Inne często stosowane systemy klasyfikacji indykatorów środowiska kładą główny nacisk na przedmiot indykacji. Jednym z takich podejść jest propozycja M. McGeocha (1998), który wyróżnia trzy odrębne grupy indykatorów:

- 1) środowiskowe – odzwierciedlające biotyczne i abiotyczne warunki środowiska;
- 2) ekologiczne – dostarczające informacji na temat oddziaływań na środowisko i zmian tego środowiska (w tym zakresie mieszczą się m.in. wskaźniki rolno-środowiskowe);
- 3) różnorodności biologicznej – ukierunkowane na ocenę różnorodności gatunków lub całych układów ekologicznych.

Niestety, nie jest to podział ani w pełni rozłączny, ani wyczerpujący, gdyż – z jednej strony – nie ujmuje wielu cech złożonych systemów ekologicznych (np. zdrowia i integralności), a z drugiej – wiele indykatorów różnorodności biologicznej to jednocześnie również indykatory środowiskowe.

Nieco podobne kryteria służą do grupowania wskaźników w ramach systemu DPSIR (EEA, 1999; Woodhouse i inni, 2000). W tym systemie wyróżnia się pięć zakresów zainteresowań, którym odpowiada pięć typów indykatorów (ryc. 3). Zaledwie cztery z nich mają bezpośredni związek ze środowiskiem: wskaźniki presji, stanu, wpływu i reakcji.

Indykatory presji (stresu) obejmują miary oddziaływań (najczęściej antropogenicznych) mających lub mogących mieć bezpośredni lub pośredni wpływ na stan jednej lub licznych cech środowiska. Dotyczą one oddziaływań powodujących zwłaszcza zmiany jakości środowiska i/lub ilościowe zmiany zasobów. Wskaźniki stanu – to miary wybranej cechy lub kompleksu cech środowiska; tu mieszczą się m.in. indykatory akumulacji zanieczyszczeń i innych przekształceń spowodowanych przez działalność ludzką. Wskaźniki wpływu mają dwojaki charakter: z jednej strony obrazują zmiany parametrów środowiska biotycznego pod



Ryc. 3. Koncepcja DPSIR (*Driving forces, Pressure, State, Impact, Response*) porządkująca grupy wskaźników relacji 'człowiek–środowisko'  
Źródło: EEA, 1999.

wpływem przekształceń środowiska abiotycznego, z drugiej zaś służą do przedstawienia wpływu stanu środowiska na efekty działalności ludzkiej. Wskaźniki reakcji dotyczą działań organizacyjnych społeczeństwa nakierowanych na ograniczenie presji. Są to w rzeczywistości indykatory przedsięwzięć przeciwdziałających presji lub jej skutkom.

Podział wskaźników na powyższe grupy wynika z założenia, że istnieje jednoznaczny ciąg przyczynowo-skutkowy między działalnością człowieka a stanem środowiska. W wielu przypadkach założenie to nie jest do końca prawdziwe, a rozróżnienie między wskaźnikami presji, stanu i wpływu nie jest jednoznaczne. Mimo tych wyraźnych ograniczeń powyższy podział indykatorów obowiązuje w ramach Unii Europejskiej i jest podstawą oceny i monitorowania rozwoju zrównoważonego. Warto odnotować, że przedstawione wyżej przykłady nie wyczerpują wszystkich klasyfikacji indykatorów, prezentują natomiast podziały najbardziej rozpowszechnione.

\*

Trzeba podkreślić, że niejednoznaczność terminologiczna oraz zróżnicowanie cech charakteryzujących poszczególne typy indykatorów (tab. 1) wyraźnie utrudniają tworzenie kompleksowych systemów wskaźników, nakierowanych jednocześnie na zagadnienia teoretyczno-poznawcze oraz praktyczno-planistyczne. Wydaje się jednak, że przy tworzeniu takich systemów trzeba przede wszystkim uwzględnić cel oraz odbiorcę. Funkcja celu determinuje bowiem typ przyjętego wskaźnika, sposób jego konstrukcji, a później interpretacji. Natomiast z punktu widzenia odbiorcy użytkowego wskaźniki dotyczące zjawisk i procesów (w tym tak-



Tabela 1. Wybrane cechy służące do charakterystyki typu indykatora

Cechy indykatora	Możliwe zróżnicowanie cechy
Typ obiektu	<p>obiekt w całości</p> <p>cecha obiektu</p> <p>pomiar cechy</p>
Stopień skomplikowania struktury indykatora	<p>jakościowe proste</p> <p>ilościowe proste</p> <p>ilościowe, złożone z podobnych części składowych</p> <p>ilościowe, złożone z wyraźnie różnych części składowych</p>
Zależność między indykatorem a cechą indykowaną	<p>autoindykacja – gdy pomiar cechy danego atrybutu określa jedynie stan tego atrybutu (indykator potwierdzony – zależność bezpośrednia)</p> <p>przyczyna indykuje skutek (indykator potwierdzony – zależność bezpośrednia)</p> <p>skutek indykuje przyczynę (indykator potwierdzony – zależność bezpośrednia)</p> <p>koincydencja i korelacja zjawisk bez znajomości zależności przyczynowo-skutkowych (indykator osądowy – zależność domniemana)</p> <p>część obiektu złożonego indykuje całość tego obiektu (indykator osądowy – zależność domniemana)</p> <p>jedna kategoria logiczna indykuje inną kategorię logiczną (indykator osądowy – zależność domniemana)</p> <p>niewiązane składniki wzajemnie się dopełniające łącznie indykują analizowaną cechę (indykator osądowy – zależność domniemana)</p> <p>z modelu wynika powiązanie składników, które łącznie indykują analizowaną cechę (indykator osądowy – zależność domniemana)</p>
Skala pomiarowa	<p>jest–nie ma</p> <p>skala nazewnicza – nominalna – jakościowa</p> <p>porządkowa (rangowa)</p> <p>ilościowa – interwałowa (przedziałowa)</p> <p>ilościowa – ilorazowa (proporcjonalna)</p>
Wzorzec skali pomiarowej	<p>bez wzorca (bez wartości progowych) – skala indykatora proporcjonalna do skali pomiaru</p> <p>obiekt „najlepszy” jako wzorzec</p> <p>wartości progowe określają optimum</p> <p>wartości progowe określają zakres zainteresowania</p> <p>wartości progowe określają poziom docelowy</p>
Typy indykatorów ze względu na przeznaczenie	<p>indykatory opisowe</p> <p>indykatory zgodności</p> <p>indykatory wczesnego ostrzegania</p> <p>indykatory prognostyczne</p> <p>indykatory diagnostyczne</p> <p>indykatory wydajności</p>

że środowiskowych) mających wagę ogólnospołeczną powinny być silnie zagregowane (syntetyczne), łatwe do zrozumienia i powszechnie akceptowane oraz odpowiednie z punktu widzenia realizowanych celów (Rigby i inni, 2000). Zgodnie z tymi przesłankami w prezentowanym opracowaniu wykorzystano zestawy wskaźników o odmiennej genezie, założeniach teoretycznych, formie i konstrukcji.

## 2. Ocena środowiska na podstawie organizmów żywych (bioindykacja)

Własności indykacyjne mają układy biologiczne i ekologiczne na wszystkich poziomach ich organizacji (Schubert, 1985; Mulgrew, Williams, 2000), a w szczególności:

- 1) makrocząsteczkowy i subkomórkowy – m.in. reakcje biochemiczne i fizjologiczne na stres środowiskowy (w tym zanieczyszczenia), np. zmiany aktywności enzymów, zmiany w DNA i RNA, produkcja aminokwasów, czy zawartość chlorofilu w komórkach;
- 2) komórkowy – m.in. wzrost zawartości barwników (melanizm);
- 3) tkankowy i organowy – np. zmiany morfologiczne liści (nekroza i wzrost asymetryczny);
- 4) organizmalny – m.in. zmiany anatomiczne, fenologiczne, przeciętnej wielkości osobników lub ich biomasy oraz zawartości (akumulacji) określonych substancji w całym organizmie lub jego częściach;
- 5) populacyjny – np. obecność i obfitość poszczególnych gatunków, wskaźników rozrodczości i śmiertelności lub ich łącznej biomasy;
- 6) biocenotyczny – m.in. liczba gatunków w zespołach i ich różnorodność, liczba i stopień zajęcia nisz ekologicznych, stosunki konkurencyjne, sieci troficzne;
- 7) krajobrazowy – zmiany udziału powierzchniowego poszczególnych typów roślinności;
- 8) biogeograficzny – m.in. zmiany zasięgów gatunków np. ciepłolubnych lub mało odpornych na synantropizację.

Możliwości opracowania teoretycznych podstaw indykacji z wykorzystaniem organizmów żywych wynikają z systemowego pojmowania układów ekologicznych składających się z różnych, wzajemnie na siebie oddziałujących całości niższego rzędu i o różnym stopniu integracji. Na podstawie analizy związków między poszczególnymi komponentami (podsystemami) środowiska (tj. atmosferą, hydrosferą, litosferą, pedosferą i biosferą) A.S. Kostrowicki (1976) doszedł do wniosku, że najwyższą zdolność indykowania stanu i dynamiki innych komponentów wykazuje biosfera (a w jej obrębie roślinność), a nieco mniejszą pedosfera. Inne komponenty nie odgrywają większej roli jako indykatory.

Spośród wszystkich możliwych poziomów organizacji układów biologicznych, do celów indykacyjnych wykorzystuje się najczęściej poziom populacyjny i biocenotyczny. Tak też ujmuje zagadnienie jedna z bardziej rozpowszechnionych definicji, zgodnie z którą **bioindykacja** to proces polegający na wykorzystaniu charakterystyk wskaźnikowych roślin i zwierząt, ściślej ich populacji, zbiorowisk, a nawet całych biocenoz do oceny innych biotycznych i abiotycznych właściwości środowiska geograficznego. Tą właściwością wskaźnikową jest sposób i zakres reagowania na określony czynnik naturalny (np. na uwilgotnienie gleby) lub antropogeniczny (np. na wydeptywanie, albo na zawartość w środowisku określonych substancji chemicznych wprowadzonych przez człowieka). Dobrymi

(wiarygodnymi) bioindykatorami mogą być tylko te gatunki roślin i zwierząt, których osobniki są dostatecznie liczne, w pełni wykształcone, jednoznacznie reagujące na dany czynnik, w stopniu dającym się wyrazić ilościowo (Kostrowicki, Wójcik, 1972; Fabiszewski, red., 1983; Wójcik, 1983; Schubert, red., 1985).

Wykorzystanie gatunków roślin jako indykatorów środowiska ma bardzo długą tradycję. Jak podkreśla M. Diekmann (2003), intuicyjne stosowanie takiej indykacji występuje w rolnictwie od tysięcy lat. W XVIII i XIX wieku pojawiły się ekologiczne klasyfikacje roślin, których podstawą był ich wygląd. W Polsce pod koniec XVIII w. Krzysztof Kluk wydał *Dykcyjonarz roślinny* (1786–1788), w którym na potrzeby rolnictwa scharakteryzował siedliska na podstawie wyglądu roślin.

Każdy gatunek (a szczególnie gatunek roślin) może być indykatorem. Wynika to z faktu, że jest on produktem warunków, w których żyje i dlatego może być miernikiem tych warunków. W konsekwencji – każda reakcja gatunku daje przesłankę do wnioskowania o stanie środowiska (Clements, 1920). Niemniej jednak nie każdy gatunek – czy zgrupowanie gatunków – jest równie dobrym indykatorem środowiska. Podstawowym warunkiem przydatności do celów wskaźnikowych jest stabilność (brak nadmiernych fluktuacji) parametrów wewnętrznych. Zatem skład gatunkowy zgrupowania (zespołu konkurencyjnego, poziomu troficznego, fitocenozy, biocenozy) powinien pozostawać niezmienny tak długo, jak niezmiennie są warunki środowiska; natomiast zmiana środowiska powinna wywołać zmiany składu gatunkowego (Markert i inni, 2003).

Bioindykację wykorzystuje się przy ocenie różnych właściwości i procesów zachodzących w środowisku. Do najczęstszych zastosowań należą oceny: różnorodności biologicznej, integralności ekosystemu, zanieczyszczeń metalami ciężkimi i zmian użytkowania ziemi.

## 2.1. Bioindykacyjna ocena różnorodności biologicznej

Z powodów praktycznych (a często i teoretycznych) nie jest możliwe zbadanie, zliczenie i określenie liczebności populacji wszystkich gatunków w danym regionie czy ekosystemie, dlatego niemożliwe jest bezpośrednio określenie poziomu różnorodności. Zamiast tego stosuje się miary zastępcze. Istnieją przy tym dwie drogi: albo wybiera się podzbiór gatunków, o których sądzi się, że najlepiej odzwierciedlają całą różnorodność, albo określa się różnorodność siedliskową jako miarę potencjalnej bioróżnorodności (Larsen, Jensen, 2000). Problemem jest odpowiedni dobór gatunków (lub wyższych taksonów), tak aby ich liczba i kondycja niosły informację o całościowo ujętej różnorodności biologicznej. Sugeruje się nawet, że zadanie to jest niewykonalne, gdyż nie ma ogólnej zależności między różnorodnością poszczególnych grup organizmów (Lawton, Gaston, 2001). Jednak zdaniem wielu autorów można określać różnorodność ogólną na podstawie wyboru gatunków. Co więcej, lepiej jest w takim przypadku wybrać zestaw – nawet niewielki – gatunków o bardzo zróżnicowanych wymaganiach ekologicznych, niż długą listę gatunków o podobnych wymaganiach (White, Bratton, 1980; Davis, 1989; Silsbee, Peterson, 1991). W przypadku ekosystemów lądowych uznaje się powszechnie, że liczba gatunków roślin naczyniowych jest dobrą miarą ogólnej różnorodności, gdyż jest silnie skorelowana z liczbą gatunków zwierząt z różnych

grup systematycznych. Za dobre indykatory uznaje się również bezkręgowce, a w szczególności owady, przy czym różne ich grupy mają różną siłę objaśniającą. Za najlepsze wskaźniki ogólnej liczby gatunków uznaje się liczbę gatunków chrząszczy (*Coleoptera*), a w dalszej kolejności *Heteroptera* i *Hymenoptera*. Inne, mniej szeroko ujęte grupy służą do określenia różnorodności na siedliskach otwartych w krajobrazie rolniczym (zwłaszcza duże motyle dzienne oraz trzmiele).

Inne możliwe rozwiązania często proponowane w literaturze to określenia różnorodności na podstawie: (a) wyboru dużych, łatwych do zauważenia gatunków, (b) zliczania wyższych taksonów (np. rodzin), (c) analizy martwych pozostałości (np. muszli małży, skorupki otwornic), (d) analizy zawartości żołądków lub odchodów drapieżników, (e) różnorodności poziomów troficznych lub grup ekologicznych (Chase i inni, 2000).

Powyższe podejścia, choć powszechnie stosowane, wzbudzają liczne wątpliwości teoretyczne, np. (Harper, Hawksworth, 1994; Chase i inni, 2000; Fleishman i inni, 2003):

- 1) wyniki ściśle zależą od wielkości analizowanej powierzchni, co bardzo często uniemożliwia porównania w czasie i przestrzeni;
- 2) nie ma dobrych metod statystycznych testujących różnorodność danej grupy w stosunku do ogólnej różnorodności gatunkowej;
- 3) bogactwo gatunkowe w znacznym stopniu zależy od zróżnicowania siedliskowego (typologicznego i przestrzennego), przy czym zależności te mają najczęściej charakter nieliniowy, co znacznie utrudnia porównanie między regionami;
- 4) poszczególne gatunki odmiennie wykorzystują zasoby, a ich bogactwo gatunkowe w różny sposób zależy od skali analizy, dlatego centra różnorodności różnych grup gatunków nie pokrywają się;
- 5) nie ma jasno określonej zależności między bogactwem gatunkowym a różnorodnością funkcjonalną ocenianą na podstawie analizy sieci troficznych czy grup ekologicznych;
- 6) odpowiednia miara różnorodności biologicznej powinna uwzględniać nie tylko bogactwo gatunkowe i względne obfitości występowania, ale również stopień pokrewieństwa między gatunkami (lub poziom zróżnicowania filogenetycznego).

Istnieją różne sposoby przewyżczenia powyższych ograniczeń. Jednym z możliwych podejść jest metoda M. Chase i innych (2000). Proponuje się w niej uwzględnienie odległości systematycznej gatunków przy określaniu całkowitej różnorodności gatunkowej na podstawie wybranego taksonu wysokiego rzędu (typu lub gromady). Przy konstrukcji wskaźnika autorzy wychodzą z założenia, że np. obszar, na którym występują trzy gatunki blisko ze sobą powiązane i należące do jednego rodzaju jest mniej różnorodny niż ten, na którym występują też trzy gatunki, ale reprezentujące odrębne rodziny. Wprowadzili oni wskaźnik średniej odrębności taksonomicznej. Jest on określony jako średnia odległość na kladogramie między każdą parą analizowanych gatunków, standaryzowana przez liczbę poziomów taksonomicznych w taki sposób, aby różnica między dwoma gatunkami należącymi do dwóch odrębnych jednostek najwyższego poziomu wynosiła 100.

Innym sposobem ograniczenia niepewności stosowania miar zastępczych do określania ogólnej różnorodności jest precyzyjny dobór gatunków służących jako

indykatory. Powinny one reprezentować rozmaite kategorie funkcjonalne, z których najważniejsze to gatunki (Dale, Beyeler, 2001; Carignan, Villard, 2002):

- 1) indykujące *sensu stricto* – ściśle powiązane z innymi gatunkami i przez to mogące określać ich stan i kondycję;
- 2) kluczowe – mające znacznie większy wpływ na funkcjonowanie procesów ekologicznych niż by to wynikało z ich liczebności i biomasy;
- 3) inżynierskie – wyraźnie przekształcające środowisko na własne potrzeby, a przez to modyfikujące warunki życia innych gatunków;
- 4) wielosiedliskowe o dużych areałach osobniczych – wskazujące na możliwości życia gatunków różnych siedlisk;
- 5) łącznikowe – odgrywające kluczową rolę w poszczególnych segmentach sieci troficznej;
- 6) specjalnego zainteresowania – zagrożone, chronione, łowne, symboliczne (zwane często gatunkami flagowymi) itp., ważne ze względu na swój status;
- 7) o ograniczonych możliwościach rozprzestrzeniania się – co wynika albo z ich biologii albo z ograniczonego zestawu odpowiednich siedlisk;
- 8) uwarunkowane obecnością specyficznych zasobów (bazy pokarmowej, mikro-siedlisk).

Powyższe kategorie nie wykluczają się nawzajem. Im dany gatunek można jednocześnie zaliczyć do większej liczby kategorii, tym jego rola indykacyjna jest większa – zarówno w określaniu ogólnej różnorodności systemu, jak i w określaniu bodźców oddziaływających na system.

Innym sposobem podniesienia wiarygodności oceny jest zastąpienie jednego wskaźnika całym ich zestawem, ujmującym zagadnienie wielostronnie. Przykładem może być rozwiązanie wprowadzone w Szkocji, gdzie zastosowano dwie duże grupy wskaźników. Pierwsza to indykatory stanu różnorodności biologicznej. Obejmują one wskaźniki trzech kategorii: (1) kombinacja wskaźników gatunkowych (oceniająca obfitość występowania i różnorodność gatunkową wybranych grup systematycznych), (2) wskaźniki siedliskowe (oceniające powierzchnię i jakość różnych typów siedlisk) oraz (3) wskaźniki funkcjonowania (bazujące na ocenie stanu gatunków kluczowych odzwierciedlających zdrowie i integralność ekosystemów). Druga grupa wskaźników (wskaźniki zainteresowania różnorodnością) dotyczy społeczeństwa i ocenia: (1) znajomość podstawowych zagadnień, (2) społeczne zaangażowanie w ochronę, (3) formalne działania ochronne (SBF, 2004).

Podobne rozwiązanie proponują V. Ciudad i inni (2001). Według nich indykatory różnorodności biologicznej można podzielić na dwie grupy: (1) indykatory oddziaływań i (2) indykatory rezultatu. Te pierwsze, które można traktować jako pośrednie miary różnorodności, są miarami działań mających (lub mogących mieć) wpływ na różnorodność. Obejmują one miary oddziaływań, głównie rolniczych – takich jak użycie pestycydów czy jakość wody. Indykatory rezultatu są bezpośrednimi miarami wybranych charakterystyk różnorodności (np. bogactwo gatunkowe wybranych grup). Taki podział ma charakter zbliżony do założeń metodologicznych systemu OECD, znanego jako system PSR, w którym wyróżnia się trzy grupy wskaźników: presji, stanu i reakcji (OECD..., 1993). Wskaźniki oddziaływań odpowiadają presji, natomiast wskaźniki rezultatu – indykatorom stanu systemu.

## 2.2. Bioindykacyjna ocena integralności ekosystemów

Integralność ekosystemu (grupy ekosystemów lub krajobrazu) oznacza jego zdolność do zachowania składu i poprawnego funkcjonowania w długim okresie i w sposób zbliżony do funkcjonowania układów naturalnych charakterystycznych dla danego regionu. Tak rozumiana integralność obejmuje trzy poziomy odniesienia: skład, strukturę i procesy (Karr, 1991) i odzwierciedla całościowość oraz wzajemne dopasowanie wspólnie ewoluujących składników, reprezentujących różne poziomy organizacji biologicznej oraz różne skale przestrzenno-czasowe (Woodley i inni, red., 1993).

W powyższej definicji trzeba podkreślić dwa założenia silnie wpływające na możliwość zastosowania metod bioindykacyjnych do oceny poziomu integralności. Po pierwsze, z teoretycznego punktu widzenia wzorcową, maksymalną integralność można przypisać jedynie ekosystemom występującym w warunkach pierwotnych (Woodley i inni, red., 1993), choć w rzeczywistości za wzorec przyjmuje się systemy najmniej zmienione przez działalność człowieka. Takich systemów (najlepiej zachowanych) jest stosunkowo mało, a przy tym nie ma jednoznacznych kryteriów, który z nich powinien być bazą odniesienia – powoduje to znaczną subiektywność (Keddy i inni, 1993).

Po drugie, stopnia integralności i poprawności funkcjonowania ekosystemu nie można określić za pomocą jednego wskaźnika prostego, toteż stosuje się zestaw dopełniających się miar, czasem prezentowanych niezależnie a czasem łączonych we wskaźnik złożony. Istnieje przy tym stosunkowo duża dowolność wyboru obiektów i ich cech, które łącznie powinny tworzyć odpowiednią miarę. Jednym z możliwych podejść jest wyróżnienie cech, które mają charakter podstawowy dla integralności (tzw. atrybuty krytyczne). W większości przypadków są one złożone i nie podlegają bezpośredniej ocenie. Dlatego następnym krokiem jest wybór jednej lub kilku ocenianych zmiennych ogólnych (tzn. ważnych dla różnych regionów i różnych typów ekosystemów). W dalszej kolejności dopiero określa się zmienne indykujące (np. gatunki lub grupy ekologiczne), mające charakter regionalny. Taka procedura, dopuszczająca uwzględnianie rozmaitych cech systemów, które mogą interferować ze sobą w bardzo różny sposób, powoduje często, iż wskaźnik złożony prezentuje raczej „szum” niż informację mogącą służyć do porównań (Keddy i inni, 1993). Aby tego uniknąć stosuje się różne ograniczenia formalne. M. Pellant i inni (2000) uważają, że rozwiązaniem idealnym jest użycie zestawu unikatowych indykatorów (gatunków i cech wskaźnikowych) dla każdego typu ekosystemu (ze względu na różne warunki siedliskowe i położenie biogeograficzne). Ważne jest natomiast takie ich dobranie, aby możliwe było pełne porównanie między ekosystemami i regionami – zamiast szukać uniwersalnego zestawu gatunków wskaźnikowych lepiej więc stworzyć uniwersalny wykaz cech takich gatunków, a gatunki dobierać indywidualnie tak, aby spełniały określone wymagania.

Okazuje się jednak, że istnieje wyraźna różnica w podejściu do określania integralności ekosystemów wodnych i ekosystemów lądowych. W przypadku tych pierwszych Indeks Biologicznej Integralności obejmuje trzy wymiary: (1) siedliskowy (w tym cechy hydrologiczne), (2) chemiczny (w tym charakter osadów i skład chemiczny wody) i (3) biologiczny (Karr i inni, 1986). Tylko ten ostatni wymiar jest



określany za pomocą bioindykacji. Uwzględnia się przy tym bogactwo gatunkowe, strukturę troficzną, liczebność (obfitość występowania) i kondycję zgrupowań ryb, dużych bezkręgowców dennych i peryfitonu. Tu trzeba podkreślić, że fizjologiczne i anatomiczne reakcje wybranych grup bezkręgowców dennych (np. *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Ephemeroptera*) można także wykorzystywać do bezpośredniej indykacji czynników środowiskowych (takich jak temperatura, zawartość metali i pestycydów), co uzupełnia syntetyczną ocenę integralności. Na uwagę zasługuje przy tym fakt, iż rośliny naczyniowe nie są standardowo uwzględniane przy konstrukcji wskaźnika integralności biologicznej ekosystemów wodnych, choć wiele prac szczegółowych wskazuje na ich wysoki walor indykacyjny. Próbę konstrukcji wskaźnika wykorzystującego głównie różnicowanie florystyczne podjęli M. Ferreira i inni (2005). Ich miara uwzględniała aspekt składu (określony na podstawie liczby gatunków brzegowych, gatunków wodnych i gatunków jednorocznych), aspekt funkcjonalny, związany z bezpośrednim oddziaływaniem człowieka (na podstawie obfitości *Arundo donax*, liczby gatunków obcego pochodzenia i gatunków ruderalnych) oraz trofię układu (liczba gatunków nitrofilnych).

Liczba prac poświęconych ocenie integralności ekosystemów lądowych jest znacznie mniejsza niż w przypadku ekosystemów wodnych. Niemniej jednak warto podkreślić, że poza wykorzystywaniem różnicowania florystycznego w sposób podobny jak we wcześniej cytowanej pracy M. Ferreira i innych (2005), stopień integralności ocenia się też na podstawie różnicowania ornitofauny. Jednym z częściej wykorzystywanych indykatorów jest udział i różnicowanie ekologiczne ptaków drapieżnych. Inną grupą systematyczną mającą wysoki walor indykacyjny są ptaki wróblowate (*Passeriformes*). M. Santos i J. Cabral (2003) stwierdzają dużą przydatność grup funkcjonalnych ptaków wróblowatych do oceny integralności krajobrazu rolniczego. Podkreślają przy tym wysoką wiarygodność i porównywalność wyników ze względu na: (1) znaczne zagęszczenia poszczególnych grup gatunków, (2) ich pośrednią rolę w łańcuchach pokarmowych, (3) łatwość i niskie koszty obserwacji, (4) silny związek z typem funkcjonowania krajobrazu, (5) szybką reakcją na zmiany sposobu użytkowania.

Ostatnio podjęto również próby zbudowania wskaźników integralności na podstawie różnicowania entomofauny. Jak wynika z przykładów – co prawda nielicznych – na podstawie udziału poszczególnych grup funkcjonalnych (reducenti, pasożyty, roślinożercy, drapieżniki, owady zapylające) można określić podstawowe aspekty integralności, czyli skład, strukturę i funkcjonowanie ekosystemu (Kimberling, Karr, 1998).

### 2.3. Bioindykacyjna ocena zanieczyszczenia metalami ciężkimi

Jednym z ważniejszych zastosowań bioindykacji jest określanie poziomu zanieczyszczeń na podstawie reakcji świata żywego. Specjaliści zajmujący się tą dziedziną posługują się specyficzną terminologią i zawężają wyraźnie znaczenie poszczególnych określeń. W tej dziedzinie bioindykacji wyróżnia się dwie kategorie indykatorów. Pierwszą z nich określa się nazwą „wskaźniki ekologiczne”. Są to gatunki lub zgrupowania gatunków, których obecność i obfitość świadczy o występowaniu i poziomie określonych zanieczyszczeń. Przydatność wskaźni-



ków ekologicznych jest szczególnie wysoka przy określaniu wpływu zanieczyszczeń powietrza na funkcjonowanie ekosystemów i zmiany różnorodności biologicznej (Bosch, Pinborg, 2003). Drugą kategorię tworzą „bioindykatory” rozumiane jako gatunki, u których występuje jednoznaczna relacja między dawką zanieczyszczeń a reakcją. W obrębie tej kategorii wyróżnia się dwie grupy: indykatory reagujące (zwane też bioindykatorami właściwymi – Mertens i inni, 2005), które wykazują wyraźne i mierzalne reakcje morfologiczne – np. uszkodzenia liści – na określone poziomy zanieczyszczeń, oraz indykatory akumulujące (zwane także biomonitorami – Mertens i inni, 2005), wyróżniające się podwyższoną zawartością określonych związków chemicznych. Na podstawie analizy bioindykatorów można więc określić stan zanieczyszczenia środowiska (Klumpp, red., 2004). Ten pogląd nie jest jednak powszechnie i bezkrytycznie przyjmowany. Wątpliwości najdobitniej przedstawił Stefano Loppi na forum dyskusyjnym na łamach International Lichenological Newsletter, stwierdzając, że za pomocą bioindykatorów nie mierzy się zanieczyszczeń, lecz ich efekty, pokazując odchylenia fizjologiczne i anatomiczne od stanu „normy” (Van Haluwyn, 1999). Podobne zastrzeżenia zgłaszają J. Mertens i inni (2005), stwierdzając, że nieprawidłowe jest np. określanie zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi na podstawie akumulacji tych metali w tkankach różnych organów roślin.

Mimo licznych zastrzeżeń podkreśla się zalety takich wskaźników, a zwłaszcza możliwość wczesnego wykrycia zagrożeń substancjami toksycznymi dla zdrowia człowieka (na podstawie obserwacji uszkodzeń roślin wrażliwych gatunków) oraz możliwość łatwego określania biologicznych efektów zróżnicowanych i synergistycznie oddziałujących substancji (Arndt i inni, 1987).

Bioindykatory stosuje się powszechnie w monitoringu stanu środowiska. W związku z różnicami metodycznymi stosuje się podział na bioindykatory pasywne i aktywne. Pasywne obejmują organizmy (lub ich zgrupowania) występujące w danym miejscu naturalnie i spontanicznie, natomiast aktywne dotyczą osobników pochodzących z innych miejsc i przenoszonych na miejsce monitorowane na określony czas (Arndt i inni, 1987; Zimmermann, Umlauff-Zimmermann, 1994; Bosch, Pinborg, 2003). Terminologia ta jest często krytykowana; ostatnio proponuje się używanie terminów – bioindykatory rodzime i transplantowane (Van Haluwyn, 1999).

W indykacji zanieczyszczeń rzadko wykorzystuje się organizmy zwierzęce, natomiast lista indykatorów roślinnych i porostowych jest ciągle rozbudowywana. Szeroki przegląd grup systematycznych, ich właściwości i przydatności zawiera opracowanie Światowej Organizacji Zdrowia (Mulgrew, Williams, 2000).

## 2.4. Bioindykacyjna ocena zmian użytkowania ziemi

W najszerszym ujęciu zmiany użytkowania ziemi (w tym także procesy regeneracji i degeneracji ekosystemów i ich kompleksów) obejmują dwa odmienne procesy, wymagające różnych sposobów oceny. Pierwszy dotyczy przestrzennych zmian pokrycia terenu różnymi typami użytkowania, drugi zaś wiąże się ze zmianą sposobu i intensywności użytkowania w ramach tej samej formy pokrycia ziemi. W pierwszym przypadku najefektywniejszym narzędziem oceny są metryki

krajobrazowe (o których będzie mowa w kolejnym rozdziale), często uzupełnione o indykatory zwierzęce obejmujące gatunki wielośrodowiskowe. Natomiast w drugim – bioindykacja wykorzystuje gatunki związane z poszczególnymi typami ekosystemów lub też szczególnie wrażliwe na jednoznacznie określone oddziaływania.

Liczne obserwacje podsumowane przez W. Büchsa (2003) wskazują, że dynamikę zmian intensywności użytkowania ziemi w poszczególnych ekosystemach najefektywniej można śledzić dwutorowo: za pomocą indykatorów roślinnych i indykatorów zwierzęcych. W przypadku ekosystemów zlokalizowanych w krajobrazie rolniczym wskaźniki roślinne (np. skład florystyczny zbiorowisk chwastów upraw polnych, zbiorowisk miedz i zbiorowisk łąkowych) odgrywają rolę miar zastępczych intensywności sposobu uprawy roli, wykorzystania łąk i pastwisk oraz stadiów sukcesyjnych na terenach wyłączonych z użytkowania. Odzwierciedlają one długofalowe trendy i są stosunkowo mało wrażliwe na przypadkowe wahania wynikające z przyczyn naturalnych i antropogenicznych. W przeciwieństwie do nich indykatory zwierzęce (przede wszystkim bezkręgowce glebowe i napowierzchniowe) reagują również na bardziej subtelne i krótkofalowe zmiany. Najczęściej rolę indykacyjną pełnią pająki i chrząszcze (wrażliwe na przykład na zmiany mikroklimatu), zgrupowania *Collembola*, *Auchenorrhyncha* oraz *Enchytraeidae* reagujące na stres chemiczny w glebie i inne typy zakłóceń (Didden, Rombke, 2001; Markert i inni, 2003; Sepp i inni, 2005). Właściwie większość grup (systematycznych i ekologicznych) bezkręgowców można wykorzystywać do bioindykacji, uważa się jednak, że najlepiej tę rolę będą spełniać jednostki systematyczne o następujących właściwościach (Didden, Rombke, 2001; Büchs, 2003):

- 1) kluczowa rola w funkcjonowaniu systemu, co znaczy, że reakcja na bodźce jest reprezentatywna dla reakcji całego systemu; szczególnie efektywne są grupy, które z jednej strony są konsumentami pierwszego rzędu i funkcjonują jako wektory przenoszenia chorób roślin (przez co wpływają na skład gatunkowy i wydajność procesów produkcji szaty roślinnej), a z drugiej – są bazą pokarmową bezkręgowców drapieżnych i gospodarzami pasożytoidów;
- 2) występowanie w wielu ekosystemach i wielu regionach, tak aby możliwe były porównania między miejscami;
- 3) duża liczba gatunków o zbliżonych wymaganiach i ich wysokie zagęszczenie, zmieniające się w zależności od typu i natężenia oddziaływań antropogenicznych, co ułatwia badania i wnioskowanie, przede wszystkim na podstawie zmian gatunkowej struktury dominacyjnej oraz zmian dominującej strategii życiowej;
- 4) reagowanie na znaczną liczbę czynników stresu, niezależnie od przenoszącego je medium (roztwory glebowe, cząstki stałe i gazowe);
- 5) możliwość hodowli w warunkach laboratoryjnych, co umożliwia testowanie zależności.

Te warunki ogólne są często modyfikowane i uszczegółowiane w zależności od konkretnego celu badań i powiązań z innymi wskaźnikami w ramach przyjętego ogólnego schematu indykacji.

Bioindykacyjne oceny zmian użytkowania ziemi rozwinęły się na gruncie znanych od dawna metod oceny stanu środowiska za pomocą wskaźników biologicznych, głównie roślinnych. W obu podejściach wykorzystuje się najczęściej wspólne podstawy teoretyczne, metody obserwacyjno-pomiarowe i sposoby obliczania wskaźników podstawowych. Szczególnie silne powiązania dotyczą biologicznych wskaźników sanitarnego stanu wody oraz oceny charakteru warunków ekologicznych siedliska za pomocą tak zwanych skal gatunkowych, w tym Ellenberga (por. rozdz. 3.1).

W niniejszym rozdziale przedstawiono założenia teoretyczne bioindykacji i niektóre z możliwości wykorzystania organizmów żywych jako wskaźników różnych cech ekosystemów i elementów środowiska przyrodniczego. Rozdział ten stanowi tło do dalszych szczegółowych rozważań nad rolą i wykorzystaniem trzech grup wskaźników: geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych do indykacji składowych środowiska na poziomie fitocenoz i jednostek krajobrazowych (por. rozdz. 3).

### 3. Charakterystyka i przykłady zastosowań wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych

Ze względu na silne powiązania między szatą roślinną a glebą oraz na dużą zdolność tych komponentów do indykowania stanu środowiska, w badaniach podstawowych i stosowanych bardzo często wykorzystuje się wskaźniki geobotaniczne, krajobrazowe i glebowe.

**Wskaźniki geobotaniczne** dotyczą indykacji stanu i przemian samej roślinności, jak również indykacji stanu i przemian warunków środowiska abiotycznego przy wykorzystaniu wielu różnych skal gatunkowych (m.in. Ellenberg i inni, 1991; Lindacher, red., 1995). Elementarnymi (prostymi) obiektami indykującymi – zwanymi często indykatorami elementarnymi są tutaj populacje gatunków roślin naczyniowych runa, a złożonymi obiektami indykującymi (indykatorami złożonymi) – ekologiczne grupy gatunków i zbiorowiska roślinne zaklasyfikowane do określonych jednostek fitosocjologicznych<sup>1</sup>.

**Wskaźniki krajobrazowe** (o charakterze prostym lub złożonym) wykorzystują złożone obiekty indykujące poprzez indykatory złożone (jednostki krajobrazowe roślinności) i mogą służyć m.in. do oceny różnorodności biologicznej, stopnia syntropizacji krajobrazu oraz struktury powierzchniowej krajobrazu. Te dwie grupy wskaźników bazują na koncepcji nadinformatywności roślinności (termin Kostrowickiego, 1976)<sup>2</sup> i mogą być łącznie stosowane w analizach fitoindykacyjnych.

**Wskaźniki glebowe** wykorzystują m.in. takie cechy gleb jak: troficzność, wilgotność, zakwaszenie – odczyn gleby, udział metali ciężkich i pojemność sorpcyjną gleb (wskaźniki glebowe bezpośrednie), jak również stratygrafię warstw litologicznych oraz kopalne i współczesne poziomy glebowe (wskaźniki glebowe pośrednie) – ocena środowiska fizycznogeograficznego na podstawie wskaźników glebowych to pedoindykacja (ryc. 4).

W dalszej części rozdziału omówiono – dla każdej grupy wskaźników – podstawy teoretyczne, schemat ich konstruowania oraz możliwości zastosowań na wybranych przykładach.

#### 3.1. Wskaźniki geobotaniczne

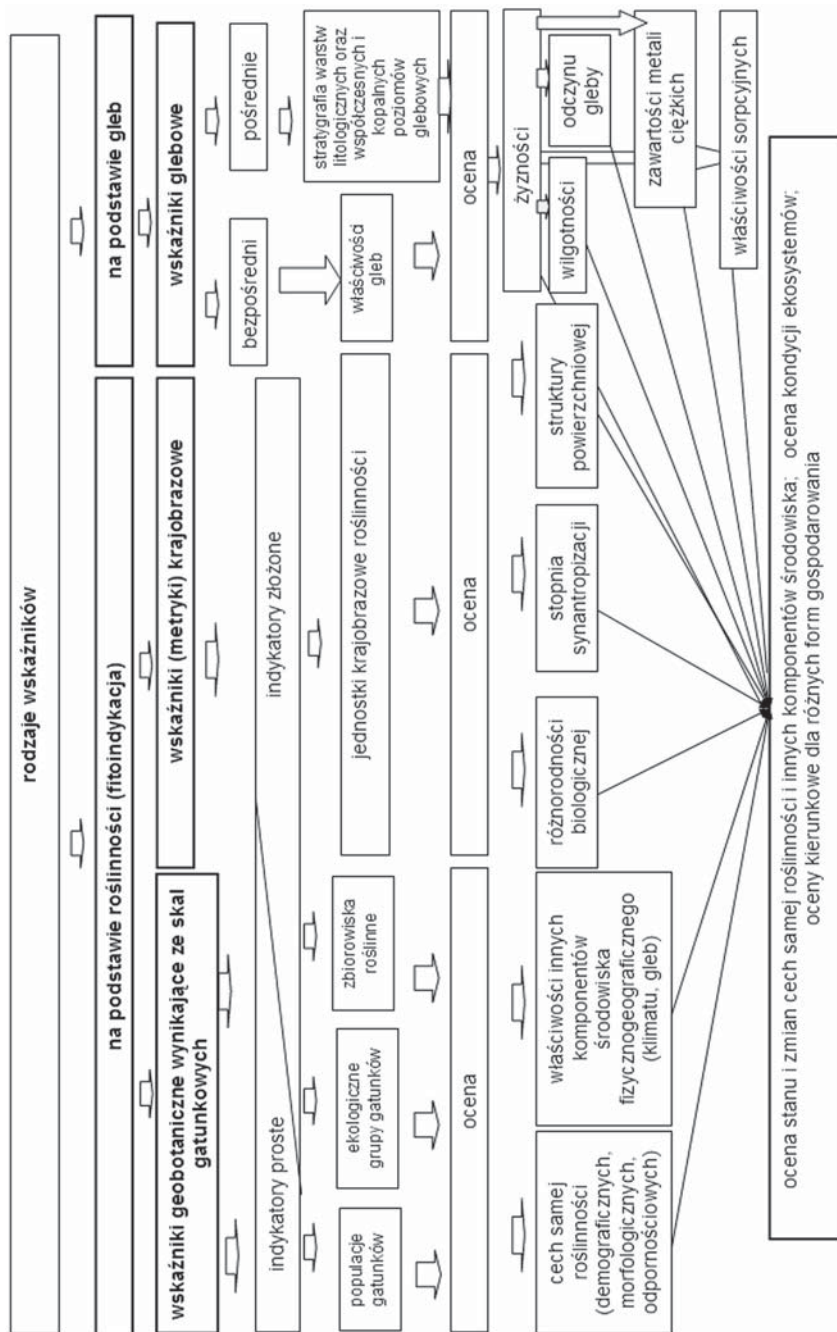
##### 3.1.1. Podstawy teoretyczne

Każdy gatunek roślin ma właściwy sobie ustrój ekologiczny (konstytucję ekologiczną), to znaczy zespół właściwości i cech, które kształtują jego wymagania ekologiczne i pozwalają mu na zajmowanie określonego środowiska; są to m.in.

---

<sup>1</sup> Nazewnictwo jednostek fitosocjologicznych przyjęto na podstawie *Przewodnika do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski* (Matuszkiewicz W., 2001).

<sup>2</sup> Nadinformatywność – oznacza zdolność wskaźnikową flory i roślinności nie tylko własnego stanu (autoindykacja), ale wraz z zestawem cech diagnostycznych – pozwala określić stan i procesy zachodzące w tych składowych środowiska, które są dla niej ekologicznie istotne (m.in. pedoindykacja, hydroindykacja) – A.S. Kostrowicki, Z. Wójcik (1972).



Ryc. 4. Rodzaje wskaźników i ich zastosowania

właściwości budowy zewnętrznej i wewnętrznej, biologia rozmnażania, sposób rozprzestrzeniania diaspor, funkcje odpornościowe i wiele innych. Od ustroju ekologicznego danego gatunku (taksonu) zależy więc, jakie warunki ekologiczne muszą być spełnione by mógł on występować w określonym miejscu. Jeśli jego właściwości pasują do tych warunków mówimy, że jest on przystosowany do danego środowiska. Poszczególne cechy gatunku pasujące do danych warunków, w różny sposób wyrażone – fizjologicznie, morfologicznie lub anatomicznie – przyjęto nazywać przystosowaniami (Podbielkowski, Podbielkowska, 1992). Te cechy decydują o tym, że gatunki roślin występując w określonym miejscu, są „bezpieczne”, wygrywają konkurencję z sąsiadami, lepiej „czują” się w sąsiedztwie jednych, a inne są dla nich „nieprzyjazne”.

To powoduje, że zarówno flora (gatunki roślin) jak i roślinność (zbiorowiska) wyróżniają się specyficzną właściwością – nadinformatywnością, pozwalającą na określenie tych komponentów środowiska przyrodniczego, z którymi są ekologicznie związane.

Wraz z rozwojem badań w zakresie ekologii, anatomii i fizjologii roślin, coraz lepiej poznawano gatunki i ich budowę, siłę konkurencji, a zatem sposoby i możliwości przystosowań do różnych warunków środowiska. Jednocześnie szybko rozwijając się zaczęła nauka o zbiorowiskach roślinnych – fitosocjologia. Na gruncie tych nauk i wcześniejszych doświadczeń powstała geobotaniczna fitoindykacja środowiska (m.in. Kostrowicki, 1971; Roo-Zielińska, 2004; Wójcik, 1983).

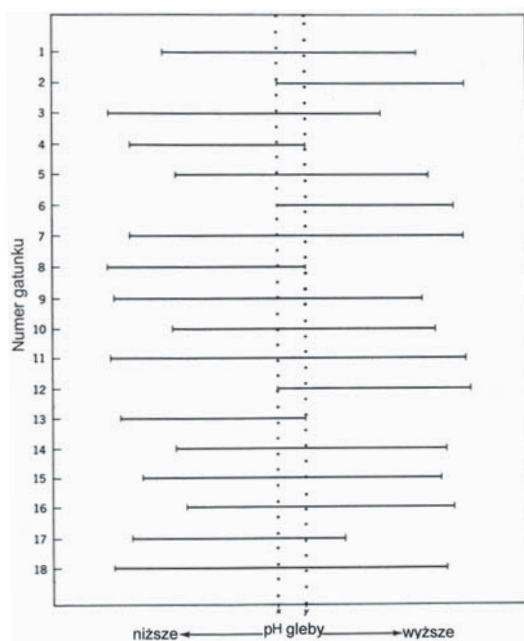
Zdolność wskaźnikowa roślin dotyczy jedynie tych cech i elementów środowiska, które są dla nich ekologicznie istotne. Warunki klimatyczne (natężenie światła, temperatura powietrza, stopień kontynentalizmu) i czynniki glebowe (m.in. wilgotność, kwasowość, zawartość azotu i żyzność) bezpośrednio oddziałują na roślinność, zatem może być ona doskonałym wskaźnikiem tych warunków. Należy przy tym podkreślić, że amplituda ekologiczna gatunków uwzględniająca konkurencję z „sąsiadami” współbytującymi w przyrodzie jest zwykle węższa niż rzeczywiste amplitudy ich potencjalnych możliwości życiowych określane w laboratorium w próbach wazonowych (Falińska, 2004).

Diagnozowanie warunków środowiska abiotycznego na podstawie występowania określonych gatunków roślin o znanych wymaganiach ekologiczno-siedliskowych na ogół wahających się w ograniczonym zakresie jest podstawą podejścia autekologicznego. W metodzie synekologicznej wskaźnikami są nie gatunki roślin, lecz ich zbiorowiska. Okazało się bowiem, że amplituda ekologiczna (czyli zakres tolerancji) zbiorowisk roślinnych jest z reguły węższa niż poszczególnych gatunków; zbiorowiska są zatem czulszymi wskaźnikami warunków środowiska niż poszczególne gatunki wchodzące w ich skład (Küchler, Zonneveld, red., 1988) – rycina 5.

Warto podkreślić, że struktura roślinności oraz jej zmiany w przestrzeni i czasie w powiązaniu z warunkami środowiskowymi były głównym tematem ekologii roślin przez cały XX wiek. Wyniki analiz roślinności i warunków siedliskowych, w której bytuje – wykazują ciągłą zmienność wzdłuż gradientu środowiskowego, którą można opisać przez uporządkowanie (ordynację) według określonego czynnika, lub kilku czynników ekologicznych (model ciągłości tzw. **kontinuum**) – R.H. Whittaker (1956, 1960, 1973). Jednocześnie wzdłuż tego gradientu gatunki



tworzą ugrupowania, co pozwala na ich klasyfikację i wyróżnianie nie tylko grup ekologicznych gatunków, ale także zbiorowisk roślinnych (model nieciągłości tzw. **diskontinuum**) – F.E. Clements (1916, 1936); M.P. Austin (1987). Te dwie koncepcje nie wykluczają się, a zróżnicowanie rozmieszczenia gatunków wzdłuż gradientu środowiskowego oscyluje między kontinuum i diskontinuum (Webb, 1954; Falińska, 1997). Model ciągłości (kontinuum) jest podstawą koncepcji **szeregów ekologicznych**, a model nieciągłości (ostrych gradientów środowiskowych) – koncepcji **ekologicznych grup gatunków**. Z modeli tych wywodzą się podstawy metodyczne skal fitoindykacyjnych (Roo-Zielińska, 2004).



Ryc. 5. Tolerancja ekologiczna gatunków i zbiorowiska roślinnego względem odczynu gleby (pH). 1–18 – numery gatunków

Źródło: Küchler, Zonneveld, red., 1988.

Na podstawie kombinacji grup ekologicznych (gatunków roślin o podobnej konstytucji ekologicznej) występujących w danym zbiorowisku, przy wykorzystaniu zdjęć fitosocjologicznych można określać warunki, w jakich to zbiorowisko występuje. Według obecności jednych, a braku innych grup ekologicznych można zdjęcia porządkować ustawiając je we wspomniane już szeregi ekologiczne, np. od zbiorowisk występujących na siedliskach bogatych w węglan wapnia – zasadowych przez obojętne, słabo kwaśne aż do silnie kwaśnych; od zbiorowisk siedlisk wilgotnych, przez coraz suchsze aż do skrajnie suchych. Na podstawie takich zestawień można wydzielać jednostki roślinności o określonych wymaganiach siedliskowych, a więc i jednostki siedliskowe (Wójcik, 1983).

Warto zauważyć, że grupy ekologiczne gatunków, związanych z siedliskami pod jakimś względem skrajnymi (gatunki kalcyfilne, acydofilne, hydrofilne, nitrofilne itp.) pokrywają się w dużej mierze z grupami gatunków charakterystycznych i wyróżniających jednostek fitosocjologicznych, które mają swoją wyraźną charakterystykę ekologiczną. Według J. Braun-Blanqueta (1951), a także W. Matuszkiewicza (2001) gatunki charakterystyczne mogą więc być subtelnymi wskaźnikami ekologii zbiorowiska roślinnego, co w swoich badaniach wykorzystała także Roo-Zielińska (2004).

Podstawą większości współczesnych opracowań fitoindykacyjnych są tzw. „listy ekologicznych liczb wskaźnikowych gatunków roślin”. Są to zestawienia gatunków wraz z liczbami wyrażającymi reakcję (amplitudę ekologiczną) gatunków na określony czynnik siedliskowy, lub z symbolami określającymi cechę gatunku świadczącą o przystosowaniach do środowiska (np. jego formę biologiczną, czy budowę anatomiczną).

Pierwsze ekologiczne skale liczb wskaźnikowych pojawiły się w latach 1950. niemal równoległe. Na zamówienie rządu niemieckiego powstał, z potrzeby praktycznej, pierwszy dla Niemiec Zachodnich system liczb wskaźnikowych opracowany przez niemieckiego botanika – H. Ellenberga (1952, 1956). Tańsza bowiem okazała się ocena dla rolnictwa cech gleb na podstawie gatunków roślin niż na podstawie kosztownych bezpośrednich pomiarów glebowych. Natomiast w byłym Związku Radzieckim ukazało się interesujące studium geobotaniczno-indykacyjne L.G. Ramińskiego i innych (1956) pt. *Ocena ekologiczna zasobności siedlisk na podstawie pokrywy roślinnej*, opracowane dla różnych niżowych regionów europejskiej części byłego ZSRR, a oparte na odmiennych, niż powyższa skala, założeniach teoretycznych i metodycznych (Roo-Zielińska, 2004).

Powszechnie przyjęta w Europie Środkowej, ale także poza nią, jest skala liczb wskaźnikowych H. Ellenberga (1974, 1979; z innymi – 1991). Jej zastosowanie i przydatność są opisywane w licznych publikacjach, szczególnie w Niemczech (Dierschke, 1994) i Holandii (Schaffers, Sykora, 2000; van der Maarel, 1993), a także we Włoszech (m.in. Celesti-Grappo i inni, 1993; Pignatti i inni, 2001), Szwecji (Diekmann, 1995, 2003; Gustafsson, 1994) i w Polsce (Degórski, 1982, 1984; Roo-Zielińska, 2000, 2004; Roo-Zielińska, Solon, 1990; Wójcik, 1983). Jak jednak zauważa sam autor skali (Ellenberg i inni, 1991), im większy geograficzny dystans dzieli badaną powierzchnię od objętej analizą, tym większe jest ryzyko popełnienia błędu. Gatunki roślin mogą bowiem mieć nieco różne spektra ekologiczne w różnych częściach swojego zasięgu (arealu). Dlatego w wielu krajach opracowano skale lokalne wyrażające diagnozy siedliskowe „własnych flor”, wzorując się na koncepcji i idei Ellenberga, np. dla flory: Polski (Zarzycki i inni, 2002), Szwajcarii (Landolt, 1977), Wschodnich Niemiec (Frank, Klotz, red., 1990), Rumunii (Kovacs, 1979) i Wielkiej Brytanii (Hill i inni, 1999; Thompson i inni, 1993).

W prezentowanym opracowaniu do oceny większości cech środowiskowych zastosowano skalę liczb wskaźnikowych Ellenberga, z kilku powodów:

- 1) jest szeroko stosowana nie tylko w Europie środkowej, ale także poza nią, stwarza więc możliwości porównania wyników własnych badań z literaturą zawierającą analizę danych w dużej skali geograficznej;



- 2) skala Ellenberga wydaje się bardziej czuła niż pozostałe porównywane skale – składa się bowiem z 9 stopni (w przypadku wilgotności z 12), gdy skala Zarzyckiego (Zarzycki i inni, 2002) dla flory Polski jest 5-stopniowa i podaje amplitudy ekologiczne wymagań gatunków, co komplikuje operacje matematyczne;
- 3) system liczb wskaźnikowych Ellenberga znalazł wiele zastosowań w praktyce (leśnictwie, rolnictwie, planowaniu przestrzennym, a także w monitorowaniu wielu składowych środowiska geograficznego (Roo-Zielińska, 2004).

Jak zasygnalizowano we wstępie, dzięki komputeryzacji łatwiejsze i szybsze stało się opracowywanie i rozpowszechnianie wielkiej liczby danych w postaci cyfrowej, wzrosło też możliwości ich standaryzacji.

W roku 1995 ukazało się obszerne opracowanie PHANART *Database of Central European Vascular Plants* pod redakcją R. Lindachera wydane przez Instytut Geobotaniki w Zurychu, w którym zgromadzono i zestawiono informacje z 19 publikacji. Dotyczą one 7300 taksonów (gatunków) roślin naczyniowych środkowej Europy, z których każdy został scharakteryzowany na podstawie 44 cech, poddanych porządkowaniu różnego typu. W postaci symboli podano cechy biologiczne, demograficzne, odpornościowe i inne, a wymagania ekologiczne gatunków roślin wycechowano na podstawie ekologicznych skal liczb wskaźnikowych Ellenberga i Landolta. W ten sposób utworzona została obszerna baza cech wskaźnikowych gatunków roślin, wykorzystana w prezentowanych badaniach (por. rozdz. 3.1.2, tab. 9).

Pierwsza grupa cech dotyczy przystosowań morfologiczno-anatomicznych i fizjologicznych gatunków, tu też mieszczą się cechy odpornościowe na wpływy antropogeniczne. Cechy przystosowawcze dotyczące samych gatunków roślin są podstawą m.in. ich klasyfikacji socjo-ekologicznej. Często bowiem przy charakterystyce ekologicznej gatunku podaje się nie tylko parametry poszczególnych czynników środowiskowych, lecz także typy zbiorowisk roślinnych, w jakich występują – na przykład w zbiorowisku leśnym, łąkowym lub polnym. W ten sposób amplituda autekologiczna gatunku zostaje wzbogacona o amplitudę synekologiczną. Pierwsza odzwierciedla stosunek gatunku do czynników abiotycznych, a druga do sąsiadów, a więc ukazuje możliwości współbywania z innymi gatunkami w danym miejscu (Falińska, 2004; Grime, 1979; Harper, White, 1970, 1974; Lindacher, red., 1995). Wyraża to skala tzw. przynależności socjo-ekologicznej gatunków roślin opracowana przez W. Kunicka (1974) – por. rozdział 3.1.2, tabela 9.

Druża grupa cech związana jest z wymaganiami siedliskowymi – tzw. amplitudą ekologiczną, czyli spektrum występowania gatunków roślin w określonych warunkach środowiska fizycznogeograficznego (tab. 2, ryc. 6). W prezentowanym opracowaniu zastosowano skalę Ellenberga względem sześciu czynników środowiska fizycznogeograficznego – trzech klimatycznych (światła L, temperatury T, kontynentalizmu K) oraz trzech edaficznych (wilgotności gleby F, jej odczynu R oraz zaopatrzenia w azot N). Ekologiczną reakcję gatunków w stosunku do sześciu wymienionych cech środowiska oszacowano w skali 9-stopniowej, przy czym 1 oznacza najniższe, a 9 – najwyższe natężenie danego czynnika. Tylko dla liczby wilgotności F skala jest 12-stopniowa, bowiem trzy stopnie dotyczą roślin wodnych (sposobu ukorzenia się). Ponadto wykorzystano dwie 5-stopniowe skale Landolta (1977), których zabrakło w systemie liczb wskaźnikowych Ellenberga,

są to: ocena zawartości materii organicznej w glebie (H) oraz wspólna diagnoza jej związku (składu mechanicznego) i przewietrzania (D) – por. rozdział 3.1.2, tabela 2.

Tabela 2. Wykaz najczęściej stosowanych klasyfikacji cech i wskaźnikowych skal gatunków roślin

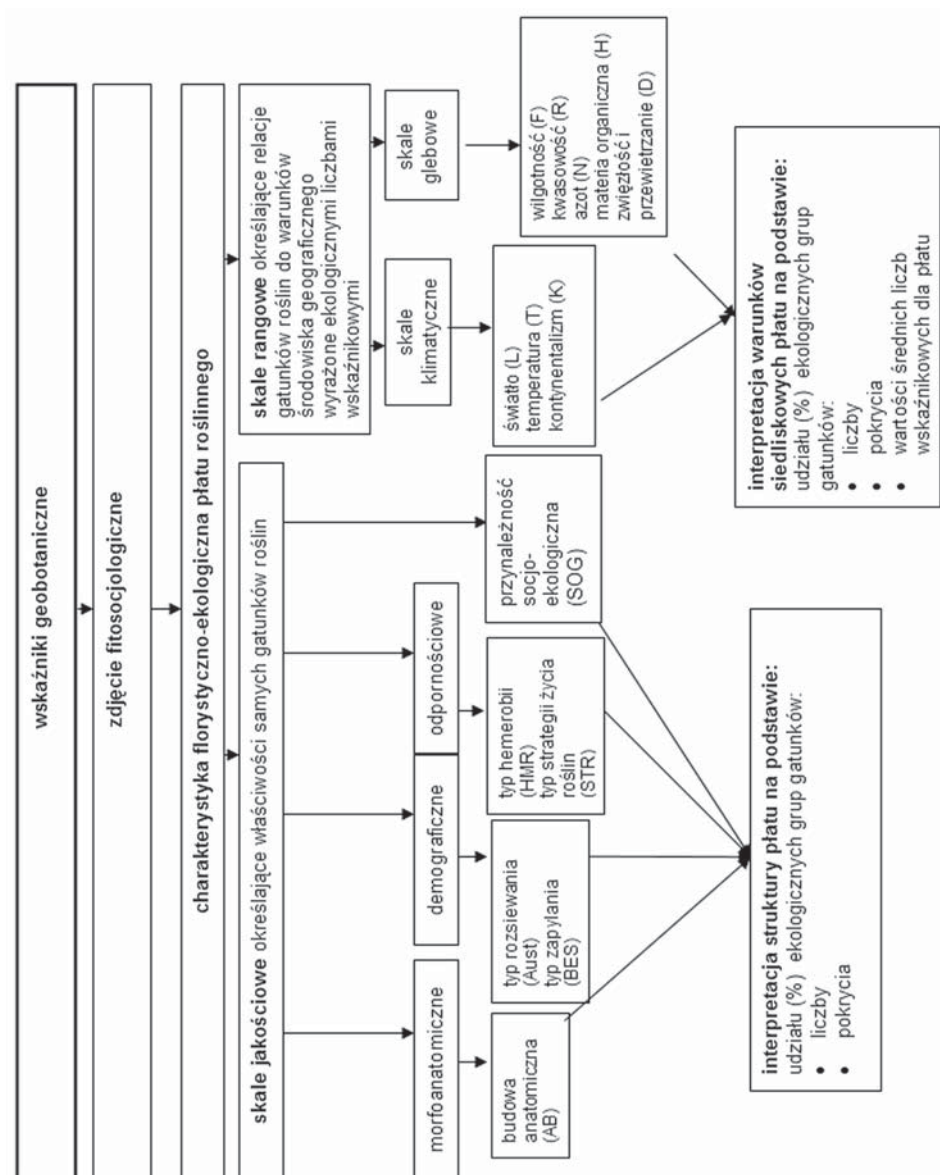
Symbol	Klasyfikacje i skale	Źródło oryginalne
Przystosowawcze cechy morfoanatomiczne		
AB	budowa anatomiczna	Ellenberg (1979)
Cechy geobotaniczne		
SOG	przynależność socjo-ekologiczna	Kunick (1974)
Miary odporności gatunków		
STR	typ strategii życia roślin	Grime (1979); Frank, Klotz (1988)
Gatunkowe skale klimatyczne		
L	światło	Ellenberg i inni (1991)
T	temperatura	Ellenberg i inni (1991)
K	stopień kontynentalizmu	Ellenberg i inni (1991)
Gatunkowe skale warunków glebowych		
F	wilgotność	Ellenberg i inni (1991)
R	kwasowość	Ellenberg i inni (1991)
N	zawartość azotu	Ellenberg i inni (1991)
H	zawartość humusu	Landolt (1977)
D	zwięzłość i przewietrzanie	Landolt (1977)

Opracowano na podstawie: Lindacher, red. (1995); Frank, Klotz (1988).

Warto w tym miejscu podkreślić, że wraz z rozwojem fitoindykacji i różnych systemów liczb wskaźnikowych nastąpił „zwrot” w kierunku grup ekologicznych wyróżnianych na podstawie wartości liczb wskaźnikowych wyrażających diagnozy siedliskowe gatunków (m.in. Diekmann, Falkengren-Grerup, 1998, 2002; Roo-Zielińska, 2003a, b; van der Maarel, 1993).

Według definicji przyjętej w tej pracy wskaźnikami geobotanicznymi są populacje gatunków roślin, ich grupy o podobnych cechach przystosowawczych oraz wymaganiach ekologicznych oraz budowane przez nie zbiorowiska roślinne (fitocenozy) reagujące na obecność lub natężenie danego czynnika bądź zespół warunków środowiskowych zmianami strukturalno-dynamicznymi, takimi jak: (1) zmiany udziału osobników o różnej kondycji w populacji, (2) różny udział gatunków o różnych wymaganiach ekologicznych lub różnej biologii w fitocenozie, (3) zmiany kombinacji gatunkowej, składu i proporcji gatunków lub ich grup ekologicznych, czy form morfologicznych (Faliński, 1991; Roo-Zielińska, 2004).

W prezentowanym rozdziale narzędziem oceny wybranych cech środowiska przyrodniczego są populacje gatunków roślin naczyniowych warstwy runa, ich grupy (o podobnych cechach przystosowawczych i wymaganiach siedliskowych) oraz tworzone przez nie zbiorowiska roślinne (fitocenozy). Nie uwzględniono w analizie fitoindykacyjnej mszaków i porostów oraz warstwy drzew i krzewów



Ryc. 6. Schemat konstruowania wskaźników geobotanicznych

(zostały one wzięte pod uwagę tylko wówczas, gdy siewki oraz stadia juwenilne znajdowały się w warstwie runa). Drzewa (w mniejszym stopniu krzewy) są często sadzone, ich korzenie penetrują głębsze poziomy gleby i eksploatują inne środowisko niż rośliny zielne. Gatunki drzew mogą też wskazywać na ontogenetyczne przesunięcia ich odpowiedzi na warunki środowiska we wczesnych stadiach życia (Diekmann, 1994; Kowarik, Seidling, 1989).

Przy wykorzystaniu metod z zakresu fitoindykacji, stosuje się różne techniki przeliczeń, przyjmując zawsze za podstawę zdjęcie fitosocjologiczne reprezentujące określony płat roślinny. Mogą to być: (1) udziały (%) liczby i/lub pokrycia gatunków w stosunku do wszystkich gatunków roślin naczyniowych w zdjęciu, (2) udziały (%) ekologicznych grup gatunków, czy (3) najczęściej stosowane wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych, będące syntetyczną miarą wymagań siedliskowych analizowanych płatów – rycina 6.

Wszystkie wykorzystane w tym opracowaniu skale – zarówno jakościowe dotyczące cech przystosowawczych gatunków roślin, jak i rangowe (ekologiczne skale liczb wskaźnikowych) – zostały szczegółowo omówione w rozdziale 3.1.2.

W opracowaniu pt. *Fitoindykacja jako narzędzie oceny środowiska fizycznogeograficznego. Podstawy teoretyczne i analiza porównawcza stosowanych metod* (Roo-Zielińska, 2004) czytelnik znajdzie wiele uzupełniających informacji do treści tego rozdziału: historię rozwoju fitoindykacji (w tym koncepcji skal i liczb wskaźnikowych), a przede wszystkim wyczerpującą charakterystykę cech środowiskowych, które mogą być poddane analizie fitoindykacyjnej, a które w tym opracowaniu podano skrótowo.

### 3.1.2. Wskaźniki geobotaniczne jako narzędzie oceny struktury roślinności i warunków środowiska przyrodniczego – przykłady zastosowań

Rolę wskaźników geobotanicznych (poszczególnych gatunków, grup ekologicznych i zbiorowisk roślinnych) w ocenie środowiska przyrodniczego, szczegółowo zilustrowano na podstawie wytypowanych płatów roślinnych zaklasyfikowanych do możliwie najniższych jednostek fitosocjologicznych. Płaty te różnią się składem gatunków o odmiennych cechach przystosowawczych wynikających z budowy morfo-anatomicznej i fizjologicznej poszczególnych gatunków roślin, co z kolei determinuje ich wymagania względem czynników abiotycznych.

Dwadzieścia dziewięć zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących płaty roślinne należące do różnych, najniższych jednostek fitosocjologicznych – zespołów, podzespołów lub wariantów – jest podstawą interpretacji ich wartości jako wskaźników geobotanicznych oraz stanowi materiał do przedstawienia różnych ujęć fitoindykacyjnych, umożliwiających wykorzystanie zbiorowiska roślinnego jako indykatora cech samej roślinności, jak również warunków siedliskowych miejsca, w których bytuje. Zdjęcia fitosocjologiczne zostały wykonane w latach 1984–1991 przez autorów tego opracowania E. Roo-Zielińską i J. Solona na obszarze modelowym Pińczów (Kostrowicki, Solon, red., 1994). Wykaz zdjęć fitosocjologicznych wraz z typologią syntaksonomiczną oraz krótką charakterystyką ekologiczno-siedliskową zawiera tabela 3.

Tabela 3. Wykaz zdjęć fitosocjologicznych (płatów roślinnych) wykonanych w latach 1984–1991

Nr zdjęcia	Nr kolejny	Jednostka fitosocjologiczna	Klasa	Liczba gatunków	Sumaryczne pokrycie gatunkami	Charakterystyka wyróżnionych jednostek
J.71	1	<i>Zb. Trifolium arvense- Elymus repens</i>	<i>Sedo-Scleranthetea</i>	50	85	psammofilna murawa suchych i piaszczystych siedlisk
T.E.28	2	<i>Sisymbrio-Stipetum</i>	<i>Festuco-Brometea</i>	79	165,9	kserotermiczna wapniolubna murawa ośnicowa związana z podłożem drobnoziarnistym
TE.25a	3	<i>Thalictro-Salvietum</i>	<i>Festuco-Brometea</i>	71	178,8	kserotermiczna wapniolubna murawa (kwiatny stęp łąkowy) na głębokich, drobnoziarnistych glebach typu czarnoziem lub rędziny, ze szczególnie rozwiniętym poziomem próchnicznym
TE.22	4	<i>Inuletum ensifoliae</i>	<i>Festuco-Brometea</i>	75	113,8	kserotermiczna wapniolubna niska, kwiecista murawa na płytkich rędzinach wytw. z margli kredowych, ze szczególnie rozwiniętym poziomem próchnicznym
J 308	5	<i>Lolio-Cynosuretum</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	24	138,5	niska murawa na intensywnie użytkowanym pastwisku, na żyznych, niezbyt wilgotnych glebach mineralnych
J302	6	<i>Arrhenatheretum elatioris typicum</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	29	169,5	dobrze nawożona łąka świeża na żyznych drobnoziarnistych (gliniastych, piaszczysto-gliniastych lub pyłowych) glebach brunatnych i brunatniejących madach
J.300	7	<i>Molinietum medioeuropaeum</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	34	185,0	bogata florystycznie jednokośna łąka na zmienowilgotnych, obojętnych lub zasadowych żyznych glebach mineralnych zawierających węglan wapnia
J.41	8	<i>Cirsio-Polygonetum</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	41	138,7	żyźna dwukośna łąka wilgotna na glebach mineralnych lub zmineralizowanych murszach powstałych na płytkich torfach niskich
J97	9	<i>Epilobio-Juncetum effusi</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	14	124,0	zbiornisko łąkowo-pastwiskowe na podłożu próchniczno-gliniastym powstające pod wpływem silnego wypasania zatorfien źródłiskowych
E.12	10	<i>Zb. z Lycium barbarum</i>	<i>Artemisietea</i>	28	136,6	nitrofilne zbiornisko ruderalne występujące na świeżych i zasobnych w próchnicę glebach

Nr zdjęcia	Nr kolejny	Jednostka fitosocjologiczna	Klasa	Liczba gatunków	Sumaryczne pokrycie gatunkami	Charakterystyka wyróżnionych jednostek
J.50	11	<i>Carict-Agrostietum caninae</i>	<i>Scheuchzeria-Caricetea fuscae</i>	42	160,5	zbiorowiska kwaśnych młak turzycowych występujące w zatorfionych zagłębieniach wśród łąk oraz na kwaśnych torfowiskach niskich; pierwotnie występowało na niewielkich powierzchniach w miejscach wysięku wody w postaci enklaw w obrębie lasów łęgowych ze związku <i>Alno-Ulmiton</i>
J.13	12	<i>Caricetum acutiformis</i>	<i>Phragmitetea</i>	23	133,1	zbiorowiska wielkoturzycowe na podłożu mineralno-organicznym albo na bogatym w dobrze rozłożone związki organiczne podłożu mineralnym
J.47	13	<i>Caricetum gracilis</i>	<i>Phragmitetea</i>	38	195,7	często podtapiana eutroficzna mokra łąka turzycowa; jest zbiorowiskiem następczym łąg zabagnionych ( <i>Praxino-Alnetum</i> ) oraz najżyźniejszych postaci olsu <i>Ribeso-Alnetum</i>
TE01	14	<i>Rhamno-Cornetum sanguinei</i>	<i>Rhamno-Prunetea</i>	33	108,5	zwarte zarośla na glebach żyznych gliniastych lub lesowych, dość suchych, stosunkowo ciepłych, na zboczach dolin rzecznych
E.23	15	<i>Młodniki z Pinus sylvestris</i>	<i>Vaccintio-Piceetea</i>	48	88,9	antropogeniczna faza degeneracji borów sosnowych
TE.10	16	<i>Leucobryjo-Pinetum</i>	<i>Vaccintio-Piceetea</i>	53	101,8	acydofilny, oligotroficzny bór świeży zajmujący najcieplejsze i najsuchsze piaszczyste siedliska
E.10	17	<i>Quercu roboris-Pinetum</i>	<i>Vaccintio-Piceetea</i>	30	36,8	naturalne lesne zbiorowisko dębowo-sosnowe w typie siedliskowym świeżego i częściowo wilgotnego boru mieszanego na słabo zbielcowanych, mezotroficznych glebach gliniasto-piaszczystych
TE.18	18	Zb. <i>Larix decidua-Knautia arvensis</i>	<i>Quercu-Fagetea</i>	42	50,6	zbiorowisko w obrębie nasadzeń modrzewiowych na uboższych glebach
J.9	19	Zb. <i>Larix decidua-Astragalus glycyphyllos</i>	<i>Quercu-Fagetea</i>	57	269,6	zbiorowisko w kompleksie lesnym związane z monokulturami modrzewia

E.24	20	Zb. <i>Corylus avellana</i> - <i>Fragaria vesca</i>	<i>Quercus-Fageteta</i>	57	122.1	zbiorowisko zarosłowe powstałe w wyniku rębni gniazdowej w obrębie lasów grądowych
E.67	21	<i>Tilio-Carpinetum</i> – jazy regeneracyjne	<i>Quercus-Fageteta</i>	28	118.7	grąd – wielogatunkowy las lipowo-dębowo-grabowy o szerokiej amplitudzie żyznościowej i wilgotnościowej; cechą diagnostyczną jest występowanie grupy gatunków kontynentalnych
E.4	22	<i>Tilio-Carpinetum</i> z <i>Crataegus monogyna</i>	<i>Quercus-Fageteta</i>	50	139.9	grąd stosunkowo ubogi znany z obszaru wyżynnego
J.250	23	<i>Tilio-Carpinetum</i> z <i>Paris quadrifolia</i>	<i>Quercus-Fageteta</i>	37	70.3	grąd umiarkowanie wilgotny
E.73	24	<i>Ficario-Ulmetum</i> <i>campestris</i>	<i>Quercus-Fageteta</i>	34	123.0	łęg wiązowojesionowy, zbiorowisko wybitnie eutroficzne na drobnoziarnistych glebach (czarnych ziemiach, murszowych lub murszastych) obojętnych lub lekko zasadowych z próchnicą typu mull
J.70	25	<i>Fraxino-Alnetum</i>	<i>Quercus-Fageteta</i>	40	222.7	łęg jesionowo-olszowy na siedliskach lekko zabagnionych (mulowo-głejowych – błotnizy lub murszowatych i mulowomurszowych) z próchnicą typu hydromull i odczynem obojętnym lub słabo kwaśnym; są to siedliska pośrednie między typowo łęgowymi a olsowymi
J.101	26	<i>Salicetum</i> <i>tritandro-viminalis</i>	<i>Salicetea purpureae</i>	23	63.3	wilkiny nadrzeczne – trwale zbiorowisko naturalne na piaszczystych aluwialach i brzegach rzek
J.100	27	<i>Salici-Populetum</i> s. <i>lato</i> ( <i>Salicetum albae</i> i <i>Populetum albae</i> )	<i>Salicetea purpureae</i>	25	98.7	trwale zbiorowisko naturalne wierzb wąskolistnych z domieszką topoli na piaszczystych aluwialach większych rzek
J.218	28	<i>Salicetum</i> <i>pentandro-cinereae</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	29	81.7	łozowisko: zbiorowisko szerokolistnych wierzb z udziałem olszy na mokrych glebach torfowych lub torfowo-mineralnych
J.6	29	<i>Ribeso nigri-Alnetum</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	32	122.1	mezo- i eutroficzne zbiorowisko leśne z bezwzględna dominacją olszy czarnej (olsy) na glebach niskotorfowych, o dość szerokiej amplitudzie troficznej od słabokwaśnych siedlisk mezotroficznych do wybitnie eutroficznych o odczynie obojętnym lub lekko zasadowym

Źródło: Matuszkiewicz W. (2001); Matuszkiewicz J.M. (2001).



Przeanalizowano łącznie 11 cech, przy czym trzy dotyczą opisu samej roślinności na podstawie skal jakościowych, a osiem indykacji warunków siedliskowych środowiska na podstawie skal rangowych – ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga. Wybrano następujące cechy immanentnie związane z roślinnością: typ budowy anatomicznej, typ strategii życia roślin, oraz przynależność do grupy socio-ekologicznej. Należy zaznaczyć, że baza danych PHANART zawiera także przystosowawcze cechy demograficzne gatunków roślin, m.in. typ zapyłania i rozsiewania, a także odpornościowe, np. typ hemerobii – nie uwzględnione w tym opracowaniu, natomiast szeroko omówione w wielu innych (m.in. Jackowiak, 2000; Roo-Zielińska, 2004; Sukkop, 1979).

Na podstawie skal liczb wskaźnikowych Ellenberga (Ellenberg i inni, 1991; Lindacher, red., 1995) określono wymagania wybranych płatów względem ośmiu czynników środowiska fizycznogeograficznego trzech klimatycznych (światło, temperatura, stopień kontynentalizmu) i pięć glebowych (wilgotność, kwasowość, zawartość azotu, materii organicznej oraz uziarnienie, zwięzłość i przewietrzanie gleby) – por. rozdział 3.1.1, tabela 2.

Cechy morfo-anatomiczne, fizjologiczne i odpornościowe scharakteryzowano na podstawie udziału procentowego ekologicznych grup gatunków (w danym przedziale zmienności skali): (1) ich liczby (% całkowitej liczby) i (2) pokrycia (% całkowitego pokrycia). Wymagania płatów względem warunków środowiska abiotycznego określono na podstawie trzech miar: (1) wartości średnich ważonych dla płatu (uwzględniających liczbę gatunków i ich pokrycie) oraz udziałów ekologicznych grup gatunków – (2) ich liczby (% całkowitej liczby) i (3) pokrycia (% całkowitego pokrycia) w przedziale skal liczb ekologicznych określających warunki siedliskowe (ryc. 6).

### 3.1.2.1. Analiza cech przystosowawczych gatunków wchodzących w skład zbiorowisk roślinnych na podstawie skal jakościowych

#### \* Cechy morfoanatomiczne

#### \*\* Budowa anatomiczna roślin (AB) – rycina 7

Zależnie od wilgotności gleby określonego miejsca, występują w nim tylko takie rośliny, których gospodarka wodna i związany z nią ustrój ekologiczny tolerują lokalne warunki, a więc takie, które dysponują odpowiednim zespołem przystosowań. Na tej podstawie Ellenberg (1979) zakwalifikował gatunki roślin do sześciu grup w odniesieniu do wody jako czynnika siedliskowego (tab. 4).

#### \*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 7 A

Tylko w dwóch zbiorowiskach – łożowisku *Salicetum pentandro-cinereae*<sup>3</sup> i w młacie turzycowej *Carici-Agrostietum caninae* ze znikomym udziałem (odpowiednio 3,6%, 2,5%) występują gatunki siedlisk wodnych hydromorfy [1]<sup>4</sup>. W czterech zbiorowiskach dużą grupę tworzą gatunki siedlisk bagiennych (helomorfy) [2]: w łąkowo-pastwiskowym *Epilobio-Juncetum effusi* – ponad 60%, a w *Salice-*

<sup>3</sup> Płatom roślinnym zakwalifikowanym do określonych jednostek fytosocjologicznych odpowiadają kolejne numery zawarte w tabeli 3, a umieszczone na osi x rycin 7–20.

<sup>4</sup> W nawiasach kwadratowych podano symbole skal jakościowych odpowiadające umieszczonym w tabelach 4–9 i na rycinach 7–12.



*tum pentandro-cinereae*, łągu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum s. lato* i *Carici-Agrostietum caninae* – ponad 40%. Niektóre płaty budowane są w ponad 30% przez gatunki siedlisk stale wilgotnych – hygromorfy [3], są to: grąd *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne, łąg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum campestris* oraz ols *Ribeso nigri-Alnetum*. Wśród wybranych płatów najliczniejszą grupę tworzą mezomorfy [4] występujące na siedliskach umiarkowanie zaopatrzonych w wodę i ich udział waha się od około 14 do 83%. Najwięcej ich (ok. 80%) zanotowano w zbiorowiskach: boru mieszanego *Quercu roboris-Pinetum*, ruderalnym z *Lycium barbarum* oraz *Larix decidua-Astragalus glycyphyllos*, a najmniej w dwóch zbiorowiskach wilgotnych – łąkowym *Epilobio-Juncetum effusi* i olsie *Ribeso nigri-Alnetum*. Grupa gatunków siedlisk suchych – skleromorfów [5] występuje najliczniej (około 40%) w składzie murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*, także w młodnikach z *Pinus sylvestris*, murawie *Thalictro-Salvietum* i w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum*. Brak ich natomiast w grądzie *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne, w łągu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum s. lato* oraz w łożowisku *Salicetum pentandro-cinereae*. Sukulenty [6] zanotowano tylko w sześciu zbiorowiskach ze znikomym udziałem (2–4%): ruderalnym z *Lycium barbarum*, borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum*, łące wilgotnej *Cirsio-Polygonetum*, a także w zbiorowiskach: *Larix decidua-Knautia arvensis*, *Corylus avellana-Fragaria vesca* oraz w składzie murawy piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens*.

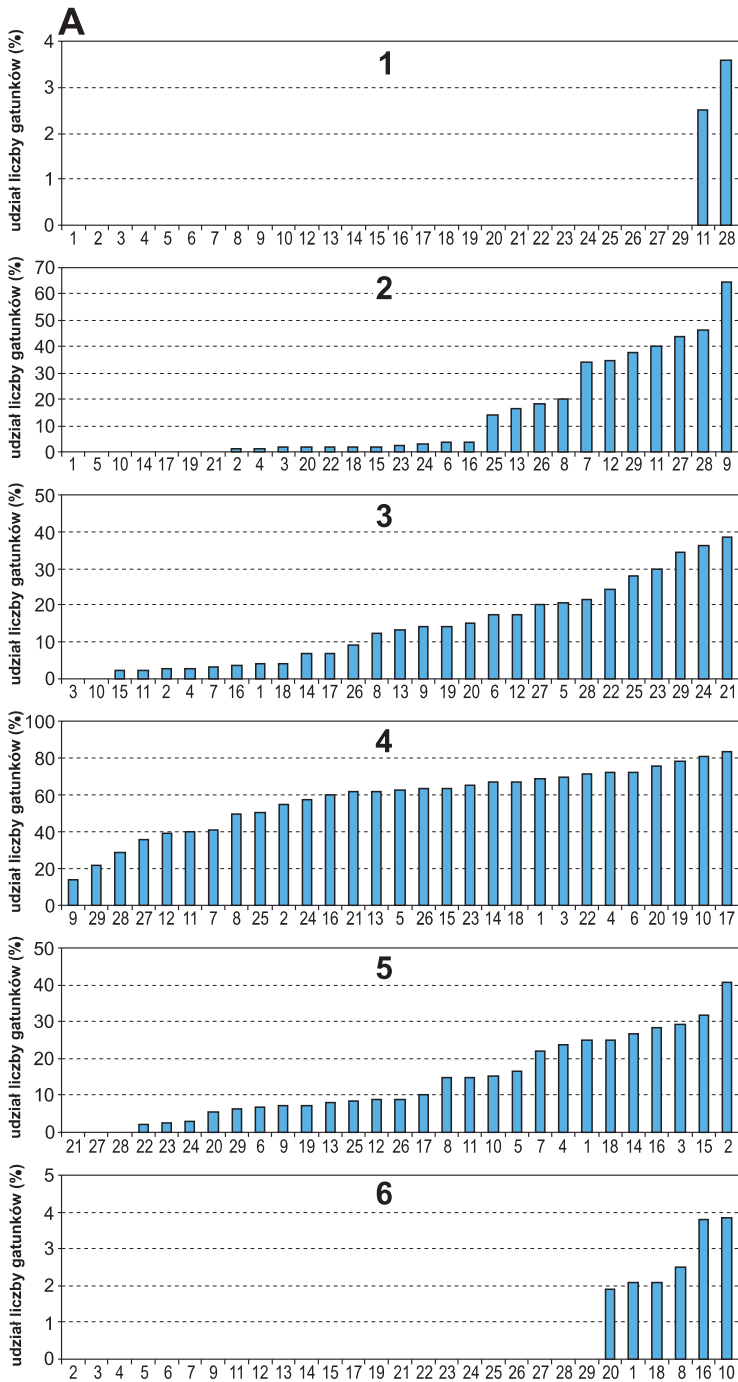
Tabela 4. Typy budowy anatomicznej roślin [AB]

Symbol	Nazwa	Zespół przystosowań do siedlisk
1	hydromorfy	wodnych
2	helomorfy	bagiennych
3	hygromorfy	stale wilgotnych
4	mezomorfy	umiarkowanie zaopatrzonych w wodę
5	skleromorfy	ubogich w wodę
6	sukulenty	przystosowania do gromadzenia i magazynowania wody (rozwinęta tkanka wodna)

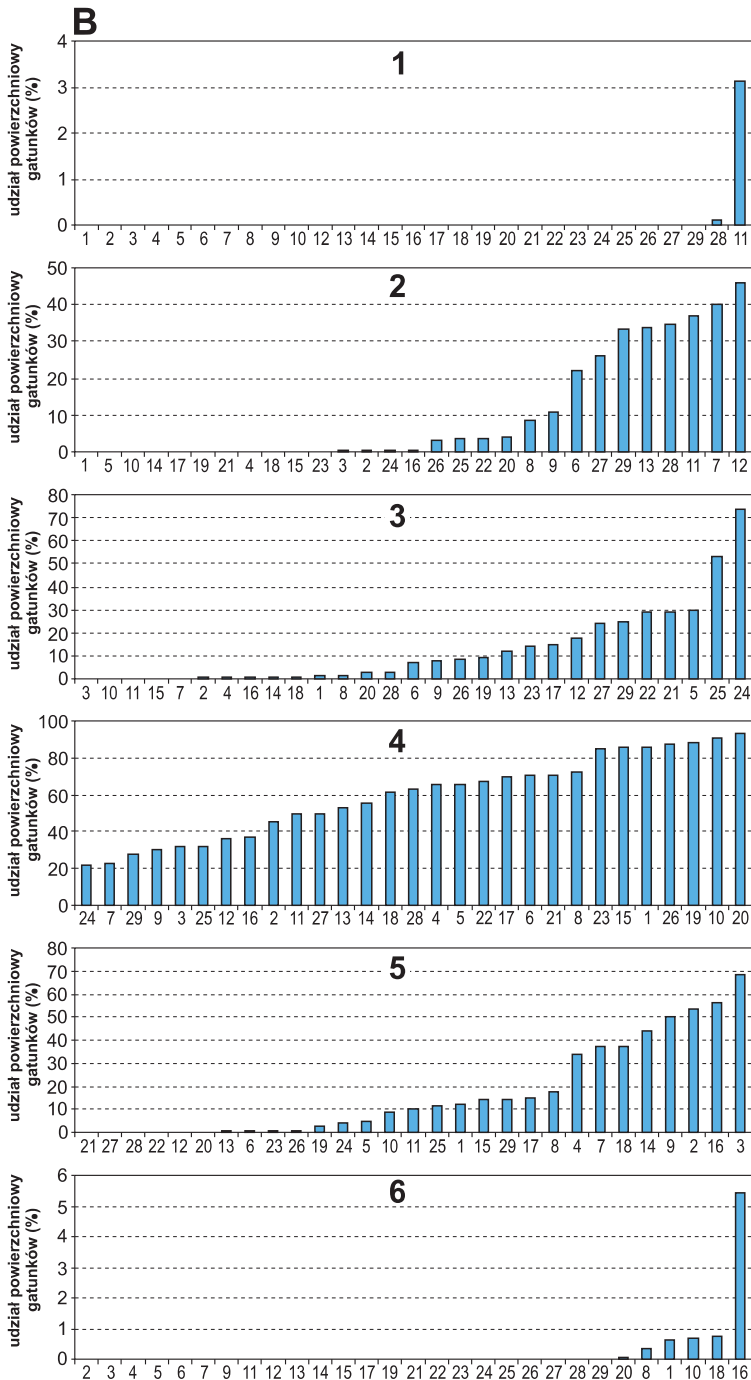
Opracowano na podstawie: Ellenberg (1979); Lindacher, red. (1995).

### \*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 7 B

Tylko w dwóch zbiorowiskach – *Carici-Agrostietum caninae* (3,1%) i ze znikomym pokryciem w *Salicetum pentandro-cinereae* – występują gatunki siedlisk wodnych [1]. W sześciu zbiorowiskach dużą grupę pod względem pokrycia tworzą gatunki siedlisk bagiennych [2], z największym udziałem powierzchniowym w zbiorowisku turzycowym *Caricetum acutiformis* (46,1%), następnie w składzie zbiorowisk łąki wilgotnej *Molinietum medioeuropeum*, *Carici-Agrostietum caninae*, *Salicetum pentandro-cinereae*, *Caricetum gracilis* oraz olsu *Ribeso nigri-Alnetum*. Na niektóre płaty składają się w większości gatunki siedlisk stale wilgotnych [3], są to dwa łągi: wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum campestris* (ponad 70%) oraz olszowo-jesionowy *Fraxino-Alnetum* (ponad 50%). Wśród wybranych płatów najliczniejszą grupę, także pod względem udziału powierzchni, tworzą mezomorfy



Ryc. 7. Zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych na podstawie udziału gatunków o określonej budowie anatomicznej [AB] w danym przedziale zmienności skali (por. tab. 4)



A – liczby gatunków; B – pokrycia gatunków; oś X – numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3

[4] – od 20 do 93%. Najwięcej tych gatunków (ponad 90%) zanotowano w zbiorowiskach: *Corylus avellana-Fragaria vesca* oraz ruderalnym z *Lycium barbarum*, a najmniej w dwóch zbiorowiskach wilgotnych – łągu *Ficario-Ulmetum campestris* oraz łąkowym *Molinietum medioeuropeum* (ponad 20%). Grupa gatunków siedlisk suchych [5] występuje najliczniej (50–70%) w czterech zbiorowiskach – w składzie muraw ciepłolubnych *Thalictro-Salvietum* i *Sisymbrio-Stipetum*, w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum* oraz w *Rhamno-Cornetum sanguinei*. W składzie boru sosnowego *Leucobryo-Pinetum* sukulentki [6] stanowią 5,4% powierzchni, w pięciu zbiorowiskach występują ze znikomym pokryciem (0,1–0,7%), a w pozostałych nie występują wcale.

\* Miara odporności gatunków

\*\* Typ strategii życia roślin [STR] – rycina 8

Mianem strategii życiowych określa się genetycznie uwarunkowany dobór cech osobników zapewniający gatunkom utrzymanie się w określonym środowisku; są to: wielkość, typ wzrostu, tempo rozwoju ontogenetycznego, płodność, długowieczność i podstawowe procesy życiowe – trwanie, wzrost, rozwój i reprodukcja (Grime, 1977). Jak pisze K. Falińska (2004, s. 70): „poznanie strategii adaptacyjnych, które wykształciły się u roślin oraz odniesienie tych strategii do procesów determinujących strukturę i kompozycję gatunków roślin jest jednym z zadań ekologii. Warto przypomnieć, że adaptację określa się jako zgodność (harmonię) między organizmem a środowiskiem”.

Udział gatunków reprezentujących różne rodzaje strategii w danym zbiorowisku roślinnym informuje o szansach jego dalszego istnienia w warunkach określonych oddziaływań środowiskowych (antropogenicznych i naturalnych). Porównanie wartości otrzymanych w różnych okresach wskazuje natomiast na zmiany ogólnego poziomu zakłóceń, co może powodować zmiany kierunku sukcesji wtórnej. Ta klasyfikacja gatunków nie znalazła się w opracowaniu PHANART (Lindacher, red., 1995) – szerszy opis tej cechy diagnostycznej gatunków roślin znajdzie czytelnik w opracowaniu K. Falińskiej (2004).

Klasyfikacja J. Grime'a (1977) obejmuje trzy typy strategii rozwojowych w dorosłej fazie życia roślin. D. Frank i S. Klotz (red., 1990) podali trzy typy strategii rozwoju dla flory Niemiec i sprecyzowali definicje typów: konkurencyjnego, stresu i ruderalnego, choć w przyrodzie najczęstsze są typy mieszane (tab. 5).

\*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 8 A

Udział liczby gatunków typu konkurencyjnego [c] mieści się w zakresie około 7–55%, przy czym największy ich udział (55,2%) zanotowano w składzie łąki świeżej *Arrhenatheretum elatioris typicum*, a ponad 40% – w zbiorowiskach: ruderalnym z *Lycium barbarum*, *Caricetum gracilis* i *Larix decidua-Knautia arvensis*. Najmniej gatunków typu [c] występuje w składzie zbiorowiska łąkowo-pastwiskowego *Epilobio-Juncetum effusi*. Gatunki typu mieszanego [c-r] osiągają 20% w łągu olszowo-jesionowym *Fraxino-Alnetum*, a ponad 15% – w *Salicetum triandroviminalis*, *Leucobryo-Pinetum* oraz w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*. W wybranych zbiorowiskach dość dużą grupę tworzą gatunki typu [c-s] i najliczniej (~40%) występują w łągu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum s. lato* oraz

w łożowisku *Salicetum pentandro-cinereae*. Najmniejszy ich udział (poniżej 5%) odnotowano w płacie łąki świeżej *Arrhenatheretum elatioris typicum* i w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum*. Najliczniejszą grupę (50–60%) tworzą gatunki typu mieszanego [c-s+r], przede wszystkim w *Epilobio-Juncetum effusi*, *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* oraz w *Cirsio-Polygonetum*. Tylko w dwóch zbiorowiskach gatunki pionierskie [r] odgrywają pewną rolę: w *Epilobio-Juncetum effusi* (ok. 21%) i *Lolio-Cynosuretum* (ok. 17%), w siedemnastu ta grupa gatunków się nie pojawia. Ze znikomym udziałem w dwunastu zbiorowiskach występują gatunki stresu [s] – spośród nich z 5% udziałem w *Carici-Agrostietum caninae*. Gatunki [s+r] również są nieliczne – z udziałem 4–5% w zbiorowisku wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis* i murawie ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*.

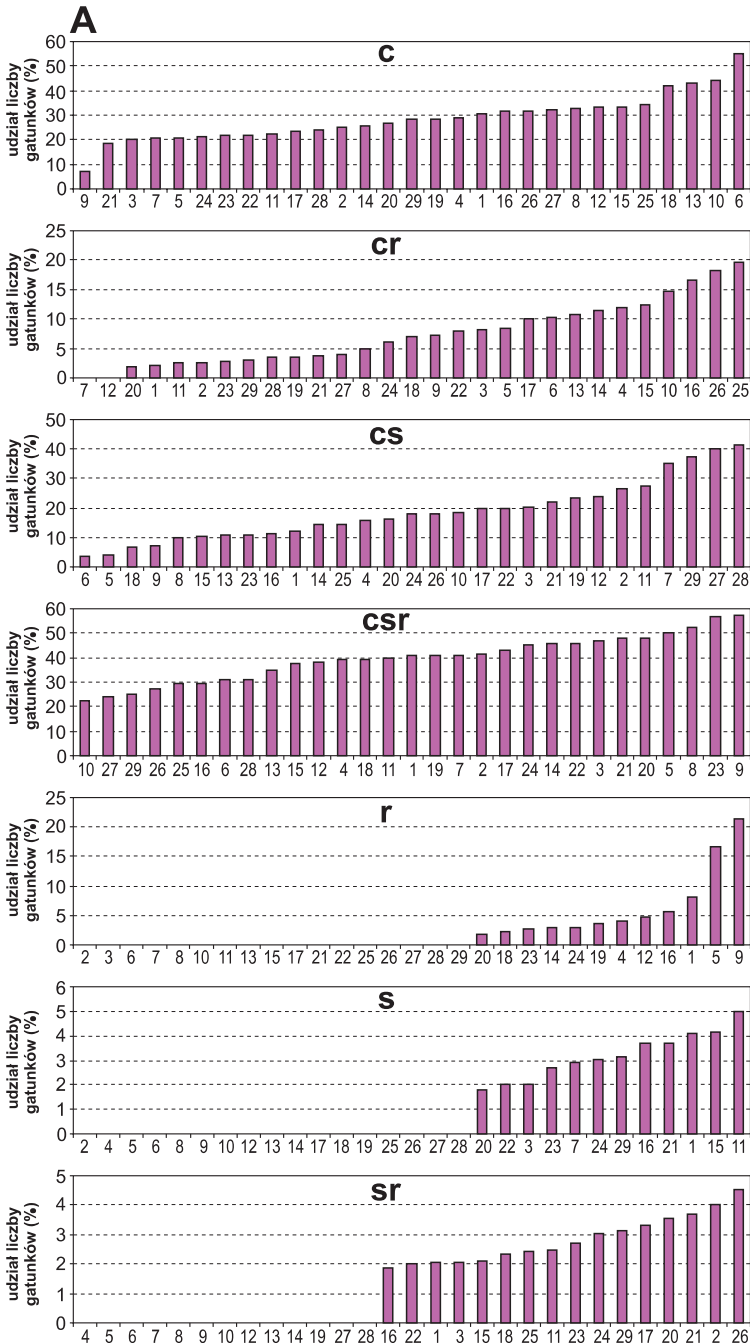
Tabela 5. Typy strategii życia roślin [STR]

Symbol	Pełna nazwa	Charakterystyka
[c]	typ konkurencyjny	drzewa, krzewy i ziołorośla (raczej nieruchliwe gatunki, np. dąb) z wysoką siłą konkurencyjną dzięki uwarunkowaniom morfologicznym i fizjologicznym; produkują niewielkie ilości dużych nasion; szybkie tempo przyrostu, tendencja do odkładania zbitiej warstwy ściółki, długowieczne, częściej występujące w zbiorowiskach ustabilizowanych
[s]	typ stresu	gatunki szczególnie odporne na działanie stresu, znoszące zasolenie i koncentrację metali ciężkich w glebie, charakteryzują je niewielkie rozmiary, mały przyrost biomasy, długowieczność osobników. Strategia tego typu polega na wykorzystywaniu przez rośliny zasobów pokarmowych w krótkich okresach ich dostępności; odznaczają się małą plastycznością morfologiczną oraz dużą integracją funkcjonalną organów
[r]	typ ruderalny	ruchliwe gatunki pionierskie preferujące zaburzenia, najczęściej jednoroczne rośliny zielne, które ze względu na krótki okres życia i wysoką produkcję nasion zajmują pionierskie stanowiska, wolne od konkurencji (np. wysypiska, hałdy)
[c-r]	typ mieszany	rośliny przystosowane do sytuacji, w której wpływ stresu jest niewielki, a konkurencję ograniczają zaburzenia
[s-r]	typ mieszany	gatunki roślin przystosowane do lekko zaburzonych, ekstremalnych środowisk
[c-s]	typ mieszany	gatunki roślin przystosowane do względnie niezaburzonych warunków i stresu o umiarkowanej intensywności
[c-s+r]	typ mieszany	gatunki roślin przystosowane do środowisk, w których poziom konkurencji jest ograniczony przez umiarkowany stres i zaburzenia; zwykle nisko rosnące lub tworzące rozety, o średniej długości życia, łatwo wykorzystujące nisze czasowo-przestrzenne

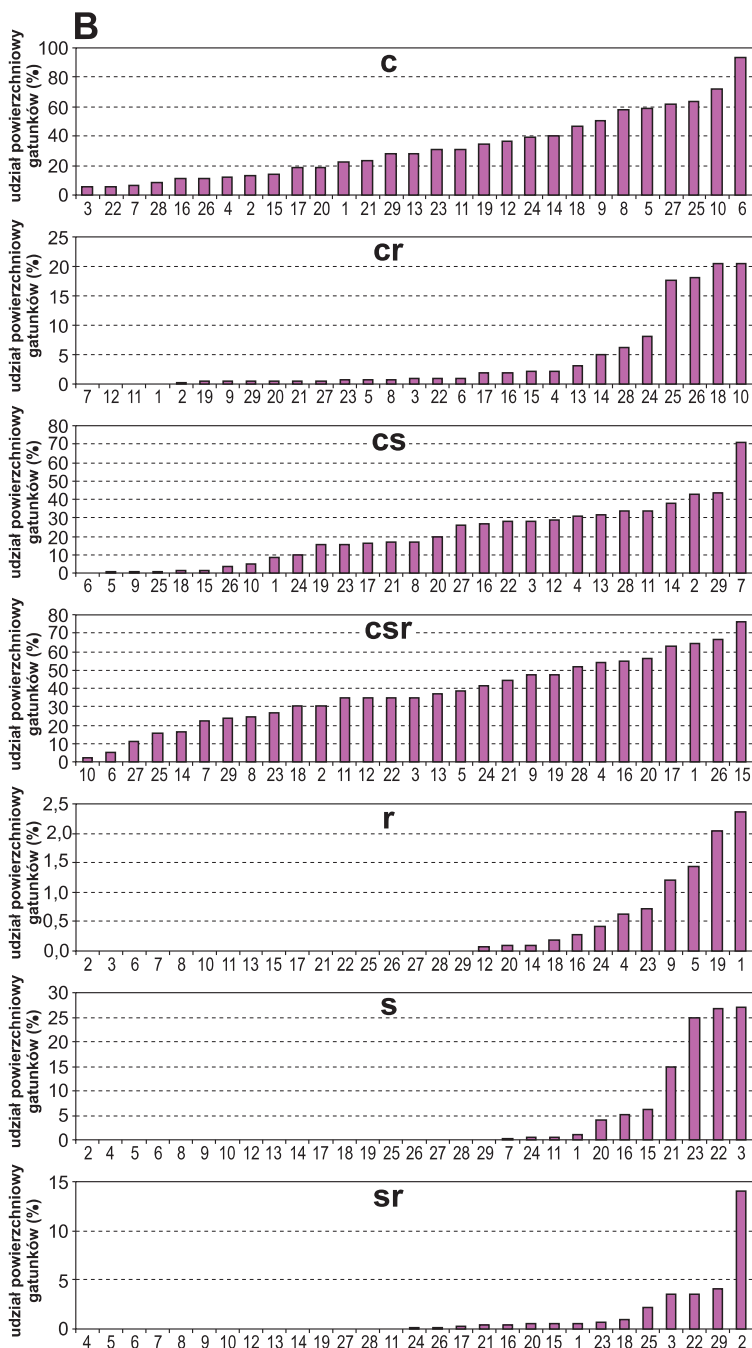
Opracowano na podstawie: Grime (1979, 1985); Frank, Klotz (1988); Kornaś, Medwecka-Kornaś (1986); Falińska (1997).

\*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 8 B

Udział powierzchniowy gatunków typu konkurencyjnego [c] waha się od 5 do ponad 93%, przy czym największy (93,5%) zanotowano w składzie łąki świeżej *Arrhenatheretum elatioris typicum*, a ponad 70% – w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*. Najmniej gatunków typu [c] występuje w murawie ciepłolubnej



Ryc. 8. Zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych na podstawie udziału gatunków o określonym typie strategii życia roślin [STR] (por. tab. 5):



A – liczby gatunków; B – pokrycia gatunków; oś X – kolejne numery zdjęć fito-socjologicznych z tabeli 3

*Thalictro-Salvietum* oraz w grądzie *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna*. Gatunki typu mieszanego [c-r] osiągają nieco ponad 20% w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum* oraz *Larix decidua-Knautia arvensis*. W wybranych zbiorowiskach dość dużą grupę tworzą gatunki typu [c-s] i największe pokrycie (około 70%) osiągają w składzie łąki wilgotnej *Molinietum medioeuropaeum*. Grupę o największym udziale powierzchniowym, jednocześnie występującą we wszystkich zbiorowiskach, tworzą gatunki typu [c-s-r], przede wszystkim w młodnikach z *Pinus sylvestris* (76,6%) oraz w *Salicetum triandro-viminalis* (66,6%). Gatunki pionierskie [r] występują w 12 zbiorowiskach z minimalnym udziałem w pokryciu (2%). Gatunki stresu [s] osiągają ponad 25% w zbiorowiskach *Thalictro-Salvietum* oraz *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna*. Gatunki [s-r] występują z 14% udziałem powierzchniowym w zbiorowisku murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*.

\* Cechy geobotaniczne

\*\* Grupy socjologiczno-ekologiczne [SOG] – rycina 9

W naturze socjologicznych grup gatunków leży to, że zawierają one także treść ekologiczną; ich amplitudy życiowe są uwarunkowane różnicami wymagań ekologicznych poszczególnych gatunków roślin. Przekształcenie grup socjologicznych w ekologiczne daje się dokonać przy założeniu, że istnieje dostateczna ilość odpowiednich badań ekologicznych. Grupy socjologiczno-ekologiczne łączą przynależność fitosocjologiczną gatunków z ich wymaganiami ekologicznymi. Klasyfikację takich grup opracował W. Kunicki (1974) – tabela 6. Te dwa kryteria wskazują z jednej strony na wymagania siedliskowe gatunku, a z drugiej, poprzez przynależność fitosocjologiczną, na możliwości współbywania z innymi.

System oparty na kryteriach fitosocjologiczno-ekologicznych został już opracowany dla wschodnich Niemiec (Mahn, 1965) i Holandii (van der Maarel, 1971).

\*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 9 A

Gatunki żywnych lasów liściastych i zarośli [01] występują najliczniej w grądach *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* (~54%) oraz *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne (45%), zaś wcale w czternastu zbiorowiskach. Gatunki ubogich, kwaśnych lasów i borów mieszanych, porębowych, psiar i wrzosowisk [02] są najliczniejsze w borze mieszanym *Quercus robur-Pinetum* (~41%), grądzie *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* (25%) oraz w zbiorowisku *Larix decidua-Astragalus glycyphyllos* (19%). W dziesięciu zbiorowiskach nie występują. Gatunki azotolubnych żywnych okrajków i zarośli [03] występują najliczniej (ok. 20%) w łęgach *Fraxino-Alnetum*, *Ficario-Ulmetum campestris* oraz grądzie *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne. W dziesięciu zbiorowiskach nie występują. Gatunki ciepłolubnych okrajków [04] najliczniejszy udział (15–20%) mają w zbiorowiskach murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*, zaroślach *Rhamno-Cornetum sanguinei*, zbiorowisku *Corylus avellana-Fragaria vesca*; w 11 nie występują. Gatunki muraw piaszkowych [05] są najliczniejsze (udział 30%) w zbiorowiskach murawy piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens*, ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum* oraz w borze sosnowym *Leucobrya-Pinetum*. W 14 zbiorowiskach ta grupa gatunków nie pojawia się. Gatunki olsów i torfowisk niskich [06] występują najliczniej (nieco ponad

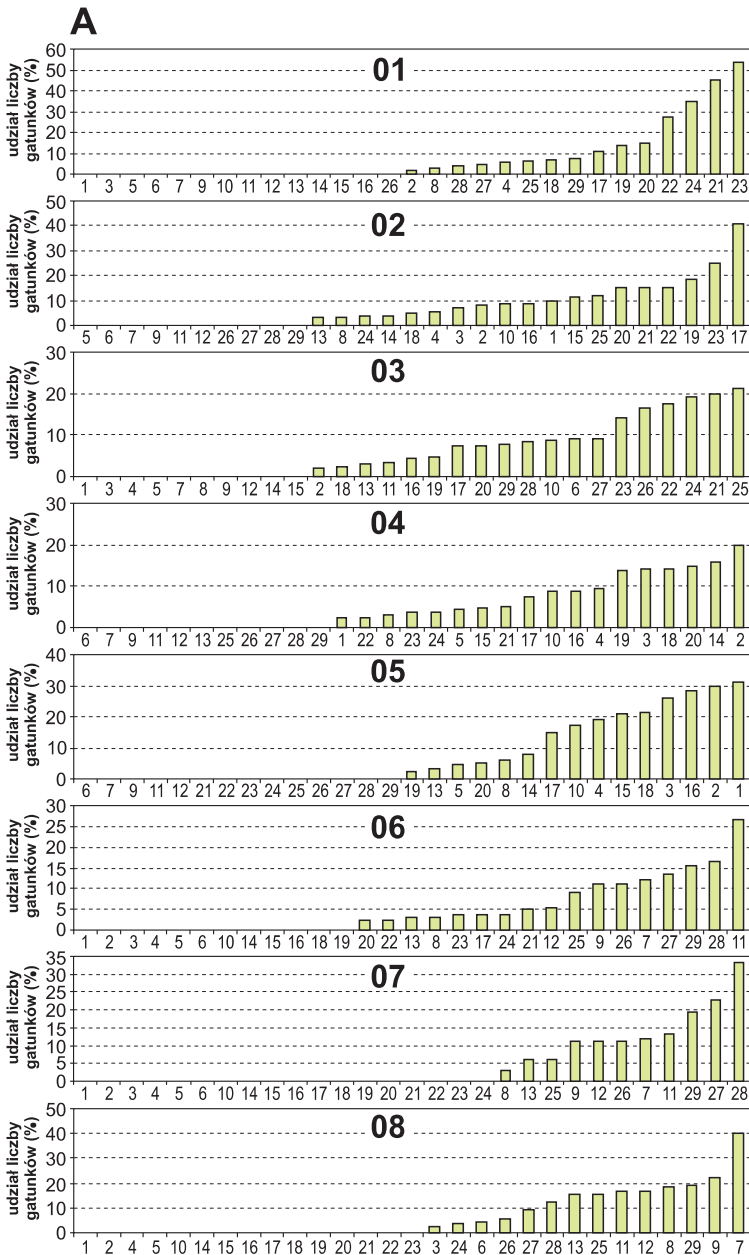


25%) w składzie zbiorowisk: młaki turzycowej *Carici-Agrostietum caninae*, łożowiska *Salicetum pentandro-cinereae* oraz olsu *Ribeso nigri-Alnetum*; nie ma jej w ogóle w 12 zbiorowiskach. Gatunki wodne, szuwarowe i łęgów nadrzecznych [07] występują w 11 analizowanych zbiorowiskach, przy czym najliczniej (ponad 30%) w łożowisku *Salicetum pentandro-cinereae*, ale także w łęgu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum s. lato* oraz olsie *Ribeso nigri-Alnetum* (~20%). Gatunki wilgotnych i zmiennowilgotnych łąk [08] występują najliczniej (ok. 40%) w zbiorowisku łąki *Molinietum medioeuropaeum*, a blisko 20% stanowią w składzie łąk *Epilobio-Juncetum effusi*, *Cirsio-Polygonetum* oraz olsu *Ribeso nigri-Alnetum*. Gatunki świeżych i umiarkowanie suchych łąk [09] nie występują tylko w dwóch zbiorowiskach *Epilobio-Juncetum effusi* oraz w grądzie *Tilio-Carpinetum z Paris quadrifolia*. Najwyższy ich udział (50–65%) odnotowano w składzie łąki świeżej *Arrhenatheretum elatioris typicum*, w zbiorowiskach *Caricetum acutiformis* oraz pastwiskowym *Lolio-Cynosuroidetum* (ok. 55%). Gatunki azotolubne łąk zalewowych i wydepczyk

Tabela 6. Grupy socjologiczno-ekologiczne gatunków roślin [SOG]

Symbol	Charakterystyka
[01]	gatunki żyznych lasów liściastych i zarośli – rzędy: <i>Fagetalia</i> , <i>Prunetalia</i>
[02]	gatunki ubogich, kwaśnych lasów i borów mieszanych i ich zbiorowisk zastępczych: porębowych, psiar i wrzosowisk – związki: <i>Quercion</i> , <i>Epilobion</i> , rząd <i>Nardetalia</i>
[03]	gatunki azotolubnych żyznych okrajków i zarośli – związki: <i>Sambuco-Salicion</i> , <i>Alliarion</i>
[04]	gatunki ciepłolubnych okrajków – klasa <i>Trifolio-Geranieta</i>
[05]	gatunki muraw piaskowych – klasy: <i>Corynephoretea</i> , <i>Sedo-Scleranthetea</i>
[06]	gatunki olsów i torfowisk niskich – związki: <i>Alnion</i> , <i>Magocaricion</i> , rząd <i>Caricetalia nigrae</i>
[07]	gatunki wodne, szuwarowe i łęgów nadrzecznych – klasa: <i>Potamogetonetea</i> , związki: <i>Glycerio-Sparganion</i> , <i>Phragmition</i> , <i>Salicion albae</i>
[08]	gatunki wilgotnych i zmiennowilgotnych łąk – rząd <i>Molinietalia</i>
[09]	gatunki świeżych i umiarkowanie suchych łąk – rząd <i>Arrhenatheretalia</i> , klasa <i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
[10]	gatunki azotolubne łąk zalewowych i wydepczyk – klasa <i>Plantaginetea</i> , związek <i>Agrostion stoloniferae</i>
[11]	gatunki siedlisk wilgotnych i mokrych – klasa <i>Bidentetea</i> , związek <i>Nanocyperion</i>
[12]	gatunki ruderalnych, nitrofilnych ziółorośl – związki: <i>Arction</i> , <i>Convolvulion</i>
[13]	gatunki ciepłolubnych ruderalnych zbiorowisk wysokich bylin i muraw – związek <i>Onopordion</i> , klasa <i>Agropyretea</i>
[14]	gatunki roślin jednorocznych i dwuletnich zbiorowisk ruderalnych – rząd <i>Sisimbrietalia</i>
[15]	gatunki zbiorowisk chwastów upraw okopowych i ogrodowych – rząd <i>Polygono-Chenopodietalia</i>
[16]	gatunki chwastów upraw zbożowych – rząd <i>Aperetalia</i>
[17]	gatunki roślin porastających mury – klasa <i>Cymbalaro-Parietarietea</i>
[18]	dziczejące gatunki roślin użytkowych i ozdobnych

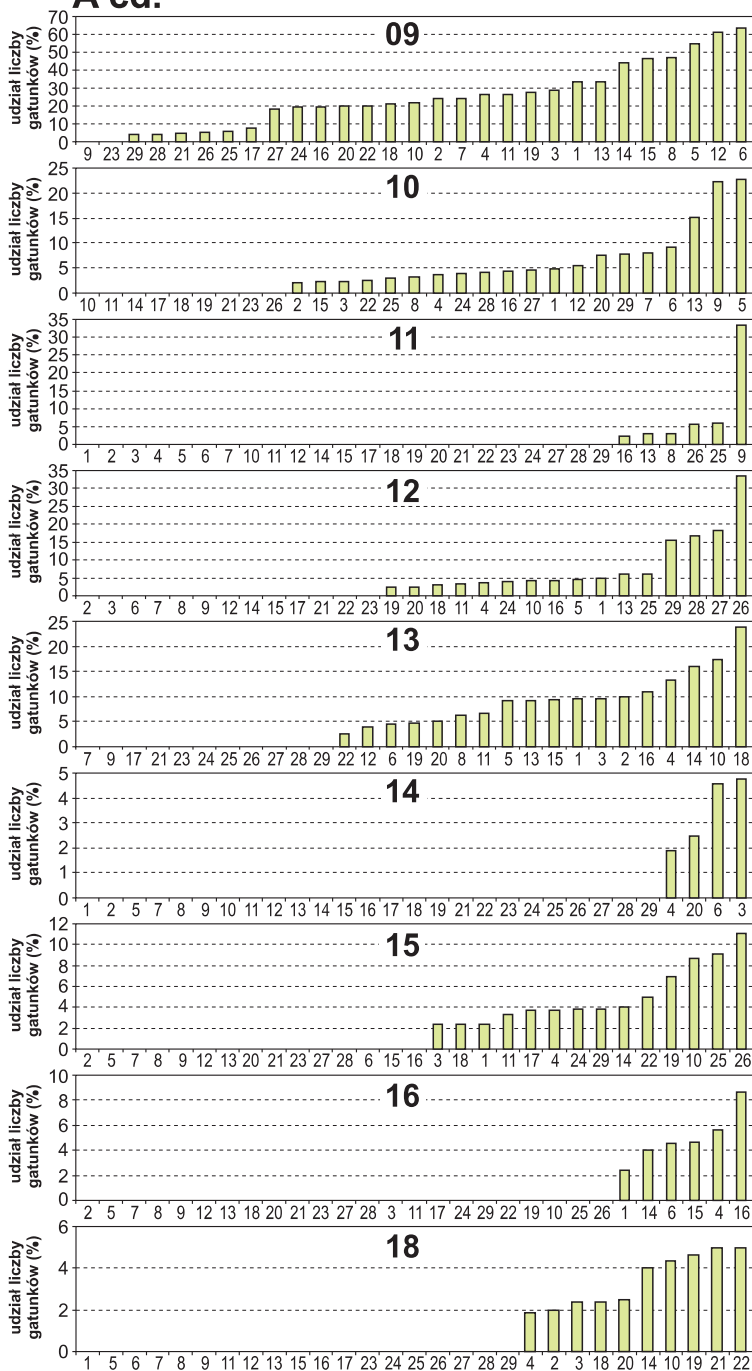
Opracowano na podstawie: Kunick (1974); Lindacher, red. (1995).

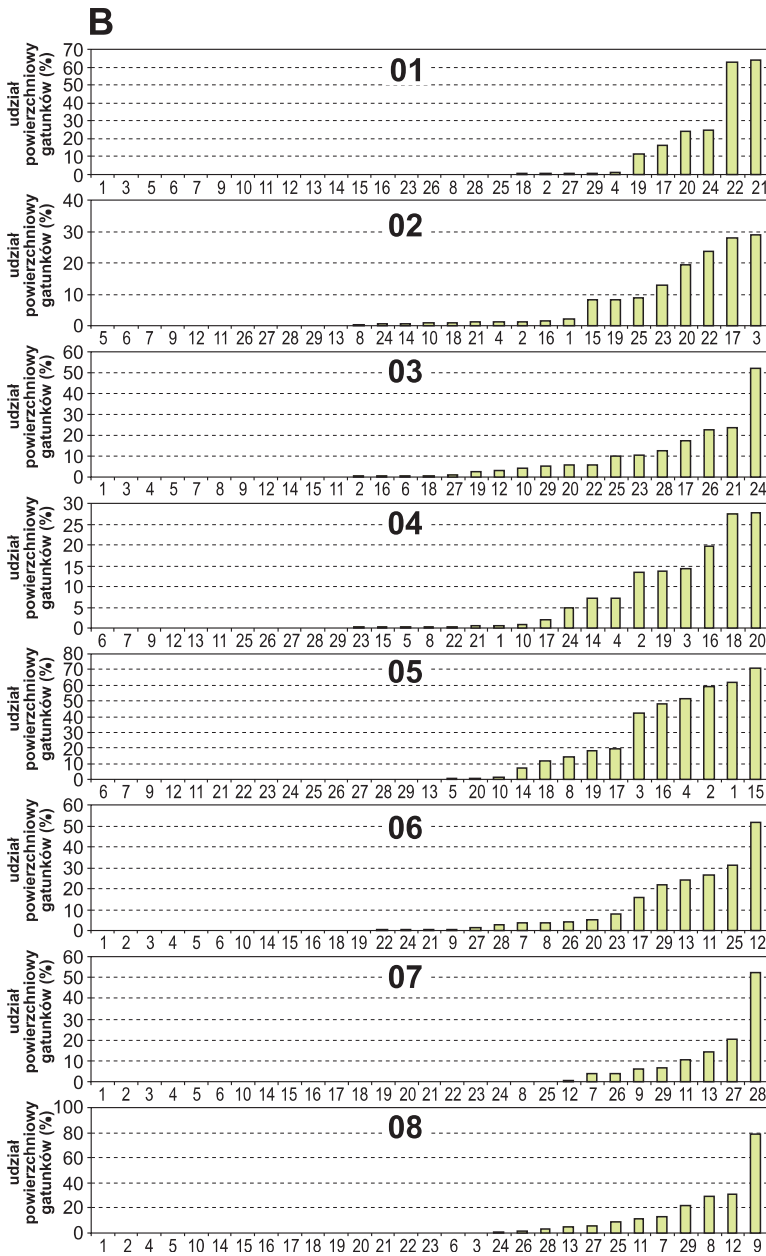


Ryc. 9. Zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych na podstawie udziału gatunków o określonej grupie socjo-ekologicznej [SOG] (por. tab. 6)

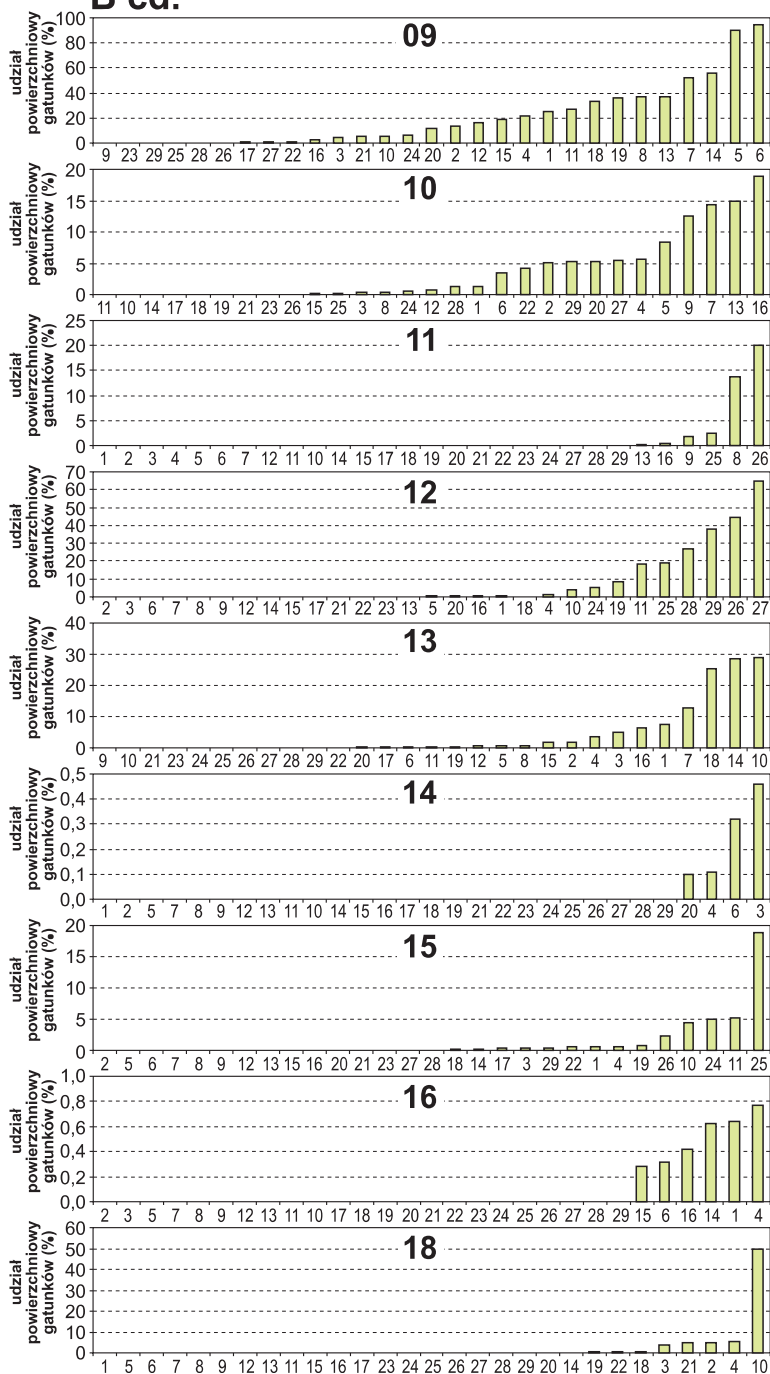
A – liczby gatunków; B – pokrycia gatunków; oś X – numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3

## A cd.





**B cd.**



[10] występują najliczniej (nieco ponad 20%) w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum* i w łąkowym *Epilobio-Juncetum effusi*, w dziewięciu zbiorowiskach nie pojawiają się. Gatunki siedlisk wilgotnych i mokrych [11] odnotowano tylko w sześciu analizowanych zbiorowiskach, przy czym najliczniej (ponad 30%) w łąkowym *Epilobio-Juncetum effusi*. Gatunki ruderalnych, nitrofilnych ziółorośli [12] mają największy udział (ponad 30%) w zbiorowisku *Salicetum triandro-viminalis*, a następnie w *Salici-Populetum s. lato*, *Salicetum pentandro-cinereae* oraz *Ribeso nigri-Alnetum* (ponad 15%), w 13 zbiorowiskach ta grupa gatunków nie występuje. Gatunki ciepłolubnych ruderalnych zbiorowisk wysokich bylin i muraw [13] występują w 17 zbiorowiskach, przy czym najwyższy ich udział (ok. 24%) odnotowano w zbiorowisku *Larix decidua-Knautia arvensis*, a następnie w zbiorowiskach ruderalnym z *Lycium barbarum* oraz w zaroślach *Rhamno-Cornetum sanguinei* (ponad 15%). Gatunki roślin jednorocznych i dwuletnich zbiorowisk ruderalnych [14] pojawiają się tylko w czterech płatach i ze znikomym udziałem: najwyższy (ok. 5%) odnotowano w zbiorowiskach *Thalictro-Salvietum* oraz *Arrhenatheretum elatioris typicum*. Grupa gatunków chwastów upraw okopowych i ogrodowych [15] ma nieznaczny udział (do ok. 11%) w 13 płatach, przy czym największy w trzech: wiklinach nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis*, łągu olszowo-jesionowym *Fraxino-Alnetum* oraz zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*. Gatunki chwastów upraw zbożowych [16] występują tylko w sześciu zbiorowiskach z niedużym udziałem: największy (ok. 9%) mają w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum*. Diczniejsze gatunki roślin użytkowych i ozdobnych [18] stwierdzono w 10 płatach ze znikomym pokryciem; najliczniej wystąpiły one w grądach *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna* oraz *Tilio-Carpinetum*-fazy regeneracyjne (4–5%).

\*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 9 B

Gatunki żyznych lasów liściastych i zarośli [01] występują z największym udziałem powierzchniowym w grądach: *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* (68%), *Tilio-Carpinetum*-fazy regeneracyjne (64%) oraz *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna* (63%). Udział powierzchniowy gatunków ubogich, kwaśnych lasów i borów mieszanych, porębowych, psiar i wrzosowisk [02] jest najwyższy (ok. 30%) w pokryciu murawy ciepłolubnej *Thalictro-Salvietum* oraz borze mieszanym *Quercu roboris-Pinetum*. Gatunki azotolubnych żyznych okrajków i zarośli [03] występują z największym pokryciem (ponad 50%) w łągu *Ficario-Ulmetum campestris*. Gatunki ciepłolubnych okrajków [04] mają największy udział (ok. 28%) w zbiorowiskach *Corylus avellana-Fragaria vesca*, *Larix decidua-Knautia arvensis*, w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum*, a także ponad 10% pokrycie w składzie muraw ciepłolubnych *Sisymbrio-Stipetum*, *Thalictro-Salvietum* oraz w zbiorowisku *Larix decidua-Astragalus glycyphyllos*. Udział grupy gatunków muraw piaskowych [05] jest największy (ok. 70%) w młodnikach z *Pinus sylvestris*, blisko 60% osiąga w zbiorowisku murawy piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens* oraz ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*. Gatunki olsów i torfowisk niskich [06] występują najliczniej w *Caricetum acutiformis* (nieco ponad 50%), *Fraxino-Alnetum* (ponad 30%), *Carici-Agrostietum caninae* (ok. 26%), *Caricetum gracilis* (24%) oraz olsie *Ribeso nigri-Alnetum* (21%). Gatunki wodne, szuwarowe i łągów nadrzecznych [07] zanotowano w 11 analizowanych zbiorowiskach, przy

czym z największym udziałem (ponad 52%) w łożowisku *Salicetum pentandrocinereae* i z około 20% – w *Salici-Populetum s. lato*. Gatunki wilgotnych i zmienne-wilgotnych łąk [08] występują najbujniej (ok. 80%) w zbiorowisku łąki *Epilobio-Juncetum effusi*, a następnie z mniejszym pokryciem (ok. 30%) w zbiorowisku wielkoturzycowym *Caricetum acutiformis* i łące wilgotnej *Cirsio-Polygonetum*. Gatunków świeżych i umiarkowanie suchych łąk [09] brakuje w tylko dwóch zbiorowiskach: *Epilobio-Juncetum effusi* oraz *Tilio-Carpinetum z Paris quadrifolia*. Najwyższy ich udział odnotowano w *Arrhenatheretum elatioris typicum* (ok. 95%) oraz w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum* (ok. 90%). Gatunki azotolubne łąk zalewowych i wydepczysk [10] występują z największym pokryciem (ok. 19%) w zbiorowiskach boru sosnowego *Leucobryo-Pinetum* oraz mokrej łąki turzycowej *Caricetum gracilis*. Gatunki siedlisk wilgotnych i mokrych [11] zawiera tylko sześć spośród analizowanych zbiorowisk, przy czym wyraźnie największy udział powierzchniowy (ok. 20%) ma *Salicetum triandro-viminalis*. Gatunki ruderalnych, nitrofilnych ziołorośli [12] występują najobficiej (65%) w zbiorowisku *Salici-Populetum s. lato*, a także w *Salicetum triandro-viminalis* (ok. 45%) i *Ribeso nigri-Alnetum* (ok. 38%). Gatunki ciepłolubnych ruderalnych zbiorowisk wysokich bylin i muraw [13] występują z najwyższym pokryciem w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*, zaroślach *Rhamno-Cornetum sanguinei* (ok. 30%), a także w *Larix decidua-Knautia arvensis*. Gatunki roślin jednorocznych i dwuletnich zbiorowisk ruderalnych [14] odnotowano tylko w czterech płatach – znikome udziały w zbiorowiskach *Thalictro-Salvietum* (0,5%), *Arrhenatheretum elatioris typicum* (0,3%), *Inuletum ensifoliae* i *Corylus avellana-Fragaria vesca*. Grupa gatunków chwastów upraw okopowych i ogrodowych [15] ma największy udział powierzchniowy (do około 19%) w łągu olszowo-jesionowym *Fraxino-Alnetum*. Gatunki chwastów upraw zbożowych [16] występują tylko w sześciu zbiorowiskach i to z minimalnym pokryciem – największym w zbiorowisku murawy ciepłolubnej *Inuletum ensifoliae* (0,8%). Grupa dziczejących gatunków roślin użytkowych i ozdobnych [18] została stwierdzona w 10 płatach i z najwyższym pokryciem w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum* (50%).

### 3.1.2.2. Analiza spektrów ekologicznych zbiorowisk roślinnych na podstawie ich składu gatunkowego. Rangowe (pseudoilościowe) skale ekologiczne

W przeciwieństwie do wyżej omówionych klasyfikacji o charakterze jakościowym, klasyfikacje (rangowanie) gatunków roślin na podstawie ich amplitudy ekologicznej można określić jako pseudoilościowe. Niemierzalne, szacunkowe diagnozy siedliskowe gatunków roślin wyrażone są w postaci liczb wskaźnikowych – pewnego rodzaju „etykietek”. Skale ekologicznych liczb wskaźnikowych mogą być różne, zależnie od przyjętej arbitralnie przez autora rozpiętości (liczby stopni). W prezentowanym opracowaniu wykorzystano skale ekologicznych liczb wskaźnikowych Ellenberga (Ellenberg i inni, 1991) i Landolta (1977) do analizy wymagań zbiorowisk roślinnych względem ośmiu czynników środowiska fizycznogeograficznego: trzech klimatycznych (światła, temperatury, stopnia kontynentalizmu) i pięciu glebowych (wilgotności, kwasowości, zawartości azotu, materii organicznej oraz zwięzłości i przewietrzania gleby) – tabela 2.

\* Gatunkowe skale klimatyczne

\*\* Światło [L] – rycina 10

Skala światła [L] Ellenberga wskazuje na zakres względnej intensywności oświetlenia i waha się od L1 – gatunków roślin wymagających pełnego cienia do L9 – wymagających pełnego światła; gatunki roślin z liczbą L1 są jednoznacznymi wskaźnikami cienia... L9 – to gatunki roślin rosnących tylko w pełnym świetle, niezdolne do przetrwania w cieniu (tab. 7).

Tabela 7. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników intensywności światła [L]

Skala Ellenberga [L]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	pełnego cienia, często otrzymujące mniej niż 1%, rzadko więcej niż 30% pełnego dziennego światła
2	pośrednie między 1 i 3
3	cienia, otrzymujące z reguły mniej niż 5% pełnego dziennego światła
4	pośrednie między 3 i 5
5	półcienia, wyjątkowo w pełnym świetle, zazwyczaj otrzymujące mniej niż 10% pełnego dziennego światła
6	pośrednie między 5 i 7
7	półświatła, najczęściej w pełnym świetle, ale także w cieniu, otrzymujące do 30% pełnego dziennego światła
8	światła, tylko wyjątkowo przy mniej niż 40% pełnego dziennego światła
9	pełnego światła, gatunki roślin wybitnie światłolubnych, tylko w całkowicie naświetlonych miejscach, otrzymujące nie mniej niż 50% dziennego światła

Opracowano na podstawie: Ellenberg i inni (1991); Lindacher, red. (1995).

Gatunki o określonych wymaganiach względem światła wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk połączono w sześć grup ekologicznych: L1-2 – gatunki wybitnie cienistych stanowisk, L3 – cienistych stanowisk, L4-5 – półcienistych stanowisk, L6-7 – naświetlonych stanowisk (czasem w słabym cieniu), L8-9 – w pełni naświetlonych stanowisk, L0 – gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej.

\*\*\* Wartość średnia L – rycina 10A

Najwyższą wartość średnią L – 8, odnotowano dla zbiorowiska ruderalnego z *Lycium barbarum*, wartość średnią L 7,5-7,8 osiągnęło jeszcze pięć zbiorowisk. Najniższe wartości L między 3,7 i 3,9 występują w trzech postaciach grądów: *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia*, *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna* i *Tilio-Carpinetum* – fazy regeneracyjne.



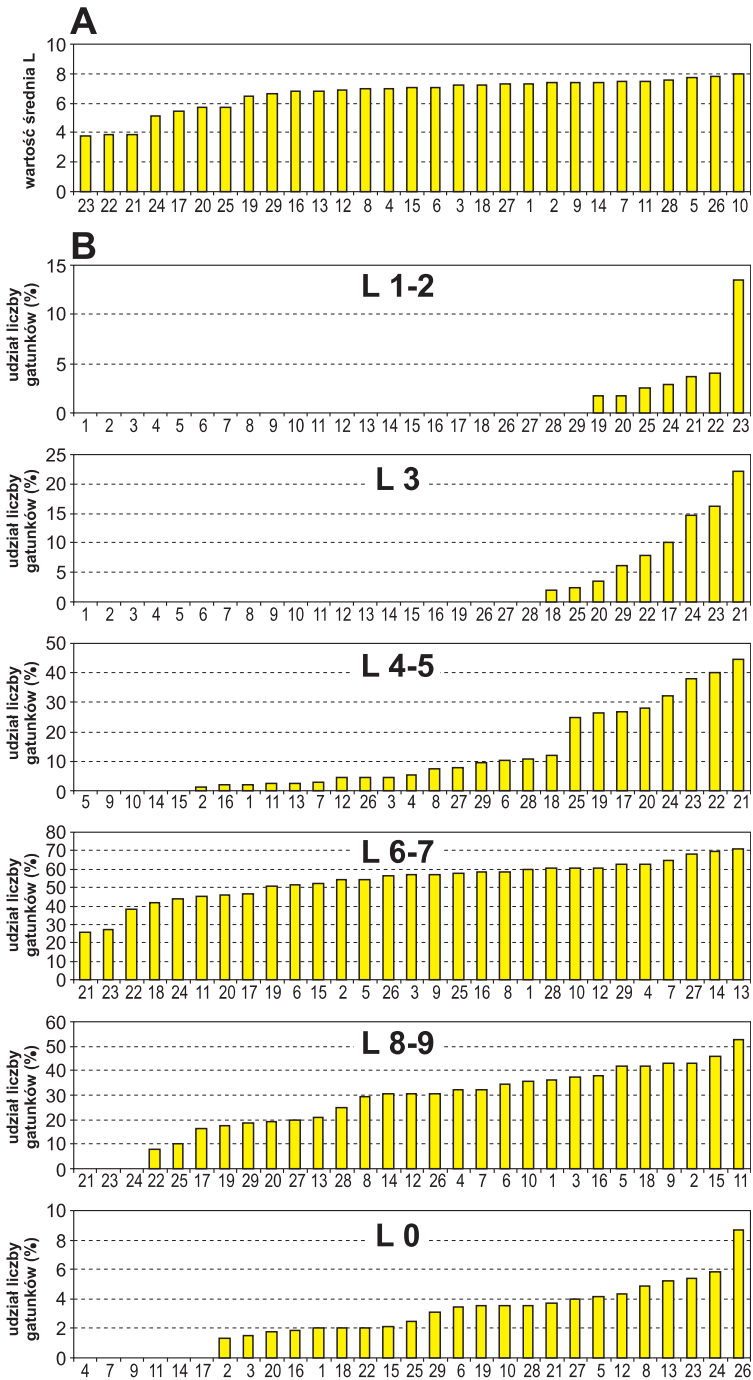
## \*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 10B

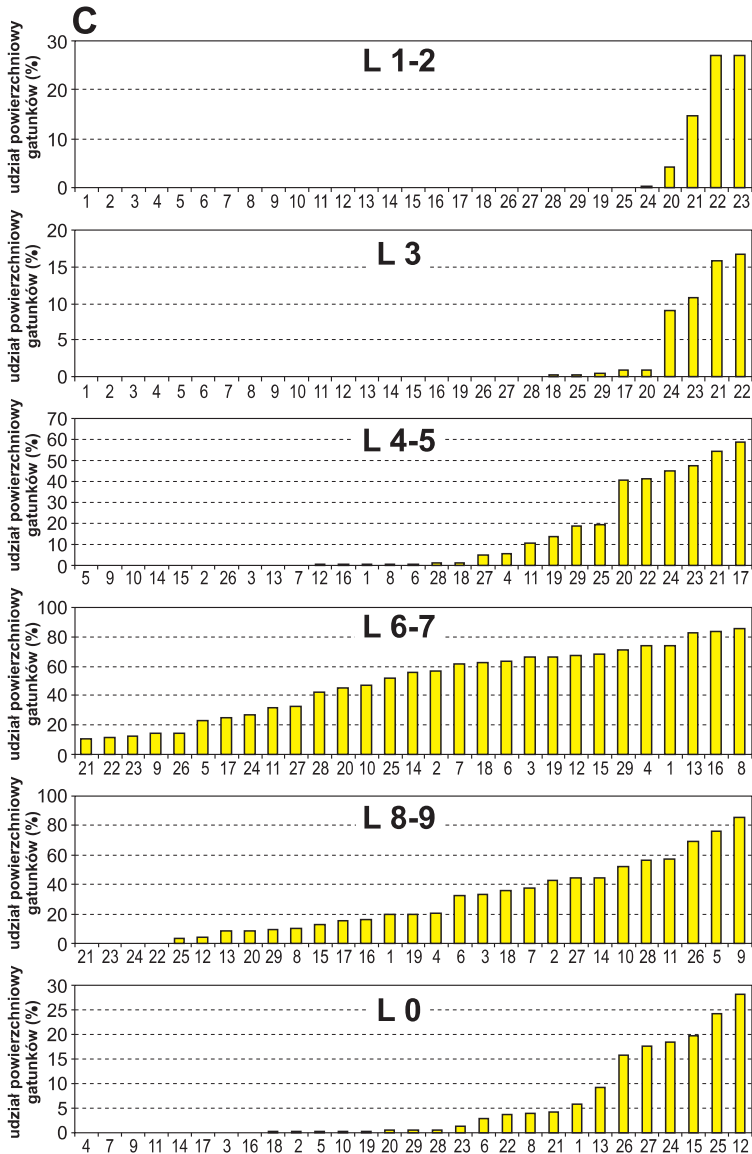
Gatunki ekstremalnie cienistych stanowisk [L1-2]<sup>5</sup> występują w siedmiu zbiorowiskach, najliczniej w *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia*, w pozostałych ich udział jest znikomy lub zerowy. W składzie *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne i *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* gatunki cienistych stanowisk [L3] mają ponad 15% udział, zaś w 20 zbiorowiskach nie występują. Gatunki wymagające przeciętnego dostępu światła [L4-5] stanowią ok. 40% składu trzech grądów: *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne, *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna* oraz z *Paris quadrifolia*, w pięciu zbiorowiskach ta grupa gatunków nie występuje. Najliczniejszą grupę (26–71%) stanowią gatunki wskazujące na znaczny dostęp światła [L6-7], w sześciu płatach przekraczają 60%, przy czym największy ich udział odnotowano w zbiorowiskach *Caricetum gracilis* oraz *Rhamno-Cornetum sanguinei*; najmniejsza ich liczba (nieco ponad 20%) występuje w grądach *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne oraz *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia*. Grupa gatunków w pełni naświetlonych stanowisk [L8-9] jest najliczniejsza w *Carici-Agrostietum caninae* (ponad 50%) i udział ponad 40% jeszcze w pięciu zbiorowiskach. Gatunków obojętnych, o szerokiej amplitudzie względem wymagań świetlnych [L0], jest niewiele (do ok. 9%) i najwięcej w zbiorowisku wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis*.

## \*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 10C

Gatunki L1-2 występują tylko w siedmiu zbiorowiskach, a z największym udziałem powierzchniowym w grądach: *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia*, z *Crataegus monogyna* (ponad 25%) oraz w *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne (ponad 15%), w pozostałych udział ich jest znikomy. Gatunki cienistych stanowisk [L3] mają około 16% udziału tylko w dwóch zbiorowiskach: *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna* oraz *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne. Gatunki wymagające przeciętnego naświetlenia [L4-5] stanowią ok. 60% pokrycia w borze mieszanym *Quercu roboris-Pinetum* i ponad 50% w grądzie *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne, nieco mniej ich występuje w grądzie *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* i łągu *Ficario-Ulmetum campestris*. Duży udział powierzchniowy cechuje grupę gatunków wymagających naświetlonych stanowisk [L6-7] – w trzech płatach przekraczają 80%, przy czym największy w zbiorowiskach: *Cirsio-Polygonetum*, *Leucobryo-Pinetum* i *Caricetum gracilis*, natomiast w trzech postaciach grądów nie przekraczają 10% udziału powierzchniowego. Gatunki stanowisk w pełni naświetlonych [L8-9] zajmują znaczne powierzchnie w zbiorowiskach łąki *Epilobio-Juncetum effusi* (ok. 86%) i pastwiska *Lolio-Cynosuretum* (ok. 76%). W grądach i łągu *Ficario-Ulmetum campestris* ta grupa gatunków nie występuje lub ma minimalne pokrycie. Gatunki obojętne, o szerokiej amplitudzie względem wymagań świetlnych [L0] występują z największym udziałem powierzchniowym (ok. 28%) w zbiorowisku wielkoturzycowym *Caricetum acutiformis*.

<sup>5</sup> W nawiasach kwadratowych podano zakres skal rangowych grup ekologicznych odpowiadający rycinom 13–21.





Ryc. 10. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem intensywności światła [L] (por. tab. 7) na podstawie:

A – wartości średniej L; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3

## \*\* Temperatura [T] – rycina 11

Jak pisze H. Ellenberg (1974; i inni, 1991) liczba temperatury [T] dotyczy nie tyle stosunku roślin do średniej temperatury okresu wegetacyjnego, ile występowania optimum termicznego gatunków roślin w danych strefach klimatyczno-roślinnych. Według E. Landolta (1977) liczba T jest charakterystyką średniej temperatury okresu wegetacyjnego. Są to przede wszystkim wyraźnie określone związki flory i roślinności z piętrami wysokościowymi. Niskie liczby T odpowiadają gatunkom rozmieszczonym na znacznych wysokościach, wysokie – gatunkom występującym na niżu. Skala Ellenberga wskazująca na wymagania gatunków w stosunku do temperatury waha się od T1 – strefy arktycznej i piętra alpejskiego do T9 – najcieplejszych regionów klimatu śródziemnomorskiego (tab. 8).

Tabela 8. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników warunków termicznych [T]

Skala Ellenberga [T]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	najzimniejszych obszarów alpejskich i piętra niwalnego
2	pośrednie między 1 i 3 (przeważnie obszarów alpejskich)
3	zimnych obszarów, przeważnie subalpejskich
4	pośrednie między 3 i 5, zwłaszcza obszarów wysokogórskich i górskich
5	umiarkowanie ciepłych obszarów od niżowych do górskich; przeważnie w rejonach podgórskich
6	pośrednie między 5 i 7
7	ciepłych obszarów, północnej i środkowej Europy, tylko w nisko położonych terenach
8	pośrednie między 7 i 9, głównie obszarów przyśródziemnomorskich
9	ekstremalnie ciepłych rejonów Morza Śródziemnego

Opracowano na podstawie: Ellenberg i inni (1991); Lindacher, red. (1995).

Gatunki o określonych wymaganiach względem temperatury wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk połączono w pięć grup ekologicznych: T3 – gatunki zimnych obszarów, przeważnie subalpejskich; T4-5 – gatunki umiarkowanie ciepłych obszarów górskich i podgórskich; T6-7 – umiarkowanie ciepłych i ciepłych obszarów północnej i środkowej Europy, tylko w nisko położonych terenach; T8-9 – gatunki ciepłych rejonów przyśródziemnomorskich i ekstremalnie ciepłych rejonów morza, T0 – gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej względem temperatury.

## \*\*\* Wartość średnia T – rycina 11A

Wartość średnia T waha się w analizowanych zbiorowiskach w dość wąskim zakresie (od 4 do 6,5). Najwyższą wartość średnią T około 6,5 odnotowano dla murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum* oraz zbiorowiska ruderalnego z *Lycium*

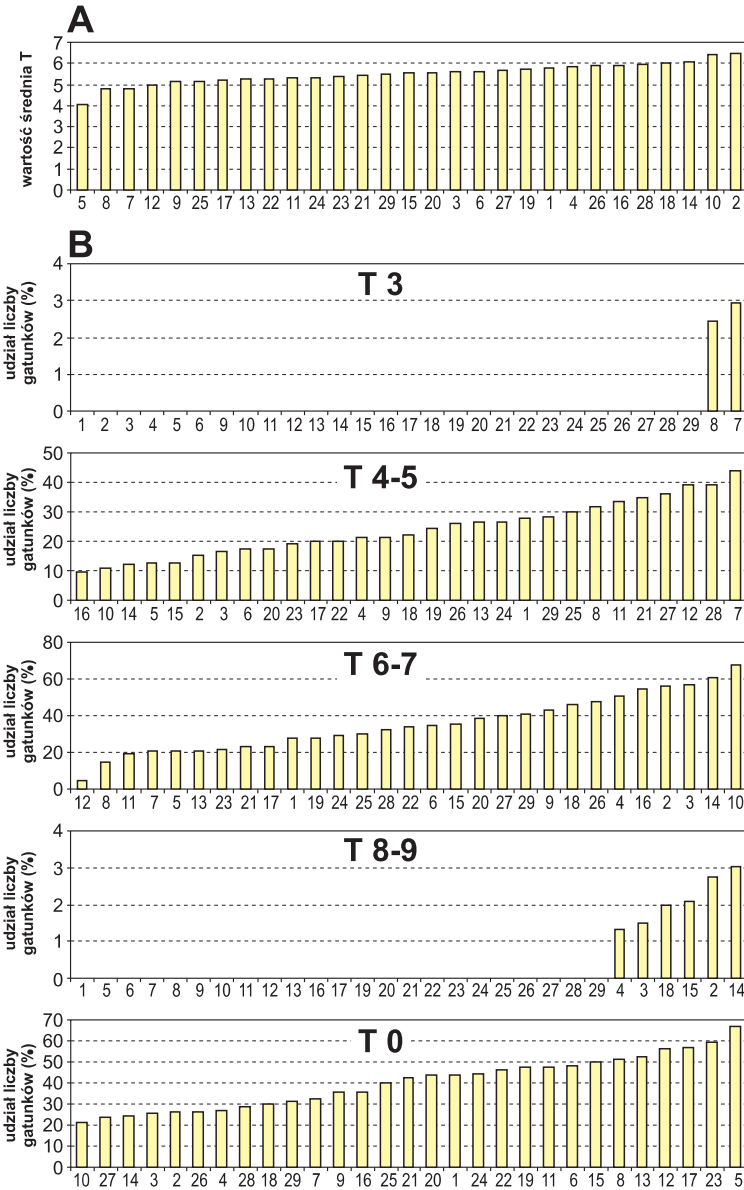
*barbarum*, najniższa zaś – T4 – charakteryzuje zbiorowisko pastwiskowe *Lolio-Cynosuretum*.

\*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 11B

Tylko w dwóch wilgotnych zbiorowiskach łąkowych *Molinietum medioeuropaeum* i *Cirsio-Polygonetum* ze znikomym udziałem (2,5–3,0%) występują gatunki wskaźniki zimnych obszarów [T3]. Dużą grupę stanowią gatunki wskazujące na umiarkowanie ciepłe obszary w *Molinietum medioeuropaeum* (45%), w *Salicetum pentandro-cinereae* oraz w *Caricetum acutiformis* (40%). Najmniej tych gatunków (~10%) stwierdzono w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum* i zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*. Gatunki umiarkowanie ciepłych i ciepłych obszarów [T6-7] występują z ponad 60% udziałem liczbowym w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum* i zaroślach *Rhamno-Cornetum sanguinei*. Zdecydowanie najmniej tych gatunków odnotowano w wilgotnych, trawiastych zbiorowiskach, przy czym najmniej (~4%) w *Caricetum acutiformis*. Tylko w sześciu zbiorowiskach z nieznanym udziałem (do 3%) występują gatunki wskaźnikowe obszarów ekstremalnie ciepłych [T8-9]: w zaroślach *Rhamno-Cornetum sanguinei*, murawie ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*, młodnikach z *Pinus sylvestris*, *Larix decidua-Knautia arvensis* oraz w składzie pozostałych muraw ciepłolubnych (*Thalictro-Salvietum* i *Inuletum ensifoliae*). Warto podkreślić, że gatunki „neutralne” względem temperatury [T0] stanowią znaczną grupę; najwięcej ich (niemal 70%) zanotowano w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum*, choć jeszcze w 15 zbiorowiskach udział tej grupy gatunków waha się od 40 do 60%.

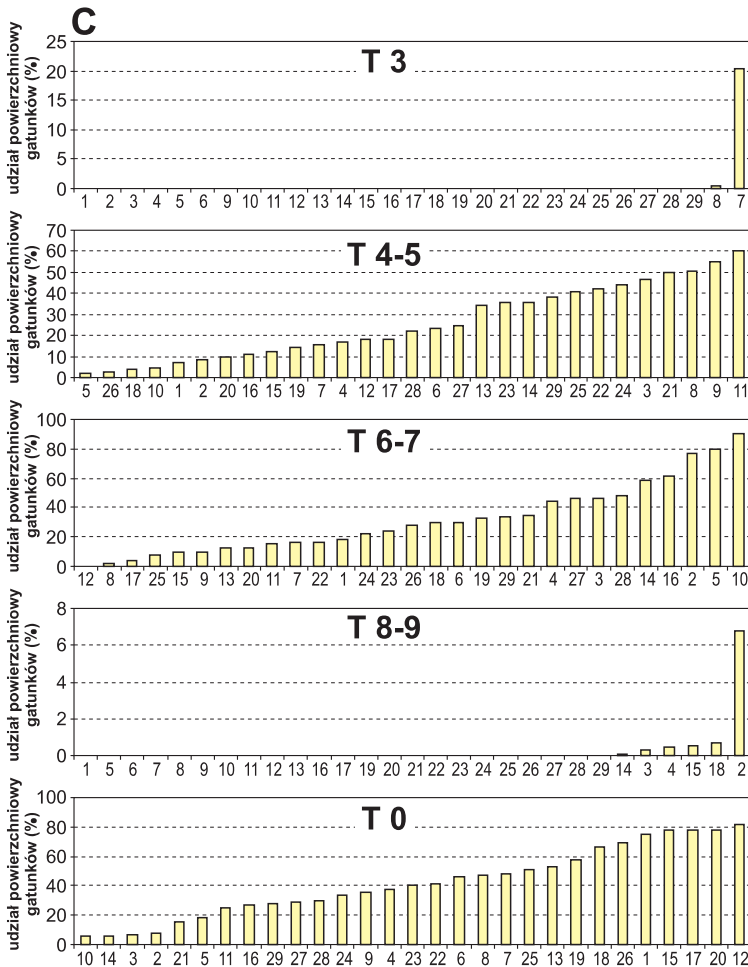
\*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 11C

Tylko w dwóch wilgotnych zbiorowiskach łąkowych: *Molinietum medioeuropaeum* (ze znaczącym 20% udziałem) i *Cirsio-Polygonetum* występują gatunki wskaźnikowe zimnych obszarów [T3]. Dużą grupę stanowią gatunki wskazujące na obszary umiarkowanie ciepłe: występują z 60% pokryciem w *Carici-Agrostietum caninae* i z ponad 50% w *Cirsio-Polygonetum*. Najmniejszy udział powierzchniowy tych gatunków (ok. 2%) stwierdzono w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum*. Gatunki umiarkowanie ciepłych i ciepłych obszarów [T6-7] mają ponad 80% udział powierzchniowy w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*, a duży (prawie 80%) – w pokryciu zbiorowiska pastwiskowego *Lolio-Cynosuretum* oraz murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*. Zdecydowanie najmniejszy ich udział odnotowano w pokryciu wilgotnych, trawiastych zbiorowisk *Caricetum acutiformis* (0,1%) i *Cirsio-Polygonetum* (2,2%). Tylko w sześciu zbiorowiskach w nieznanych ilościach (do 7%) występują gatunki – wskaźniki obszarów ekstremalnie ciepłych [T8-9], przy czym największy ich udział powierzchniowy cechuje murawę ciepłolubną *Sisymbrio-Stipetum*. Warto podkreślić, że gatunki „neutralne” o szerokim spektrum wymagań termicznych [T0] stanowią znaczną grupę w *Caricetum acutiformis* (ponad 80%), choć jeszcze w pięciu zbiorowiskach mają udział w zakresie 70–80%. Zdecydowanie najmniejszy udział gatunków obojętnych względem temperatury (5–8%) charakteryzuje cztery „ciepłe” zbiorowiska: ruderalne z *Lycium barbarum*, zarośla *Rhamno-Cornetum sanguinei* oraz dwa płaty należące do ciepłolubnych muraw *Thalictro-Salvietum* oraz *Sisymbrio-Stipetum*.



Ryc. 11. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem warunków termicznych [T] (por. tab. 8) na podstawie:

A – wartości średniej T; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3



**\*\* Kontynentalizm [K] – rycina 12**

Skalę kontynentalizmu [K] opracował Ellenberg na podstawie zasięgów gatunków roślin tj. na obszarach ich występowania od brzegu Atlantyku (K1) do wnętrza Eurazji (K9); skala ta odzwierciedla przede wszystkim wytrzymałość roślin na wahania temperatury i długotrwałe okresy suszy w sezonie wegetacyjnym. Liczba [K] uzupełnia liczbę [T]. Różnica między nimi polega na tym, że liczba T jest syntetycznym wskaźnikiem optimum klimatycznego gatunku, liczba K zaś wskazuje na granice jego amplitudy termicznej (Ellenberg, 1979; Landolt, 1977) – tabela 9.

Gatunki o określonych wymaganiach wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk połączono względem stopnia kontynentalizmu w sześć grup ekologicznych: K2 – gatunki oceaniczne, głównie w zachodniej Europie i w zachodnich



regionach Europy środkowej; K3-4 – gatunki suboceaniczne, większość obszaru środkowoeuropejskiego; K5 – przejściowe, od suboceanicznych do subkontynentalnych; K6-7 – gatunki subkontynentalne, głównie wschodnich regionów środkowej Europy; K8-9 – gatunki kontynentalne, obejmujące tylko wschodnią część Europy środkowej, K0 – gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej względem stopnia kontynentalizmu.

Tabela 9. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników kontynentalizmu klimatu [K]

Skala Ellenberga [K]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	euoceaniczne, brak w środkowej Europie (z nielicznymi wyjątkami)
2	oceaniczne, głównie w zachodniej Europie i w zachodnich regionach Europy środkowej
3	pośrednie między 2 i 4
4	suboceaniczne, większość obszaru środkowoeuropejskiego
5	przejściowe, od suboceanicznych do subkontynentalnych
6	subkontynentalne, głównie wschodnich regionów środkowej Europy
7	pośrednie między 6 i 8
8	kontynentalne, obejmujące tylko wschodnią część Europy środkowej
9	eukontynentalne, rzadko osiągające Europę środkową

Opracowano na podstawie: Ellenberg i inni (1991); Lindacher, red. (1995).

### \*\*\* Wartość średnia K – rycina 12A

Wartość średnia K zawiera się w dość szerokim zakresie (od 3,1 do 6,0). Najwyższą wartość K (6,0) odnotowano dla muraw ciepłolubnych *Thalicτρο-Salvietum* oraz *Sisymbrio-Stipetum*, najniższa charakteryzuje zbiorowisko pastwiskowe *Lolio-Cynosuretum* i murawę piaskową *Trifolium arvense-Elymus repens*.

### \*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 12B

Tylko w jednym zbiorowisku – *Cirsio-Polygonetum* udział liczby gatunków oceanicznych [K2] przekracza 10%, natomiast w sześciu zbiorowiskach brak gatunków tej grupy. Liczne są (i występują we wszystkich zbiorowiskach) gatunki suboceaniczne [K3-4], najbardziej powszechne (ponad 60%) w łąkach: *Tilio-Carpinetum*-fazy regeneracyjne oraz *Tilio-Carpinetum z Paris quadrifolia*. Najmniej tych gatunków (ponad 20%) stwierdzono w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum*. Gatunki przejściowe [K5] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć najliczniej (z 30% udziałem) w zbiorowisku *Corylus avellana-Fragaria vesca*. Najmniej tych gatunków odnotowano w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum* (ok. 8%). Gatunki subkontynentalne [K6-7] mają największy udział w dwóch płatach muraw kserotermicznych – *Sisymbrio-Stipetum* i *Thalicτρο-Salvietum*,

natomiast brak ich w trzech wilgotnych zbiorowiskach. Gatunki kontynentalne [K8] występują ze znikomym udziałem (ok. 2–4%) tylko w trzech zbiorowiskach: murawie ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*, w łące wilgotnej *Molinietum medioeuropaeum* oraz murawie piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens*. Warto podkreślić, że znaczną grupę stanowią gatunki „neutralne” względem gradientu kontynentalizmu [K0], najwięcej ich (ponad 45%) zanotowano w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum*, nieco mniej (ok. 40%) w składzie mokrej łąki turzycowej *Carietum gracilis* oraz wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis*.

### \*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 12C

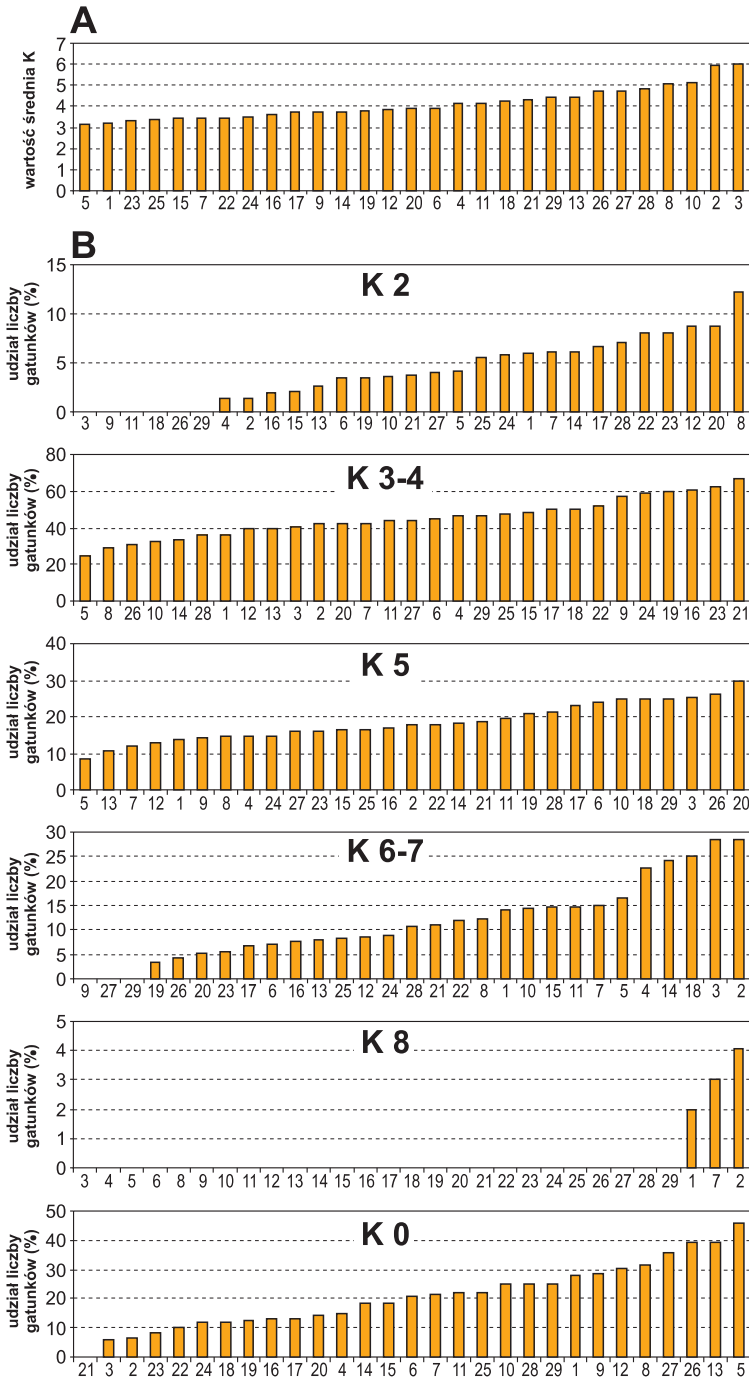
Tylko w jednym zbiorowisku – *Rhamno-Cornetum sanguinei* udział gatunków oceanicznych [K2] w pokryciu osiąga 35%, natomiast w sześciu zbiorowiskach ta grupa gatunków nie jest obecna. Dużą grupę (występującą we wszystkich zbiorowiskach) stanowią gatunki suboceaniczne [K3-4], o znacznym udziale w pokryciu w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum* i łągu *Ficario-Ulmetum campestris* (80%), a najmniejszym (ok. 7%) – w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*. Gatunki przejściowe [K5] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć zdecydowanie największy udział powierzchniowy (70%) mają w *Salicetum triandro-viminalis*. Najmniejszy ich udział odnotowano w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum* (ok. 0,7%). Gatunki subkontynentalne [K6-7] występują z największym udziałem w dwóch płatach muraw kserotermicznych: *Thalictro-Salvietum* (60%) i *Sisymbrio-Stipetum* (50%), natomiast w trzech wilgotnych zbiorowiskach nie występują. Gatunki kontynentalne [K8] są obecne tylko w trzech zbiorowiskach, przy czym z około 15% udziałem w murawie ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*. Gatunki „neutralne” względem gradientu kontynentalizmu [K0] stanowią znaczną grupę, najwięcej ich (ponad 60%) zanotowano w zbiorowiskach łągów *Fraxino-Alnetum*, *Salici-Populetum s. lato*, natomiast w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum* oraz *Cirsio-Polygonetum* ich udział przekracza 40%.

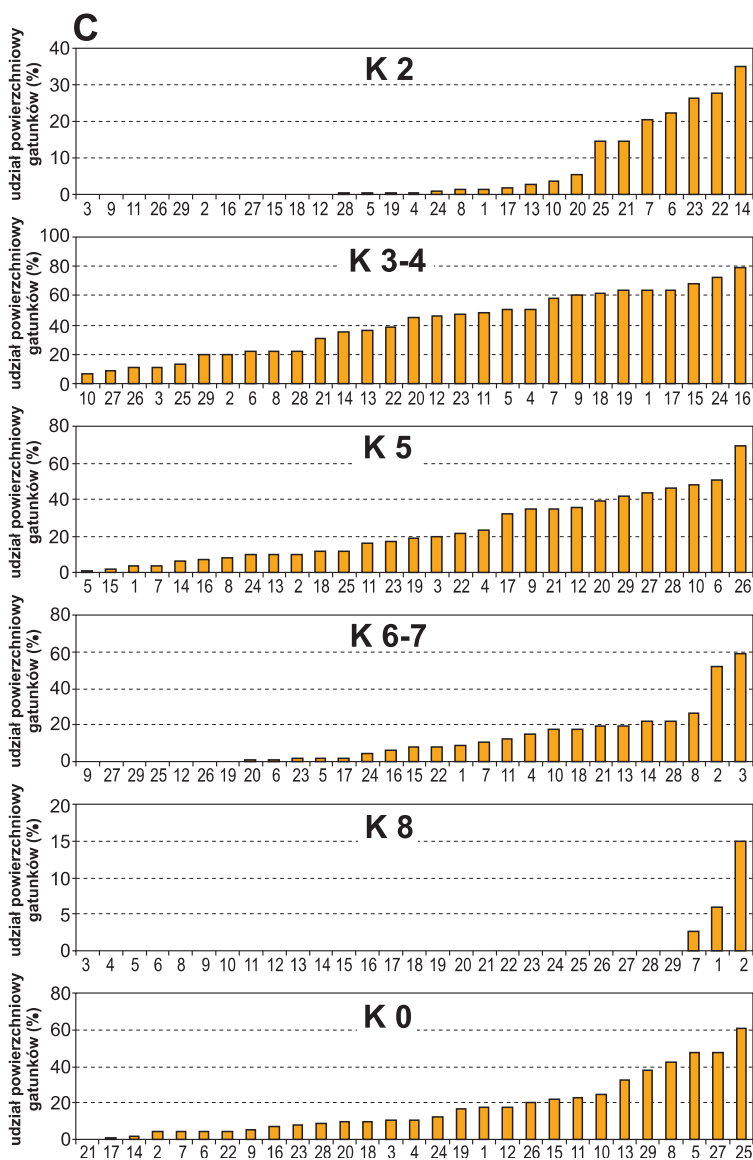
### \* Gatunkowe skale warunków glebowych

#### \*\* Wilgotność [F] – rycina 13

Skala wilgotności [F] wyraża ekologiczną reakcję gatunków na wilgotność podłoża w okresie wegetacyjnym. Wprawdzie wilgotność jako czynnik ekologiczny podlega znacznym wahaniom, jednak liczne badania o wzajemnych zależnościach między zbiorowiskami roślinnymi a stanem wód gruntowych pozwalają na określenie sumarycznego zapotrzebowania roślin, a tym samym przyjęcie wiarygodnego stopniowania wymagań gatunków w stosunku do wilgotności podłoża; według skali Ellenberga i innych (1991), od F1 – wymagających skrajnie suchych gleb do F9 – wymagających gleb mokrych. Zakres liczb F od 10 do 12 Ellenberg rezerwuje dla gatunków roślin wodnych, a dwustopniowa skala FX dotyczy zmiennego uwilgotnienia i podtopienia (tab. 10).

Gatunki o określonych wymaganiach względem wilgotności wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk połączono w siedem grup ekologicznych: F1-2 – gatunki bardzo suchych gleb; F3 – suchych gleb; F4-5 – umiarkowanie wilgotnych gleb; F6-7 – wilgotnych gleb; F8-9 – mokrych gleb; F10-11 – gatunki roślin wodnych; F0 – gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej względem wilgotności.





Ryc. 12. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem kontynentalizmu klimatu [K] (por. tab. 9) na podstawie:

A – wartości średniej K; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3

Tabela 10. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników wilgotności gleb [F]

Skala Ellenberga [F]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	bardzo suchych gleb, ograniczone tylko do przesuszonych stanowisk
2	pośrednie między 1 i 3
3	suchych gleb, częściej występujące na suchych niż świeżych glebach; na mokrych nie występują
4	pośrednie między 3 i 5
5	świeżych gleb, głównie na umiarkowanie wilgotnych; nie występują na mokrych ani na przesuszonych stanowiskach
6	pośrednie między 5 i 7
7	wilgotnych gleb; występują na glebach przewilgoconych, ale nie mokrych
8	pośrednie między 7 i 9
9	mokrych, często przemoczonych ciężkich gleb
10	wskaźniki zmiany poziomu wody, rośliny wodne, które wytrzymują długi czas bez zalewu
11	rośliny wodne, które mają korzenie pod wodą, a liście wynurzone powyżej lustra wody, lub pływające po powierzchni
12	rośliny podwodne, stale podtopione
zmiennego uwilgotnienia i podtopienia [FX]	
1	silnych wahań stopnia uwilgocenia gleby, łączone zawsze z liczbą wilgotności F; np. F3 – zmiennego stopnia wysuszenia gleb; przy F7 – zmiennego uwilgocenia; przy F9 – zmiennego przemoczenia gleb
2	podtopienia; na glebach mniej lub bardziej zalewanych

Opracowano na podstawie: Ellenberg i inni (1991); Lindacher, red. (1995).

### \*\*\* Wartość średnia F – rycina 13A

Wartość średnia F waha się w analizowanych zbiorowiskach w szerokim zakresie (3,1–8,1). Najwyższą wartość średnią  $F > 8,0$  odnotowano dla trzech płatów: *Salicetum pentandro-cinereae*, *Carici-Agrostietum caninae* oraz *Ribeso nigri-Alnetum*. Najniższa wartość F (3,1), charakteryzuje murawę ciepłolubną *Sisymbrio-Stipetum*, a dla jeszcze sześciu analizowanych płatów wartości średnie F są mniejsze niż 4.

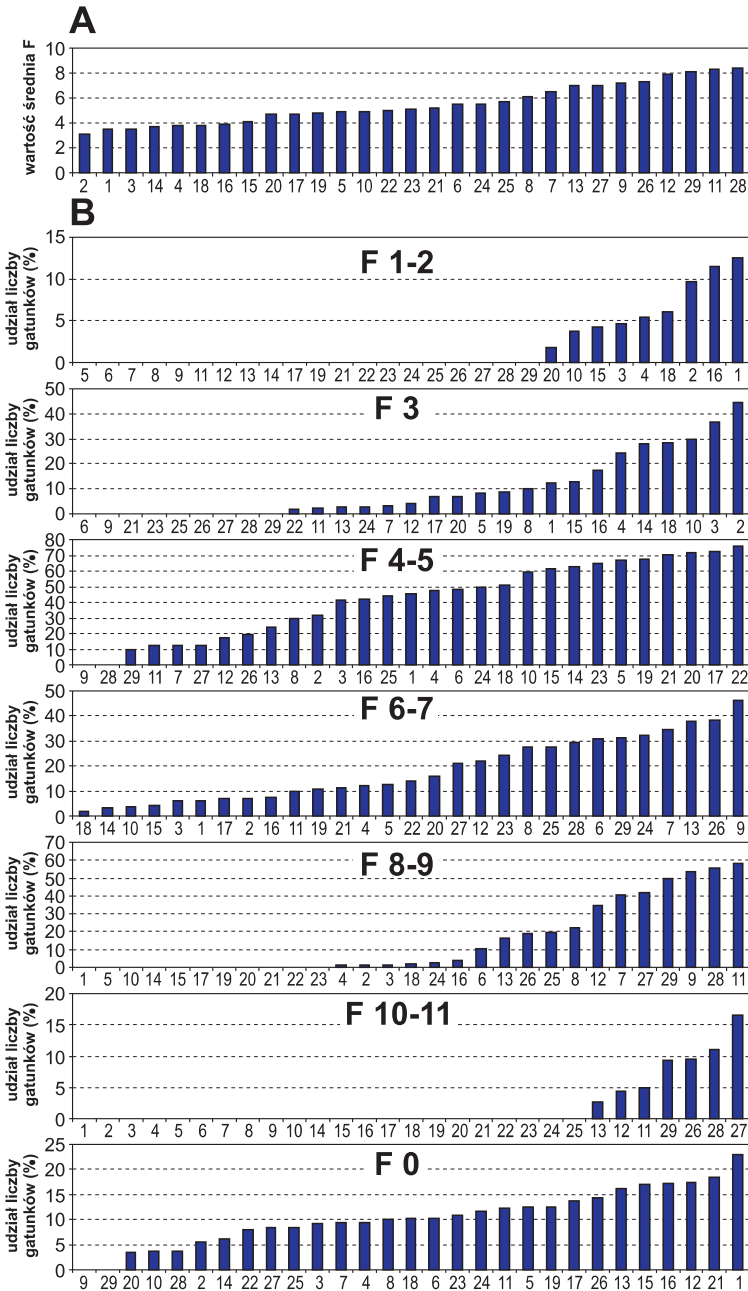
### \*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 13B

Gatunki wskaźnikowe gleb ekstremalnie suchych [F1-2] są obecne tylko w dziewięciu zbiorowiskach i w większości z nich z niewielkim udziałem, jedynie w dwóch płatach przekracza on 10% – w składzie murawie piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens* oraz w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum*. Prawie 10% tych gatunków odnotowano w murawie ciepłolubnej *Sisymbrio-Sti-*

petum. Udział wskaźników gleb suchych [F3] jest najwyższy w składzie muraw ciepłolubnych *Sisymbrio-Stipetum* (ok. 45%) i *Thalictro-Salvietum* (ponad 35%). W trzech zbiorowiskach osiągają niemal 30%: ruderalnym z *Lycium barbarum*, *Larix decidua-Knautia arvensis* oraz *Rhamno-Cornetum sanguinei*. Tylko w dwóch zbiorowiskach wilgotnych brak jest gatunków wskaźnikowych gleb świeżych [F4-5], a w czterech ich udział przekracza 70%: w grądach *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna*, *Tilio-Carpinetum*-fazy regeneracyjne, borze mieszanym *Quercu roboris-Pinetum* oraz zbiorowisku *Corylus avellana-Fragaria vesca*. Gatunki gleb wilgotnych [F6-7] są obecne we wszystkich analizowanych płatach, choć z bardzo zróżnicowanym udziałem (2,0–46,2%). Najliczniej występują w składzie łąki *Epilobio-Juncetum effusi*, a ponad 35% stanowią w *Salicetum triandro-viminalis* oraz w *Caricetum gracilis*. W dziesięciu zbiorowiskach ta grupa gatunków ma udział poniżej 10%, najmniejszy w zbiorowisku *Larix decidua-Knautia arvensis*. Wskaźniki gleb mokrych [F8-9] występują z prawie 60% udziałem w kwaśnej młacie turzycowej *Carici-Agrostietum caninae*, a z ponad 50% w *Salicetum pentandro-cinereae*, *Epilobio-Juncetum effusi* oraz *Ribeso nigri-Alnetum*; w 11 płatach brak jest gatunków gleb mokrych. Gatunki roślin wodnych [F10-11] występują tylko w siedmiu zbiorowiskach – z ponad 16% udziałem w łągu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum s. lato* i 11% w łożowisku *Salicetum pentandro-cinereae*. Tylko w dwóch wilgotnych zbiorowiskach brak jest gatunków obojętnych [F0] względem wilgotności siedliska – w składzie łąki wilgotnej *Epilobio-Juncetum effusi* i olsie *Ribeso nigri-Alnetum*; najwyższy ich udział (~23%) odnotowano w składzie murawy piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens*.

\*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 13C

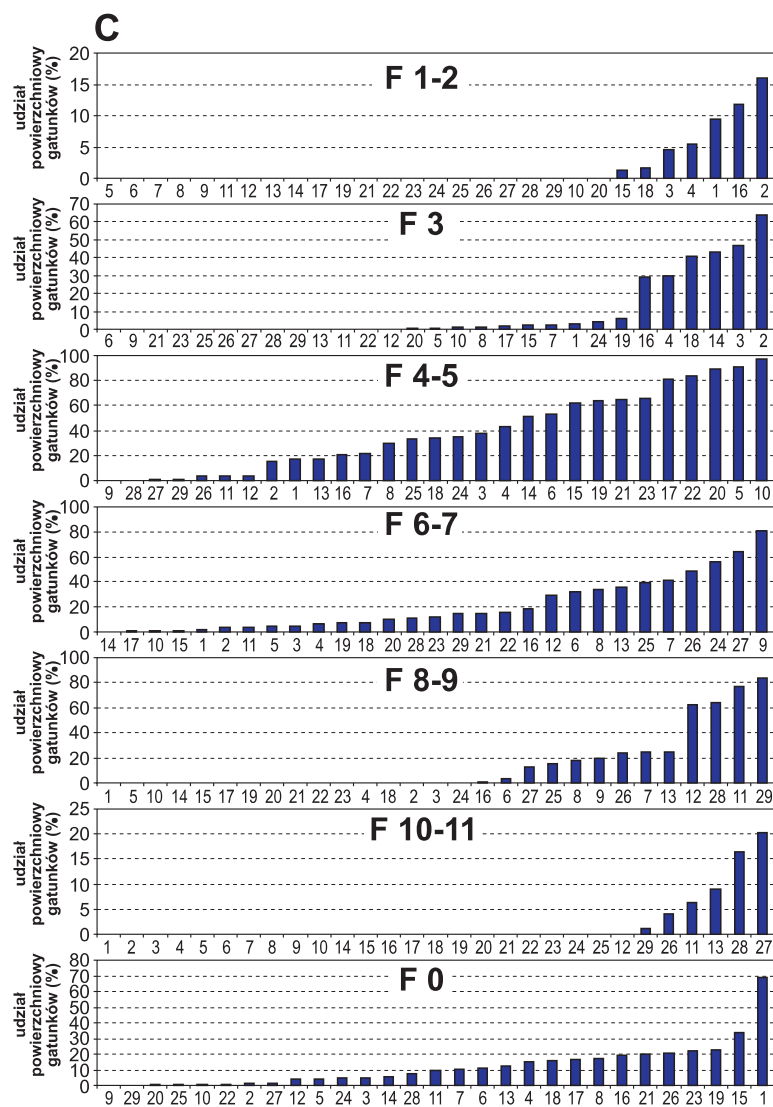
Gatunki wskaźnikowe gleb ekstremalnie suchych [F1-2] występują tylko w dziewięciu zbiorowiskach i na ogół z niewielkim udziałem – zaledwie w dwóch płatach przekracza 10%: w składzie murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum* (16%) oraz boru sosnowego *Leucobryo-Pinetum* (12%), w składzie murawy piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens* nieco poniżej 10%. Grupa wskaźników gleb suchych [F3] jest najwyższa w składzie murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum* (ponad 60%), a w niektórych zbiorowiskach (*Thalictro-Salvietum*, *Rhamno-Cornetum sanguinei* oraz *Larix decidua-Knautia arvensis*) przekracza 40%. Tylko w dwóch zbiorowiskach wilgotnych nie występują gatunki – wskaźniki gleb świeżych [F4-5], natomiast w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum* ich udział powierzchniowy osiąga niemal 98%, a w czterech (zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum*, *Corylus avellana-Fragaria vesca*, grądzie *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna* oraz borze mieszanym *Quercu roboris-Pinetum*) – przekracza 80%. Gatunki gleb wilgotnych [F6-7] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć ich udziały powierzchniowe są bardzo zróżnicowane (od 0,1 do 80,3%). Największy jest ich udział w składzie łąki wilgotnej *Epilobio-Juncetum effusi*, a następnie w łąkach – *Salici-Populetum s. lato* (ok. 65%) oraz *Ficario-Ulmetum campestris* (ok. 55%). W pięciu zbiorowiskach ta grupa gatunków występuje z udziałem powierzchniowym nieprzekraczającym 5% i z najmniejszym w zaroślach ciepłolubnych *Rhamno-Cornetum sanguinei*. Wskaźniki gleb mokrych [F8-9] mają znaczny udział w olsie *Ribeso nigri-Alnetum* (ponad 80%), w *Carici-*



Ryc. 13. Zróznicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem wilgotności gleb [F] (por. tab. 10) na podstawie:

A – wartości średniej F; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3





-*Agrostietum caninae* (ponad 70%), w *Salicetum pentandro-cinereae* oraz *Caricetum acutiformis* (ponad 60%); w 11 płatach brak tych gatunków. Gatunki roślin wodnych [F10-11] występują tylko w siedmiu zbiorowiskach i z ponad 20% udziałem w *Salici-Populetum s. lato*, a powyżej 16% w *Salicetum pentandro-cinereae*. Tylko dwa wilgotne zbiorowiska nie zawierają gatunków obojętnych [F0] względem wilgotności siedliska – *Epilobio-Juncetum effusi* i olsie *Ribeso nigri-Alnetum*; najwyższy ich udział powierzchniowy (ok. 70%) odnotowano w składzie murawy piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repaens*.

## \*\* Kwasowość [R] – rycina 14

Liczba odczynu (reakcji) [R] wyraża biologicznie odczuwalną przez rośliny kwasowość podłoża. Należy zaznaczyć, że amplituda fizjologiczna większości gatunków roślin w stosunku do odczynu gleb jest znacznie szersza w doświadczeniach wazonowych niż w przyrodzie, gdyż konkurencja wyraźnie zawęża tę amplitudę. Zakres skali reakcji [R] (odczynu, stopnia zakwaszenia) Ellenberga waha się od R1 – gatunków wymagających gleb silnie kwaśnych ( $\text{pH} < 3,5$ ) do R9 – wymagających gleb obojętnych i zasadowych ( $\text{pH} > 6,5$ ). Liczba reakcji R wskazuje na zawartość wolnych jonów wodorowych w glebie. Niska liczba reakcji R (wysokie zakwaszenie) wskazuje na gatunki roślin wymagające gleb kwaśnych, ubogich w związki zasadowe, natomiast wysoka liczba R odpowiada glebom bogatym w związki zasadowe (tab. 11).

Tabela 11. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników kwasowości gleb [R]

Skala Ellenberga [R]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	silnie kwaśnych gleb; gatunki roślin nigdy nie występujące na słabo kwaśnych i zasadowych glebach
2	pośrednie między 1 i 3
3	kwaśnych gleb; tylko wyjątkowo na glebach zasadowych
4	pośrednie między 3 i 5
5	umiarkowanie kwaśnych gleb; rzadko występujące na silnie kwaśnych, obojętnych i zasadowych glebach
6	pośrednie między 5 i 7
7	słabo kwaśnych i słabo zasadowych gleb; gatunki roślin nigdy nie występujące na glebach silnie kwaśnych
8	7/9 – wskaźniki wapnia
9	zasadowych gleb; gatunki roślin wskazujące na gleby bogate w wapń

Opracowano na podstawie: Ellenberg i inni (1991); Lindacher, red. (1995).

Gatunki o określonych wymaganiach względem czynnika kwasowości wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk połączono w sześć grup ekologicznych: R1 – gatunki gleb silnie kwaśnych; R2-3 – kwaśnych; R4-5 – umiarkowanie kwaśnych; R6-7 – słabokwaśnych i słabozasadowych; R8-9 – zasadowych; R0 – gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej względem kwasowości siedlisk.

## \*\*\* Wartość średnia R – rycina 14A

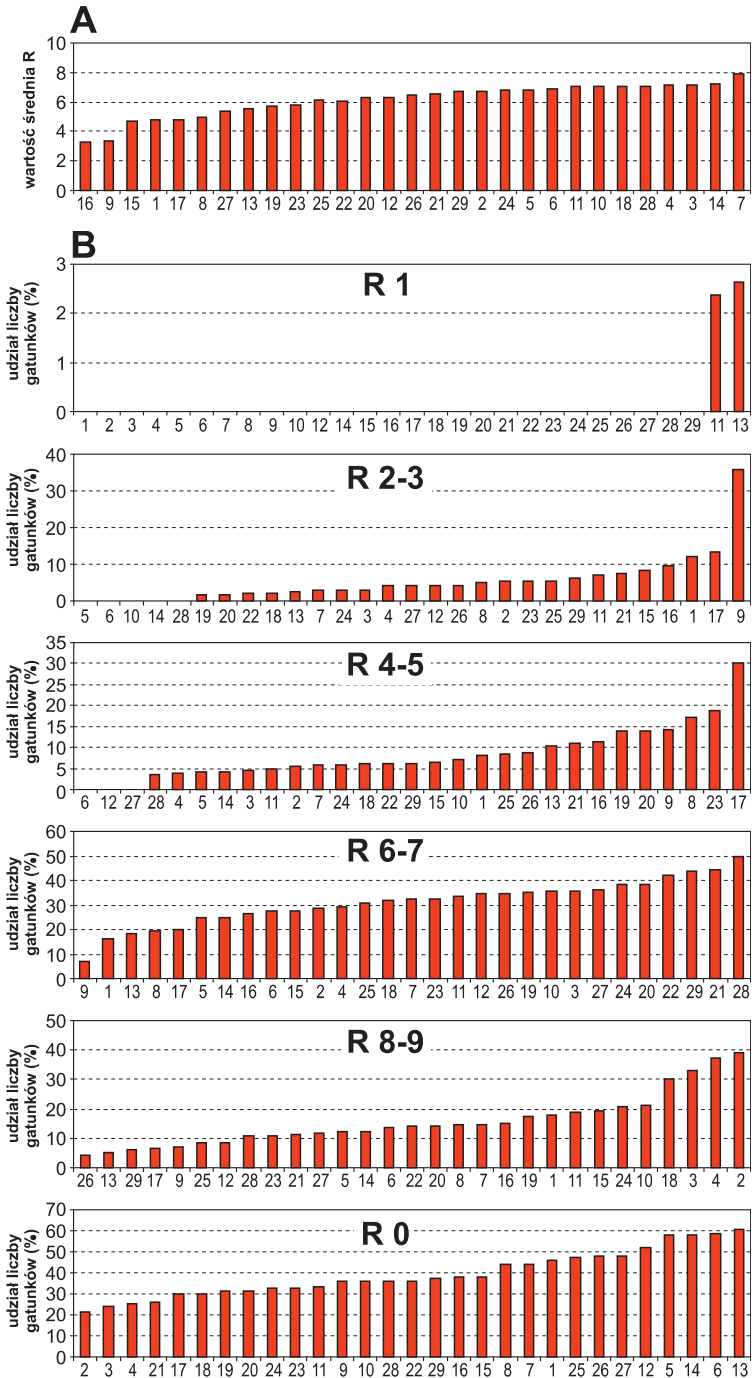
Wartości średnie R w analizowanych zbiorowiskach mieszczą się w szerokim zakresie (3,3–7,9). Wysokie wartości średnie [R7-8] odnotowano w ośmiu zbiorowiskach, przy czym najwyższą dla wilgotnej łąki *Molinietum medioeuropaeum*. Najniższe wartości średnie R (3,3) charakteryzują dwa zbiorowiska: bór sosnowy *Leucobryo-Pinetum* oraz łąkę *Epilobio-Juncetum effusi*.

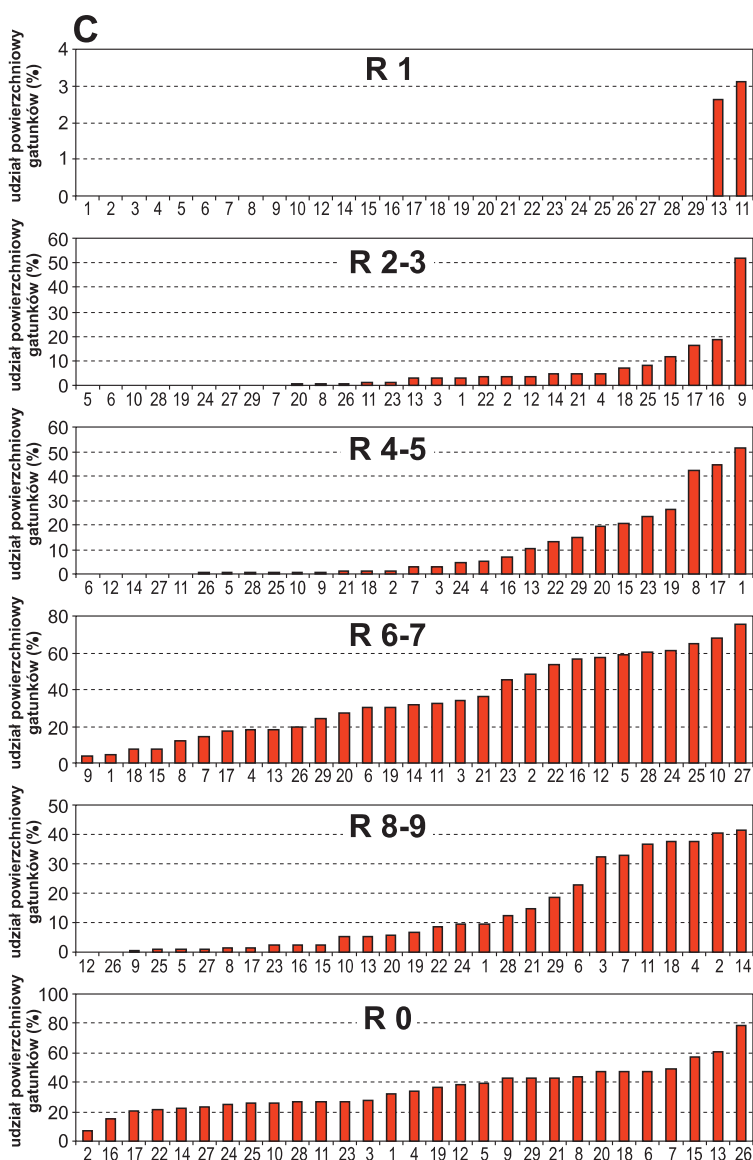
## \*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 14B

Gatunki wskaźnikowe gleb ekstremalnie kwaśnych (R1) występują tylko w dwóch zbiorowiskach *Caricetum gracilis* i *Carici-Agrostietum caninae*, ze znikomym udziałem (odpowiednio 2,6 i 2,4%). Udział wskaźników gleb kwaśnych [R2-3] jest najwyższy (ok. 35%) w składzie łąki wilgotnej *Epilobio-Juncetum effusum*, ponad 10% w borze mieszanym *Quercus roboris-Pinetum* i murawie piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens*; brak jest natomiast wskaźników gleb kwaśnych w pięciu analizowanych płatach. Tylko trzy zbiorowiska nie zawierają wskaźników umiarkowanie kwaśnych siedlisk [R4-5], a jeden zaledwie – bór mieszany *Quercus roboris-Pinetum* ma ich 30%. Gatunki gleb słabokwaśnych i słabozasadowych [R6-7] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć ich udziały są bardzo zróżnicowane (od 7 do 50%). Najliczniejsze są w składzie łożowiska *Salicetum pentandro-cinereae*, a tylko 7,1% stanowią w składzie łąki *Epilobio-Juncetum effusum*. Wskaźniki gleb zasadowych [R8-9] występują z największym udziałem (od 30 do ok. 40%) w płatach trzech muraw ciepłolubnych: *Sisymbrio-Stipetum*, *Inuletum ensifoliae*, *Thalictro-Salvietum* oraz w zbiorowisku *Larix decidua-Knautia arvensis*. Najmniej gatunków – wskaźników gleb zasadowych (~5%) odnotowano w *Salicetum triandro-viminalis* oraz w składzie florystycznym mokrej łąki turzycowej *Caricetum gracilis*. W czterech płatach stwierdzono około 60% udział liczby gatunków obojętnych [R0] względem kwasowości siedlisk: *Caricetum gracilis*, *Arrhenatheretum elatioris typicum*, *Rhamno-Cornetum sanguinei* oraz *Lolio-Cynosuretum*. Najmniejszy zaś (tylko ponad 20%) jest ten udział w płatach muraw ciepłolubnych.

## \*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 14C

Gatunki wskaźnikowe gleb ekstremalnie kwaśnych [R1] występują tylko w dwóch zbiorowiskach *Carici-Agrostietum caninae* i *Caricetum gracilis*, ze znikomym udziałem powierzchniowym (odpowiednio 3,1 i 2,6%). Udział wskaźników gleb kwaśnych [R2-3] jest najwyższy (około 50%) w składzie łąki wilgotnej *Epilobio-Juncetum effusum* i ponad 10% w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum*, mieszanym *Quercus roboris-Pinetum* oraz w młodnikach z *Pinus sylvestris*; natomiast w pięciu analizowanych płatach brak jest wskaźników gleb kwaśnych. Tylko w trzech zbiorowiskach nie występują wskaźniki gleb umiarkowanie kwaśnych [R4-5], a ponad 50% stanowią w pokryciu warstwy runa murawy piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens* i powyżej 40% – boru mieszanego *Quercus roboris-Pinetum*, a także łąki wilgotnej *Cirsio-Polygonetum*. Gatunki gleb słabokwaśnych i słabozasadowych [R6-7] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć ich udział jest bardzo zróżnicowany (od ok. 4 do 76%) – największy w *Salici-Populetum s. lato* i jeszcze pięciu zbiorowiskach do 60%, natomiast tylko 4% w składzie łąki *Epilobio-Juncetum effusum*. Wskaźniki gleb zasadowych [R8-9] występują z największym udziałem (35% do ponad 40%) w płatach *Rhamno-Cornetum sanguinei*, muraw ciepłolubnych *Sisymbrio-Stipetum*, *Inuletum ensifoliae* oraz w zbiorowisku *Larix decidua-Knautia arvensis*. Bardzo niski udział gatunków – wskaźników gleb zasadowych (0,2–2,4%) odnotowano aż w 11 zbiorowiskach. Gatunki obojętne względem czynnika kwasowości [R0] stanowią znaczny udział w pokryciu dziesięciu analizowanych płatów (40–80%); z około 80% pokryciem występuje ta grupa gatunków w fitocenozie wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis*, a z najmniejszym (tylko ok. 7%) w pokryciu warstwy runa murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*.





Ryc. 14. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem kwasowości gleb [R] (por. tab. 11) na podstawie:

A – wartości średniej R; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3

## \*\* Azot [N] – rycina 15

Skala azotu [N] Ellenberga wyraża ekologiczną reakcję gatunków na zawartość azotu w glebie; od N1 – gatunków występujących tylko na glebach ubogich w azot do N9 – gatunków tylko na glebach zasobnych w azot (np. silnie nawożonych) – tabela 12.

Tabela 12. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników zawartości azotu w glebach [N]

Skala Ellenberga [N]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	gleb skrajnie ubogich w mineralne związki azotowe
2	pośrednie między 1 i 3
3	gleb ubogich w mineralne związki azotowe, gatunki roślin mogą wskazywać na umiarkowanie zasobne w azot gleby, a tylko wyjątkowo spotkać je można na glebach bogatych w związki azotowe
4	pośrednie między 3 i 5
5	gleb umiarkowanie zasobnych w mineralne związki azotowe; gatunki roślin sporadycznie występujące zarówno na glebach ubogich jak i bogatych w azot
6	pośrednie między 5 i 7
7	gleb zasobnych w mineralne związki azotowe; gatunki roślin niekiedy występujące na umiarkowanie zasobnych, lecz tylko wyjątkowo na glebach ubogich w azot
8	gleb bardzo zasobnych w mineralne związki azotowe; gatunki roślin są jednoznaczными wskaźnikami wysokiej zawartości azotu
9	gleb przeazotowanych; w rejonach o koncentracji zanieczyszczeń; gatunki roślin wskazujące na silne nawożenie i obecność gnojowicy

Opracowano na podstawie: Ellenberg i inni (1991); Lindacher, red. (1995).

Gatunki roślin o określonych wymaganiach względem zawartości azotu w glebach wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk połączono w sześć grup ekologicznych: N1 – gatunki wskaźnikowe gleb skrajnie ubogich w mineralne związki azotowe; N2-3 – gleb ubogich; N4-5 – umiarkowanie zasobnych; N6-7 – zasobnych; N8-9 – bardzo zasobnych; N0 – o szerokiej amplitudzie ekologicznej względem zawartości azotu w siedliskach.

## \*\*\* Wartość średnia N – rycina 15A

Wartość średnia N zmienia się w analizowanych zbiorowiskach w szerokim zakresie 2,4–8,0. Wysokie wartości średnie [N7-8] odnotowano w trzech zbiorowiskach, przy czym najwyższą dla łągów – wierzbowo-topolowego *Salici-Populetum s. lato* i wiązowo-jesionowego *Ficario-Ulmetum campestris* – oraz łąki świeżej *Arrhenatheretum elatioris typicum*. Najniższe wartości średnie N (poniżej 3) charakteryzują pięć zbiorowisk: *Molinietum medioeuropaeum*, młodniki z *Pinus*

*sylvestris*, bór sosnowy *Leucobryo-Pinetum*, a także murawy ciepłolubne *Sisymbrio-Stipetum* oraz *Inuletum ensifoliae*.

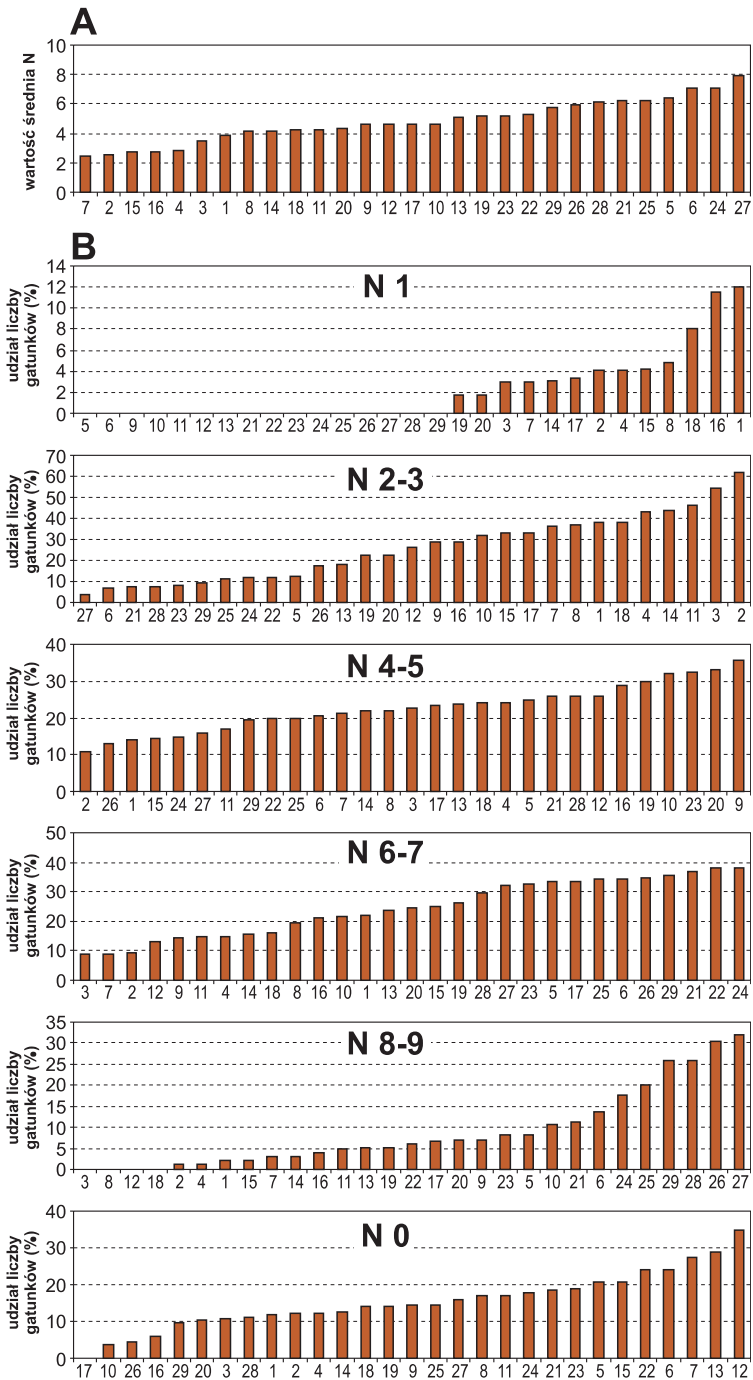
\*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 15B

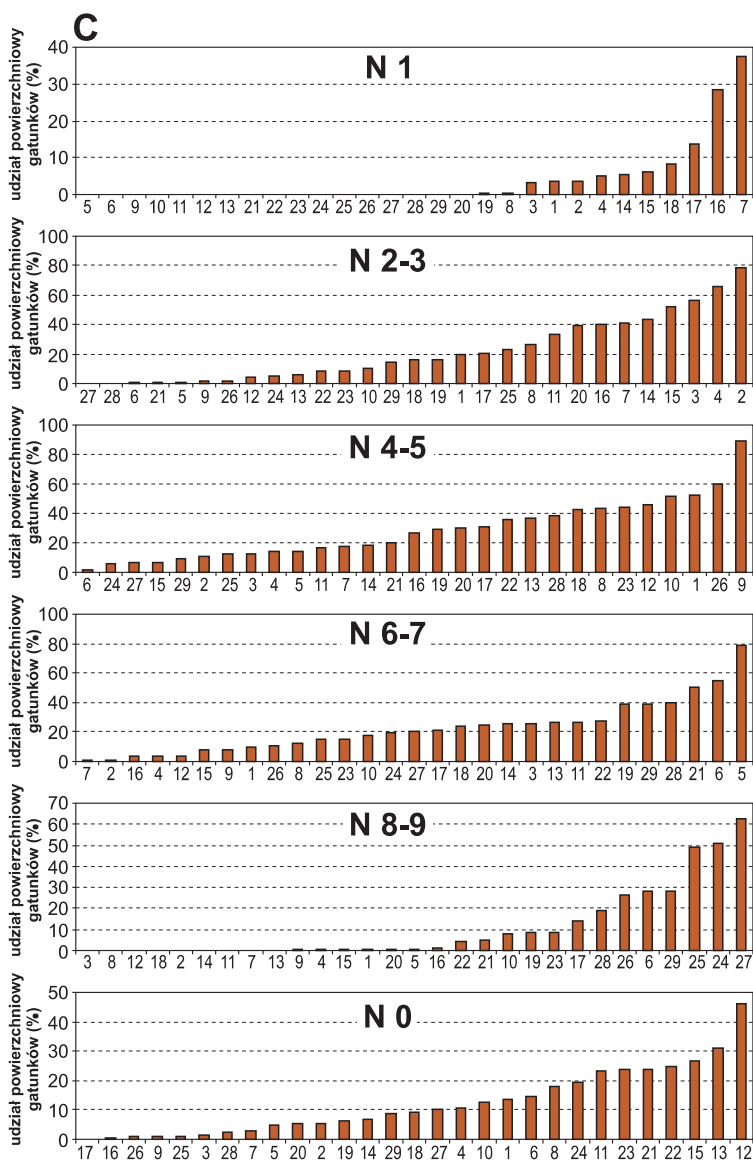
Gatunki wskaźnikowe gleb ekstremalnie ubogich [N1] występują w trzynastu zbiorowiskach i w większości z nich z niewielkim udziałem, zaledwie w dwóch płatach ich udział przekracza 10% – w murawie piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens* oraz w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum*. Udział wskaźników gleb ubogich [N2-3] jest w analizowanych zbiorowiskach zróżnicowany (od 4 do ok. 62%) i najwyższy w składzie muraw ciepłolubnych *Sisymbrio-Stipetum* (ponad 60%) i *Thalictro-Salvietum* (ponad 50%); natomiast najniższy odnotowano w łągu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum s. lato*. Udział gatunków roślin wskaźnikowych gleb umiarkowanie zasobnych [N4-5] wynosi od około 11 do 36%, przy czym najwyższy jest w *Epilobio-Juncetum effusi*, najniższy zaś w składzie murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*. Gatunki gleb zasobnych [N6-7] pojawiają się we wszystkich analizowanych płatach, choć ze zróżnicowanym udziałem (ok. 9–38%). Najliczniej występują w składzie łągu *Ficario-Ulmetum campestris* oraz łągów – *Tilio-Carpinetum* z *Crataegus monogyna* i *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne. W trzech płatach (należących do muraw ciepłolubnych *Thalictro-Salvietum*, *Sisymbrio-Stipetum* oraz łąki *Molinietum medioeuropaeum*) ich udziały są niższe niż 10%. Wskaźniki gleb bardzo zasobnych [N8-9] mają duży udział w wilgotnych lasach liściastych: łągu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum s. lato*, wiklinach nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis* (ponad 30%), w łożowisku *Salicetum pentandro-cinereae* oraz olsie *Ribeso nigri-Alnetum* (ponad 25%). W czterech płatach brak wskaźników gleb bardzo zasobnych. Tylko w jednym zbiorowisku – borze mieszanym *Quercu roboris-Pinetum* – brak jest gatunków obojętnych (N0) względem zawartości azotu w glebach; najwyższy ich udział (35%) odnotowano w składzie zbiorowiska wielkoturzycowego *Caricetum acutiformis*, ale występują także z dość znacznym pokryciem w dwóch innych wilgotnych zbiorowiskach trawiastych *Caricetum gracilis* oraz *Molinietum medioeuropaeum*.

\*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 15C

Gatunki wskaźnikowe gleb ekstremalnie ubogich [N1] są obecne tylko w trzynastu zbiorowiskach i na ogół z niewielkim udziałem, tylko w jednym z nich – *Molinietum medioeuropaeum* ich udział przekracza 35%, a w borze sosnowym *Leucobryo-Pinetum* osiąga 30%. Udział powierzchniowy wskaźników gleb ubogich [N2-3] jest w analizowanych zbiorowiskach bardzo zróżnicowany (od 0,1 do ok. 78%) i najwyższy w składzie trzech muraw ciepłolubnych: *Sisymbrio-Stipetum* (78%), *Inuletum ensifoliae* (~66%) i w *Thalictro-Salvietum* (57%), a także w młodnikach sosnowych (52%); najmniej ich natomiast odnotowano w *Salici-Populetum s. lato* oraz *Salicetum pentandro-cinereae* (odpowiednio 0,1 i 0,3%). Udział w pokryciu gatunków roślin – wskaźników gleb umiarkowanie zasobnych [N4-5] waha się w bardzo szerokim zakresie (od 2 do 89%), przy czym najwyższy odnotowano w składzie łąki wilgotnej *Epilobio-Juncetum effusi* i wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis* (ponad 60%); najniższy zaś – w składzie łąki świeżej *Arrhenatheretum elatioris typicum*. Gatunki gleb zasobnych [N6-7] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć ich udziały są wyraźnie







Ryc. 15. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem zawartości azotu w glebach [N] (por. tab. 12) na podstawie:  
 A – wartości średniej N; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych;  
 oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3.

zróżnicowane (ok. 1,0–79%). Z największym udziałem powierzchniowym tych gatunków spotkać się można w zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum* i z ponad 50% w składzie łąki świeżej *Arrhenatheretum elatioris typicum*, a tylko około 1% stanowią w *Molinietum medioeuropaeum* i *Sisymbrio-Stipetum*. Wskaźniki gleb bardzo zasobnych [N8-9] występują z dużym udziałem powierzchniowym w łąkach: *Salici-Populetum s. lato* (ponad 60%), *Ficario-Ulmetum campestris*, *Fraxino-Alnetum* (ok. 50%). Tylko w jednym zbiorowisku – borze mieszanym *Quercu roboris-Pinetum* brak jest gatunków obojętnych [N0] względem zawartości azotu w glebach; najwyższy ich udział powierzchniowy odnotowano w składzie zbiorowisk turzycowych *Caricetum acutiformis* (ponad 45%) oraz *Caricetum gracilis* (30%).

\*\* Zawartość humusu [H] – rycina 16

Skala humusu [H] określa wymagania gatunków roślin co do zawartości próchnicy i materii organicznej w glebie w miejscu wystąpienia rośliny. Wysoka liczba H wskazuje na optymalną zawartość materii organicznej w otoczeniu korzeni roślin, niska – na jej brak lub niewielką zawartość. Skala H nie występuje w systemie liczb wskaźnikowych Ellenberga i współautorów (1991). Landolt skonstruował skalę 5-stopniową (Landolt, 1977; Lindacher, red., 1995): od H1 – wskaźników gleb surowych (bez warstwy próchnicy) do H5 – wskaźników gleb wyraźnie zasobnych w próchnicę i materię organiczną (tab. 13).

Tabela 13. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników zawartości humusu w glebie [H]

Skala Landolta [H]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	surowej gleby (bez warstwy humusu); gatunki roślin unikające grubej warstwy humusu. Wskaźniki gleb surowych
2	gleb z bardzo cienką warstwą humusu; nie występujące na torfowiskach i czarnoziemach. Wskaźniki gleb bogatych w minerały
3	gleb z umiarkowaną warstwą humusu (głównie w formie mull); gatunki roślin rzadko występujące na surowych lub torfowych glebach
4	gleb bogatych w humus z próchnicą typu mull lub moder, czasem także typu mor, lecz z korzeniami częściowo osiągającymi poziom mineralny. Wskaźniki humusu
5	gleb wyraźnie zasobnych w humus; gatunki roślin korzeniące się w glebach bogatych w humus, unikające gleb mineralnych. Jednoznaczne wskaźniki gleb bogatych w materię organiczną
0	gatunki roślin na glebach surowych, jak również humusowych

Opracowano na podstawie: Ellenberg i inni (1991); Lindacher, red. (1995).

Gatunki roślin o określonych wymaganiach względem zawartości próchnicy i materii organicznej w glebach, wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk, połączono w pięć grup ekologicznych wskaźników gleb: H2 – z bardzo cienką warstwą próchnicy i materii organicznej; H3 – z umiarkowaną zawartością materii organicznej; H4 – bogatych w materię organiczną; H5 – bardzo bogatych w materię organiczną; H0 – gatunki o szerokiej tolerancji ekologicznej względem zawartości próchnicy i materii organicznej.

\*\*\* Wartość średnia H – rycina 16A

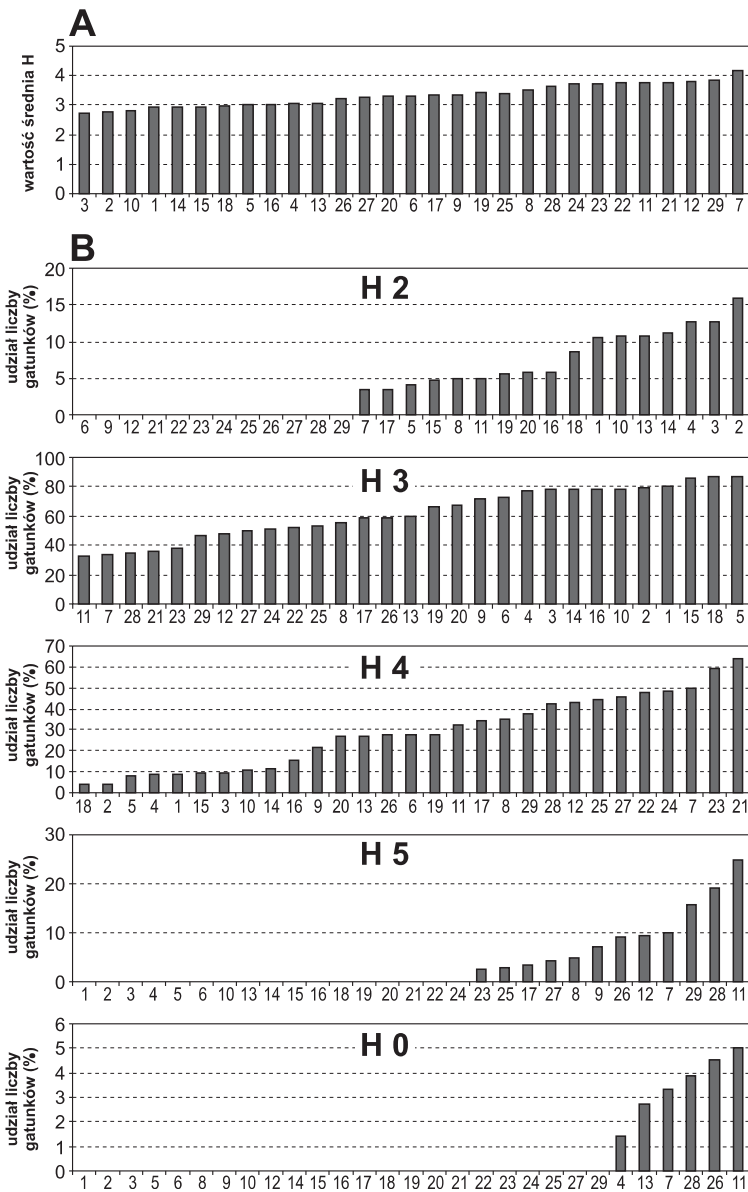
Wartość średnia H ma w analizowanych zbiorowiskach dość szeroki zakres (2,7–4,2). Wysokie wartości średnie H 4,2 odnotowano dla łąki wilgotnej *Molinietum medioeuropaeum*, natomiast najniższe (H poniżej 3) – dla sześciu zbiorowisk, przy czym najniższe (H 2,7; 2,8) dla dwóch muraw ciepłolubnych – *Thalictro-Salvietum* i *Sisymbrio-Stipetum* oraz zbiorowiska ruderalnego z *Lycium barbarum*.

\*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 16B

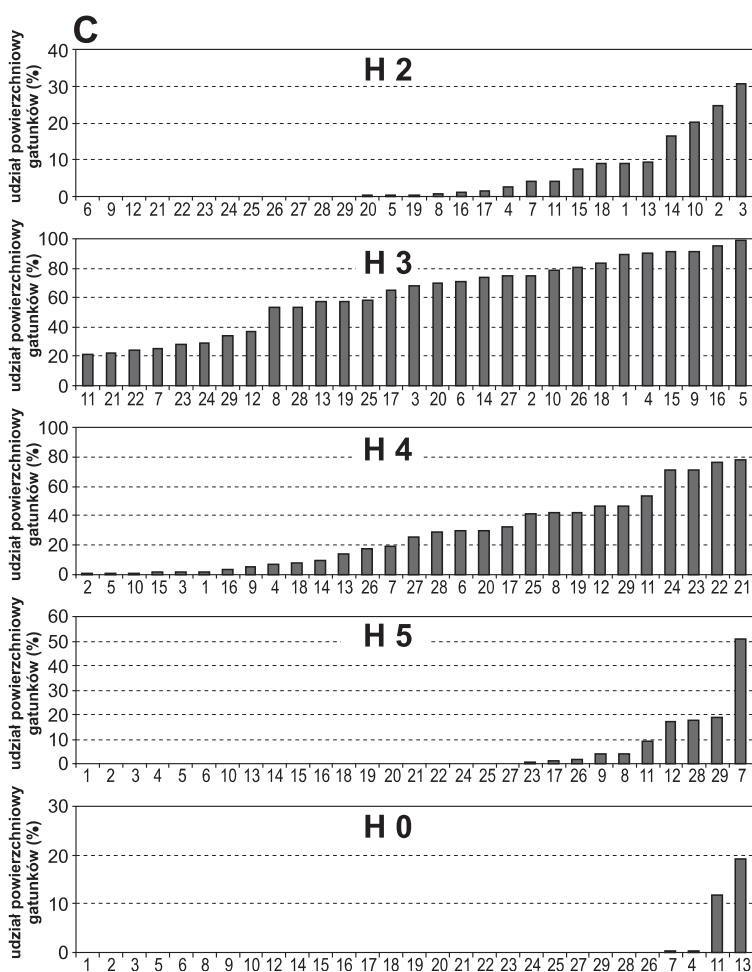
Gatunki wskaźnikowe gleb z bardzo cienką warstwą materii organicznej [H 2] występują najliczniej w składzie muraw ciepłolubnych *Sisymbrio-Stipetum* (16%), *Thalictro-Salvietum* i *Inuletum ensifoliae* (13%), zaś w dwunastu płatach nie występują wcale. Udział wskaźników gleb umiarkowanie zasobnych w materię organiczną [H3] jest w analizowanych zbiorowiskach zróżnicowany (32,5–87,5%) i najwyższy (ponad 80%) w składzie zbiorowisk: pastwiskowego *Lolio-Cynosuretum*, *Larix decidua-Knautia arvensis* oraz młodników z *Pinus sylvestris*, a najniższy (nieco ponad 30%) w *Carici-Agrostietum caninae* i *Molinietum medioeuropaeum*. Gatunki gleb zasobnych w materię organiczną [H4] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć ich udziały są zróżnicowane (od ok. 4 do 64%). Najliczniej (ponad 60%) występują w składzie *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne, *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia*, *Salicetum pentandro-cinereae*; najmniej licznie (nieco ponad 4%) w zbiorowisku *Larix decidua-Knautia arvensis* i murawie ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum*. Wskaźniki gleb bardzo zasobnych w próchnicę i materię organiczną [H5] mają znaczny udział ilościowy w wilgotnych zbiorowiskach *Carici-Agrostietum caninae* (25%), *Salicetum pentandro-cinereae* (19 %) i *Ribeso nigri-Alnetum* (ok. 16%), w pozostałych ośmiu ten udział jest znacznie mniejszy. Niewiele jest gatunków obojętnych [H0] względem zawartości materii organicznej w glebach; wystąpiły one ze znikomym udziałem w sześciu zbiorowiskach.

\*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 16C

Gatunki roślin – wskaźniki gleb z bardzo cienką warstwą materii organicznej [H2] mają największy udział w powierzchni muraw ciepłolubnych *Sisymbrio-Stipetum* (30%) oraz *Thalictro-Salvietum* (25%). W dwunastu płatach gatunki te nie występują. Udział wskaźników gleb umiarkowanie zasobnych w materię organiczną [H3] jest w analizowanych zbiorowiskach zróżnicowany (21,3–98,9%) i najwyższy w składzie zbiorowisk: pastwiskowego *Lolio-Cynosuretum*, boru sosnowego *Leucobryo-Pinetum*, łąki wilgotnej *Epilobio-Juncetum effusi*, młodników z *Pinus sylvestris*, muraw – ciepłolubnej *Inuletum ensifoliae* i piaskowej *Trifolium arvense-Elymus repens*, a najniższy (nieco ponad 20%) w składzie kwaśnej młaki



Ryc. 16. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem zawartości materii organicznej (humusu) w glebie [H] (por. tab. 13) na podstawie: A – wartości średniej H; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3



turzykowej *Carici-Agrostietum caninae* i gądo *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjnej. Gatunki gleb zasobnych w materię organiczną [H4] występują we wszystkich analizowanych płatach, choć ich udziały są zróżnicowane (od ok. 0,5 do 78,1%). W czterech zbiorowiskach ta grupa gatunków przekracza 70% udziału powierzchniowego – w trzech postaciach gądo oraz łęgu *Ficario-Ulmetum campestris*; natomiast w składzie murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum* i zbiorowisku pastwiskowym *Lolio-Cynosuretum* gatunki te występują z nieznaczącym udziałem (poniżej 1%). Wskaźniki gleb bardzo zasobnych w materię organiczną [H5] mają duży udział w wilgotnym zbiorowisku łąkowym *Molinetum medioeuropaeum* (50%), olsie *Ribeso nigri-Alnetum* (19%) oraz w łozowisku *Salicetum pentandrocinereae* (17,5%). Nieznaczący jest udział gatunków obojętnych względem zawartości materii organicznej w glebach [H0]; wystąpiły one w sześciu zbiorowiskach i tylko z około 19% udziałem w zbiorowisku młaki turzykowej *Caricetum gracilis*.

\*\* Uziarnienie, zwięzłość i przewietrzanie gleby – skład granulometryczny [D]  
– rycina 17

Skala zwięzłości [D] wskazuje na wymagania roślin względem przepuszczalności i przewietrzenia gleb. Chodzi tu o wspólną diagnozę składu mechanicznego (uziarnienia) gleby i wypełnienia powietrzem przestrzeni między cząstkami glebowymi. Gleby z niewielkimi frakcjami uziarnienia są nieprzepuszczalne, słabo przewietrzane i wysychające w okresie suszy. Także gleby podtopione przez długi czas są ubogie w tlen.

Skala zwięzłości jest określana przez E. Landolta (1977) i K. Zarzyckiego (Zarzycki i inni, 2002) zależnie od składu mechanicznego gleby (rozmiaru frakcji glebowych), a w związku z tym od przewietrzania gleby w miejscu bytowania rośliny. Niskie liczby „dyspersji” (wskaźnika granulometrycznego według Zarzyckiego) D1 charakteryzują gleby z bardzo dużymi frakcjami (>2 mm); są to rumosze skalny, piargi, żwir na którym pojawiają się rośliny naskalne, natomiast wysokie liczby D5 – z bardzo drobnymi frakcjami (<0,002 mm) z małym dostępem tlenu, dotyczą tych roślin, które pojawiają się zwykle na glebach wilgotnych i słabo przewietrzanych, cechujących się bardzo drobnym materiałem gliniastym lub torfowym. Gatunki roślin o liczbie D5 unikają frakcji piaszczystych, kamienistych, a także żwirowych. Są to najczęściej wskaźniki gleb gliniastych i torfowych (tab. 14).

Tabela 14. Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników zwięzłości (składu mechanicznego) i przewietrzania gleb [D]

Skala Landolta [D]	Gatunki roślin – wskaźniki
1	rumoszu skalnego, piargów, żwiru, na którym pojawiają się rośliny naskalne
2	gleb gruboziarnistych, kamienistych, piargu, żwiru (średnica dużych frakcji kamienistych w sąsiedztwie korzeni >2 mm)
3	głównie przepuszczalnych gleb, żwirowych lub piaszczystych, dobrze przewietrzanych (przeciętna średnica frakcji kamienistych w sąsiedztwie korzeni 0,05–2 mm)
4	piaszczystych i pyłowych przewietrzanych gleb, ubogich we frakcje szkieletowe (żwir) – przeciętna średnica drobnych frakcji 0,002–0,05 mm; gatunki roślin nie występujące na glebach z dużą zawartością grubych frakcji kamienistych
5	drobnoziarnistych gleb gliniastych lub torfowych, nieprzepuszczalnych, w niewielkim stopniu przewietrzanych (ubogich w tlen) – przeciętna średnica najdrobniejszych frakcji koloidalnych – mniej niż 0,002 mm; gatunki roślin unikające gleb piaszczystych, skalistych i gruboszkieletowych; często wskaźniki gleb gliniastych (jeżeli wartość humusu jest niższa niż 5) lub torfowych (jeżeli wartość humusu wynosi 5), lub wskaźniki deficytu tlenu w glebach

Opracowano na podstawie: Landolt (1977); Lindacher, red. (1995).



Gatunki roślin o określonych wymaganiach względem uziarnienia gleb, wchodzące w skład omawianych 29 zbiorowisk połączono w pięć grup ekologicznych wskaźników gleb: D1-2 – gruboziarnistych, kamienistych; D3 – przepuszczalnych gleb żwirowych i piaszczystych, D4 – piaszczystych i pyłowych przewietrzanych, ubogich we frakcje szkieletowe; D5 – drobnoziarnistych gliniastych lub torfowych, nieprzepuszczalnych; D0 – gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej względem zwięzłości i przewietrzania gleb.

\*\*\* Wartość średnia D – rycina 17A

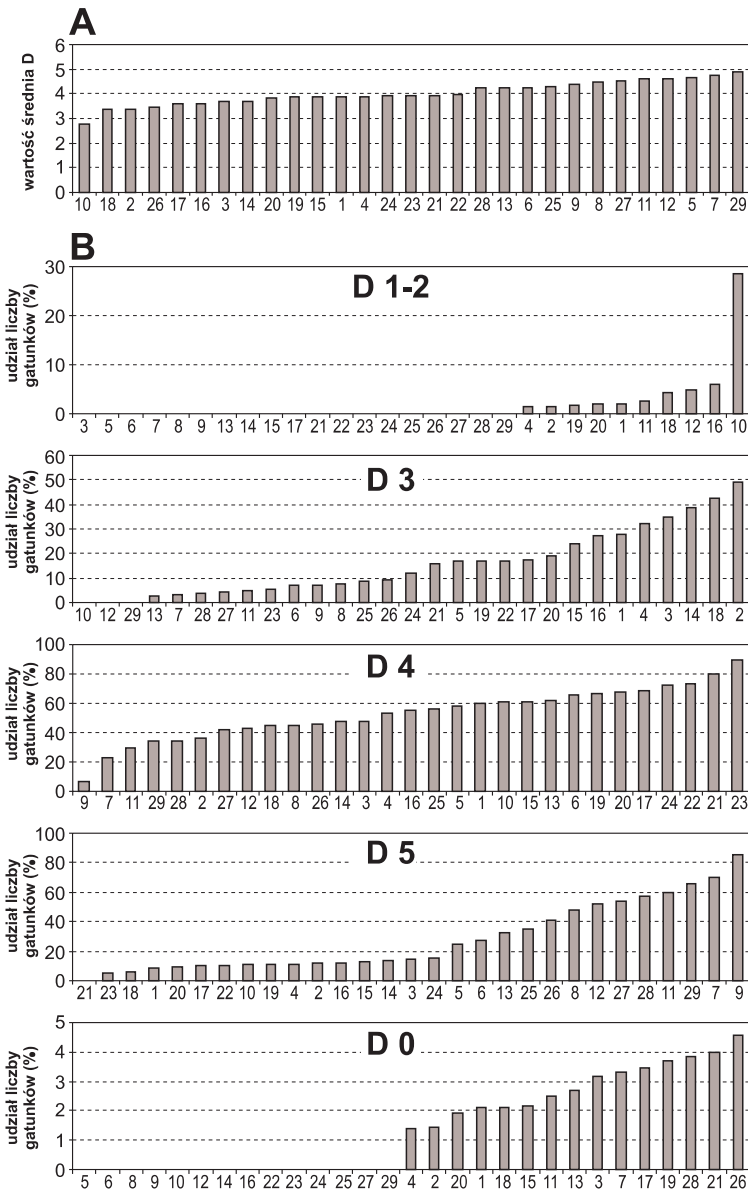
Wartość średnia D waha się w analizowanych zbiorowiskach w zakresie dwóch stopni skali (2,8–4,9). Wysokie wartości średnie D >4 odnotowano w dwunastu zbiorowiskach, przy czym najwyższą w olsie *Ribeso nigri-Alnetum*, a także w wilgotnych zbiorowiskach trawiastych. Najniższą wartość średnią D (poniżej 2) odnotowano w jednym tylko ruderalnym zbiorowisku z *Lycium barbarum*.

\*\*\* Udział liczby gatunków (%) – rycina 17B

Gatunki roślin – wskaźniki gleb gruboziarnistych [D1-2] występują w dziesięciu analizowanych płatach i najliczniej w składzie zbiorowiska ruderalnego z *Lycium barbarum* (ok. 29%). Udział wskaźników przepuszczalnych gleb żwirowych i piaszczystych [D3] jest najwyższy w składzie murawy ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum* oraz zbiorowiska *Larix decidua-Knautia arvensis* (ponad 40%). Brak jest gatunków tej grupy w trzech zbiorowiskach: ruderalnym z *Lycium barbarum* i dwóch wilgotnych *Caricetum acutiformis* i *Ribeso nigri-Alnetum*. Udział wskaźników gleb piaszczystych i pyłowych [D4] jest w analizowanych zbiorowiskach zróżnicowany (7,1–89,2%) i najwyższy (ok. 73–89%) w składzie trzech postaci łąk: *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne, *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* i z *Crataegus monogyna*, najmniej licznie natomiast występuje w składzie łąki *Epilobio-Juncetum effusi* (7,1%). Gatunki wskaźnikowe gleb gliniastych i torfowych [D5] nie występują tylko w jednym zbiorowisku *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjne, w pozostałych zaś wartości ich udziałów mają szeroki zakres (5,4–85,7%). Najliczniej występują w składzie łąk: *Epilobio-Juncetum effusi* (ponad 85%), *Molinietum medioeuropaeum* (ok. 70%), olsu *Ribeso nigri-Alnetum* (ok. 65%) i młaki turzycowej *Carici-Agrostietum caninae* (60%). Obserwuje się podział na trzy grupy zbiorowisk – indykatorów uziarnienia (składu mechanicznego), zwięzłości i przewietrzania gleb: (1) udział gatunków D5 niski (do 12%) – to suche i ciepłe zbiorowiska; (2) udział gatunków D5 w zakresie 25–28% – to zbiorowiska świeże, umiarkowanie wilgotne (*Lolio-Cynosuretum*, *Arrhenatheretum elatioris typicum*); (3) udział gatunków D5 w zakresie 30–86% – to wilgotne zaroślowe, leśne oraz trawiaste zbiorowiska. Niewielka jest natomiast liczba gatunków obojętnych (D0) względem zwięzłości i przewietrzania gleb wystąpiły one w piętnastu zbiorowiskach ze znikomym udziałem.

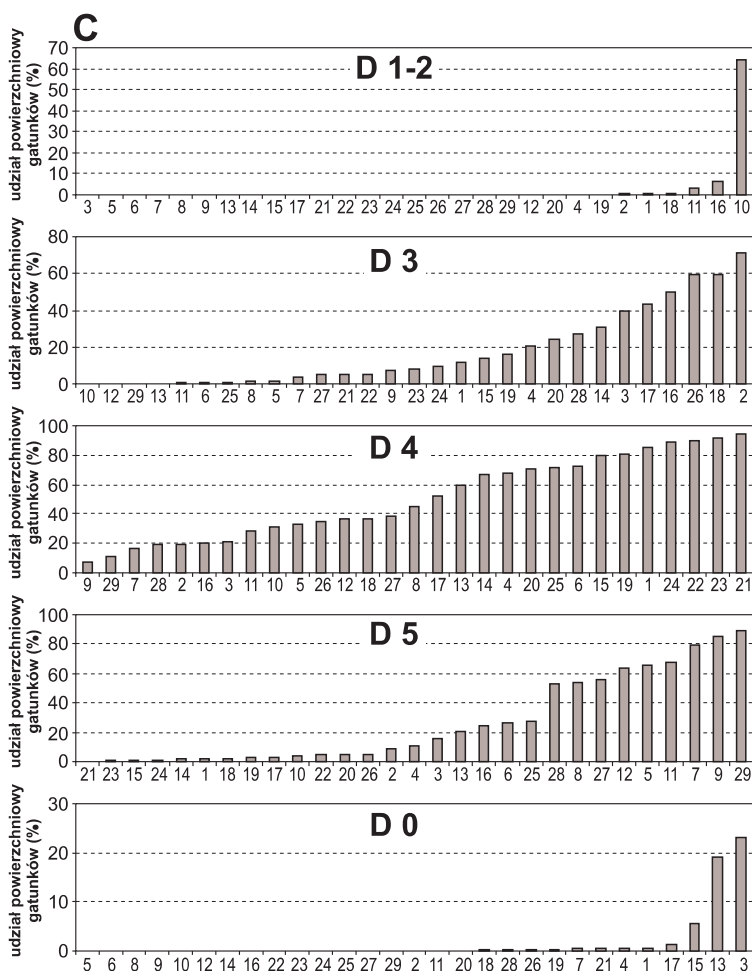
\*\*\* Udział powierzchniowy gatunków (%) – rycina 17C

Gatunki roślin – wskaźniki gleb gruboziarnistych [D1-2] występują w dziesięciu analizowanych płatach, z najwyższym udziałem (ponad 60% powierzchni) w zbiorowisku ruderalnym z *Lycium barbarum*. Udział wskaźników przepuszczalnych gleb żwirowych i piaszczystych [D3] jest najwyższy w składzie murawy



Ryc. 17. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem zwięzłości (składu mechanicznego) i przewietrzania gleb [D] (por. tab. 14) na podstawie:

A – wartości średniej D; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3.



ciepłolubnej *Sisymbrio-Stipetum* (ponad 70%), zbiorowiska *Larix decidua-Knautia arvensis* oraz wiklin nadrzecznych *Salicetum triandro-viminalis* (nie-mal 60%). Brak jest tej grupy gatunków w trzech zbiorowiskach: ruderalnym z *Lycium barbarum* i dwóch wilgotnych *Caricetum acutiformis* i *Ribeso nigri-Alnetum*. Udział powierzchniowy wskaźników gleb piaszczystych i pyłowych [D4] jest w analizowanych zbiorowiskach zróżnicowany (7,1–94,2%) i najwyższy (90–94,2%) w składzie trzech postaci grądów: *Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjnej, *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* i z *Crataegus monogyna*. Najmniejszy udział ma ta grupa gatunków w składzie łąki *Epilobio-Juncetum effusi* (7,1%). Gatunków wskaźnikowych gleb gliniastych i torfowych [D5] brak jest tylko w jednym zbiorowisku (*Tilio-Carpinetum*–fazy regeneracyjnej), w pozostałych zaś ich udziały wahają się w szerokim zakresie (0,9–88,8%); z największym

występują w składzie olsu *Ribeso nigri-Alnetum* (89%) i łąki wilgotnej *Molinietum medioeuropaeum* (79%). Warto podkreślić, że pod względem udziału powierzchniowego obserwuje się podział na dwie grupy zbiorowisk. Niski udział gatunków D5 (do 27%) dotyczy suchych, ciepłych, a także umiarkowanie wilgotnych zbiorowisk zaś udział gatunków D5 w zakresie 53–89% – zbiorowisk wilgotnych: zaroślowych, leśnych oraz trawiastych. Niewielki jest udział gatunków obojętnych (D0) względem związłości i przewietrzania gleb; wystąpiły one w piętnastu zbiorowiskach.

### 3.1.3. Zbiorowiska roślinne jako indykatory warunków środowiska przyrodniczego

Pojęcia „dobre” i „złe” indykatory przypisane zbiorowiskom roślinnym odpowiadają roli wskaźnikowej gatunków roślin. Jeśli gatunkowi (według np. skali Ellenberga) przypisana jest określona liczba wskaźnikowa względem cechy środowiska geograficznego, definiowany jest on jako indykator. W przypadku gdy przypisana jest wartość „0”, gatunek jest neutralny względem danej cechy (np. F0 – gatunek o szerokiej amplitudzie względem wilgotności gleb). Także zbiorowiska roślinne o wąskim spektrum ekologicznym można definiować jako indykatory, a o szerokim – jako zbiorowiska neutralne względem analizowanej cechy środowiska. Są również takie płaty, których wartości średnich liczb wskaźnikowych w danej jednostce syntaksonomicznej wyraźnie się różnią, a ich zakres jest szeroki – interpretacja ich roli wskaźnikowej jest wówczas trudna (Roo-Zielińska, 1994).

Przeprowadzona analiza 29 zbiorowisk roślinnych względem 11 cech dotyczyła: opisu samej roślinności na podstawie skal jakościowych (3 cechy) oraz indykacji warunków siedliskowych środowiska na podstawie skal rangowych (8 cech). Na tej podstawie spośród analizowanych zbiorowisk roślinnych wybrano te, które wyróżniają się maksymalnym lub minimalnym udziałem liczby gatunków względem cech przystosowawczych (wyrażonych na podstawie symboli – skale jakościowe), oraz wymagań siedliskowych (wyrażonych na podstawie skal ekologicznych liczb wskaźnikowych – skale rangowe). Do takiej analizy wytypowano siedem układów trawiastych i pięć leśnych traktując je jako „dobre indykatory” (ryc. 18). Jak pisze E. Roo-Zielińska (2004) „dobrym indykatorem” są te typy fitocenozy, których spektrum wymagań względem co najmniej dwóch cech środowiska geograficznego różni je od innych (s. 167).

Pastwisko *Lolio-Cynosuretum* wyróżnia się udziałem gatunków pionierskich, preferujących zaburzenia antropogeniczne [STRr], typowych dla świeżych i umiarkowanie suchych łąk [SOG09], wskaźników gleb umiarkowanie kwaśnych [R4-5], przeciętnie zasobnych w materię organiczną [H3] – rycina 18A.

Zbiorowisko łąkowo-pastwiskowe *Epilobio-Juncetum effusi* na podłożu próchniczno-gliniastym powstające pod wpływem silnego wypasania zatorfień źródliskowych cechuje udział gatunków: bagiennych – helomorfów [AB2], o mieszanym typie strategii życia [STRc-sr], typowych dla siedlisk wilgotnych i mokrych [SOG11], wskaźników gleb: wilgotnych [F6-7], kwaśnych [R2-3], o umiarkowanej zawartości azotu (N4-5), drobnoziarnistych, gliniastych lub torfowych [D5] – rycina 18B.

W zbiorowisku kwaśnych młak turzycowych *Carici-Agrostietum caninae* charakterystyczny jest nieznaczny, choć największy spośród innych zbiorowisk, udział (odpowiednio 2,5 i 5%) gatunków wodnych – hydromorfów [AB1] i szczególnie odpornych na działanie stresu [STRs]. Znaczny jest udział gatunków typowych dla olsów i torfowisk niskich [SOG6]. Zbiorowisko wyróżnia udział (ponad 50%) gatunków wskaźnikowych: stanowisk nasłonecznionych [L8-9], gleb wilgotnych [F8-9], oligotroficznycych [N2-3], bogatych w materię organiczną [H5], drobnoziarnistych gliniastych lub torfowych [D5], a także występowanie (choć tylko 2,4%) wskaźników gleb wybitnie kwaśnych [R1] – rycina 18C.

Zbiorowisko ruderalne z *Lycium barbarum* wyróżnia się udziałem gatunków umiarkowanie zaopatrzonych w wodę – mezomorfów [AB4], typu konkurencyjnego [STRc], należących do ciepłolubnych ruderalnych zbiorowisk wysokich bylin i muraw [SOG13], wskaźników względnie ciepłych obszarów [T6-7], gleb świeżych [F4-5] oraz gruboziarnistych i kamienistych [D1-2] – rycina 18D.

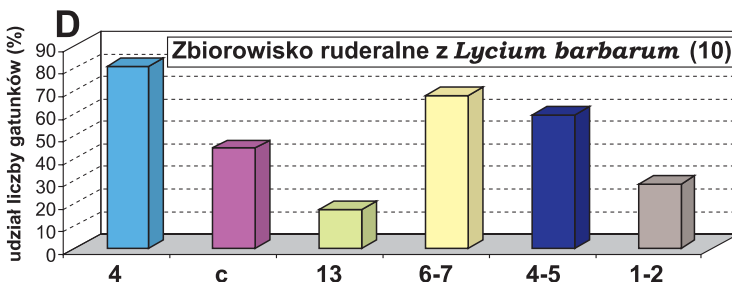
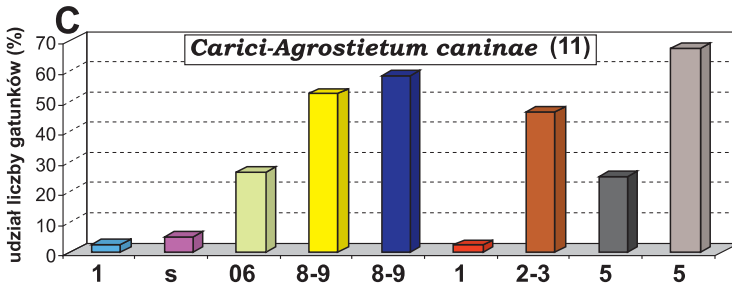
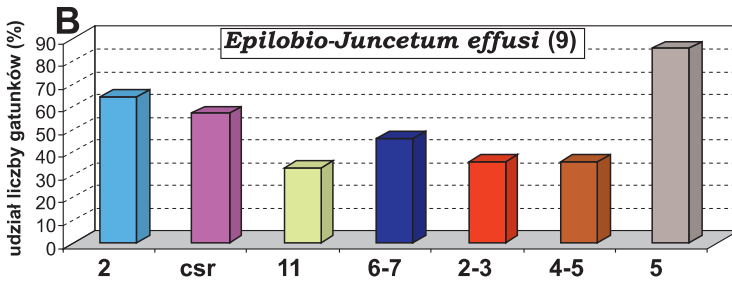
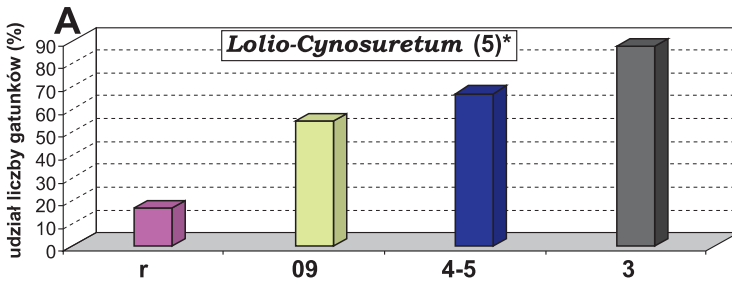
Ciepłolubną murawę *Sisymbrio-Stipetum* wyróżnia udział gatunków: skąpo zaopatrzonych w wodę – skleromorfów [AB5] ze strategią życia typu mieszanego, przystosowanych do lekko zaburzonych środowisk (STRs±, choć udział ich jest nieznaczny), należących do muraw piaskowych – [SOG5]; wskaźników naświetlonych stanowisk [L8-9], gleb suchych [F3], zasadowych [R8-9], o niskiej zawartości mineralnych związków azotowych [N2-3], z bardzo cienką warstwą materii organicznej [H2], przepuszczalnych gleb żwirowych lub piaszczystych [D3]. Zbiorowisko to wyróżnia niewielki udział wskaźników stanowisk ciepłych [T8-9] i kontynentalnych [K8] (odpowiednio 2,7 i 4,1%) – rycina 18E.

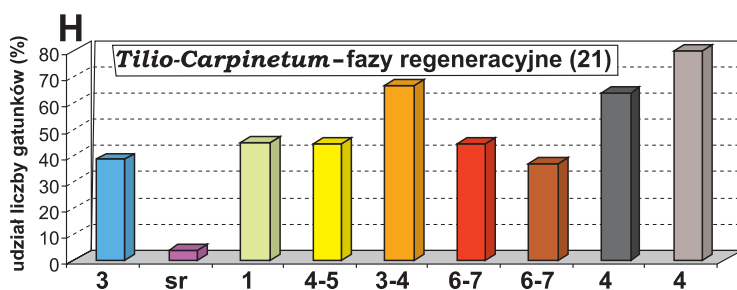
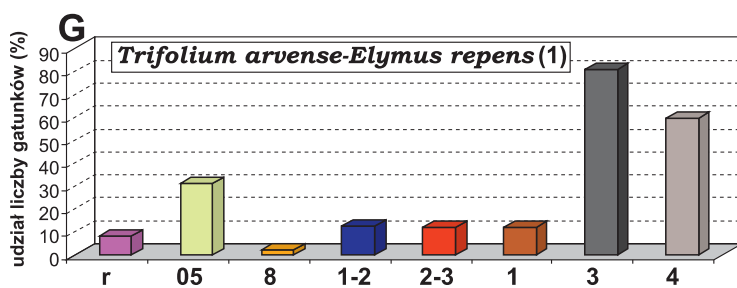
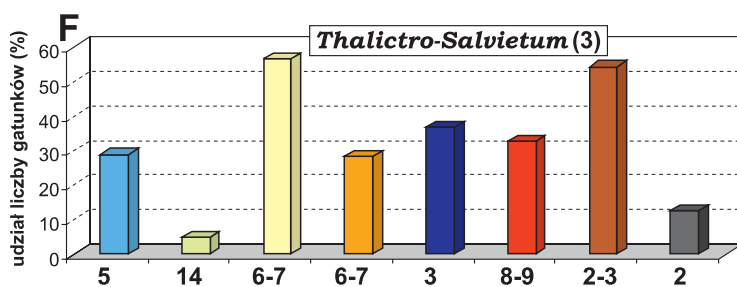
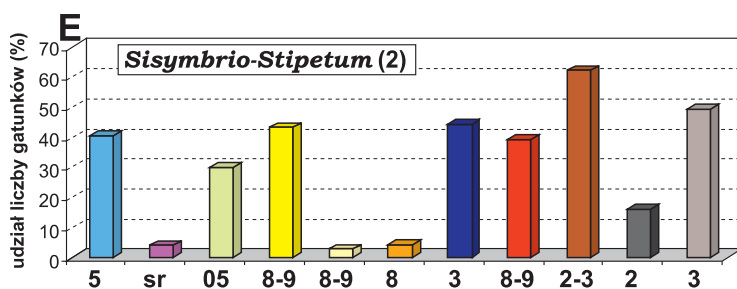
Ciepłolubna murawa *Thalictro-Salvietum* cechuje się udziałem gatunków ubogo zaopatrzonych w wodę – skleromorfów [AB5], znikomym udziałem (4,8%) gatunków roślin jednorocznych i dwuletnich zbiorowisk ruderalnych [SOG14], wskaźników obszarów względnie ciepłych [T6-7] i subkontynentalnych [K6-7], gleb suchych [F3], zasadowych [R 8-9] o niskiej zawartości mineralnych związków azotowych [N2-3], z bardzo cienką warstwą materii organicznej [H2] – rycina 18F.

Murawę piaskową *Trifolium arvense-Elymus repens* charakteryzuje udział gatunków o ruderalnym typie strategii życia [STRr], należących do muraw piaskowych [SOG5], wskaźników gleb z umiarkowaną warstwą materii organicznej [H3], piaszczystych i pyłowych [D4]. Zbiorowisko to wyróżnia się udziałami (choć najwyżej kilkuprocentowymi) gatunków-wskaźników: wysokiego stopnia kontynentalizmu [K8], gleb bardzo suchych [F1-2], kwaśnych [R2-3] oraz skrajnie ubogich w związki azotowe [N1] – rycina 18G.

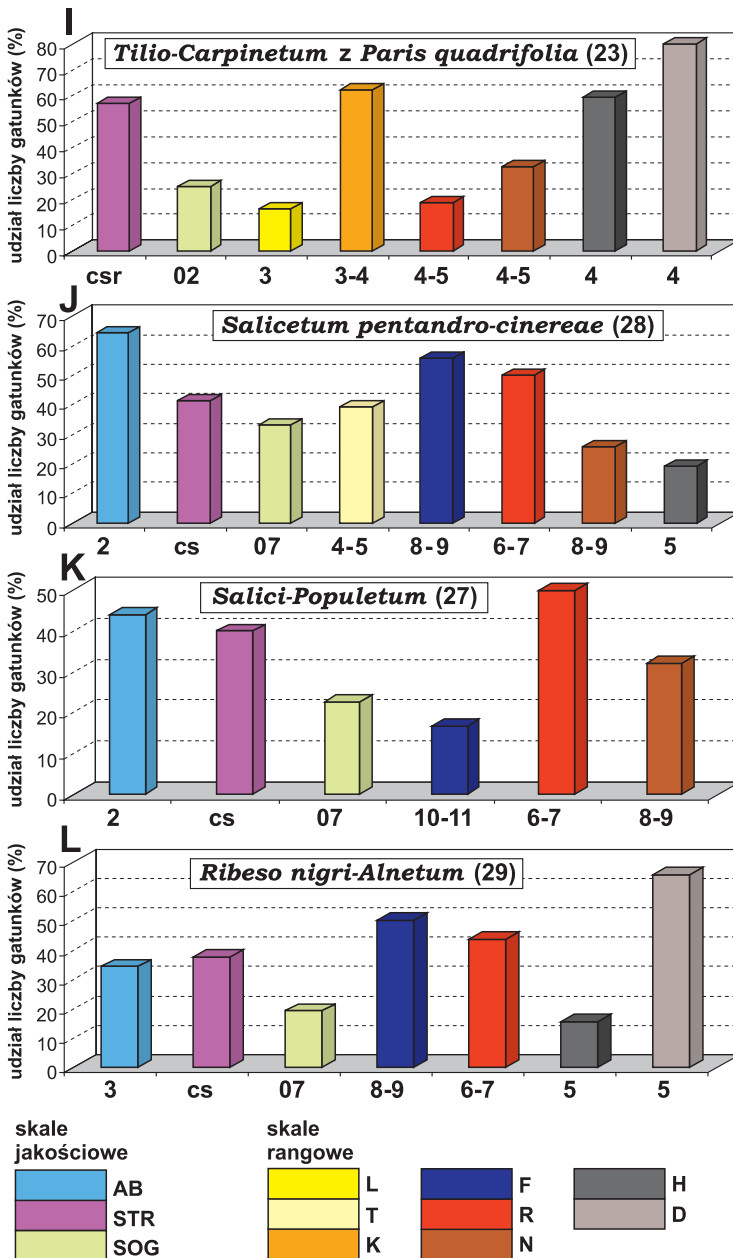
Grąd *Tilio-Carpinetum*-fazy regeneracyjne wyróżnia się udziałem gatunków typowych dla siedlisk stale wilgotnych (AB3). Płat cechuje także minimalny udział roślin przystosowanych do lekko zaburzonych, ekstremalnych środowisk [STRs±], znaczącym udziałem gatunków typowych dla żyznych lasów liściastych i zarośli [SOG01], wskaźników stanowisk umiarkowanego cienia [L4-5], o zasięgu suboceanicznym [K3-4], gleb słabokwaśnych i słabozasadowych [R6-7], zasobnych w mineralne związki azotowe [N6-7], bogatych w materię organiczną [H 4], piaszczystych i pyłowych [D4] – rycina 18H.

W grądzie *Tilio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* charakterystyczny jest udział gatunków przystosowanych do środowisk o umiarkowanych zaburzeniach









Ryc. 18. A–L. Charakterystyka płatu roślinnego na podstawie morfo-anatomicznych cech przystosowawczych gatunków roślin (skale jakościowe) i ich wymagań siedliskowych (skale rangowe według Ellenberga i Landolta). Uwzględniono jedynie charakterystyki specyficzne dla konkretnego płatu. Kolory określają poszczególne skale (por. tab. 2); na osi X umieszczono rozpatrywane kategorie z poszczególnych skal (por. tab. 4–14).

\*numery w nawiasach odpowiadają zawartym w tabeli 3.

[STRc-s†], należących do ubogich, kwaśnych lasów i borów mieszanych i ich zbiorowisk zastępczych: porębowych, psiar i wrzosowisk [SOG02], wskaźników stanowisk umiarkowanego cienia [L4-5], suboceanicznych [K3-4], gleb przeciętnie kwaśnych [R4-5], umiarkowanie zasobnych w mineralne związki azotowe [N4-5], bogatych w materię organiczną [H4], piaszczystych i pyłowych [D4] – rycina 18I.

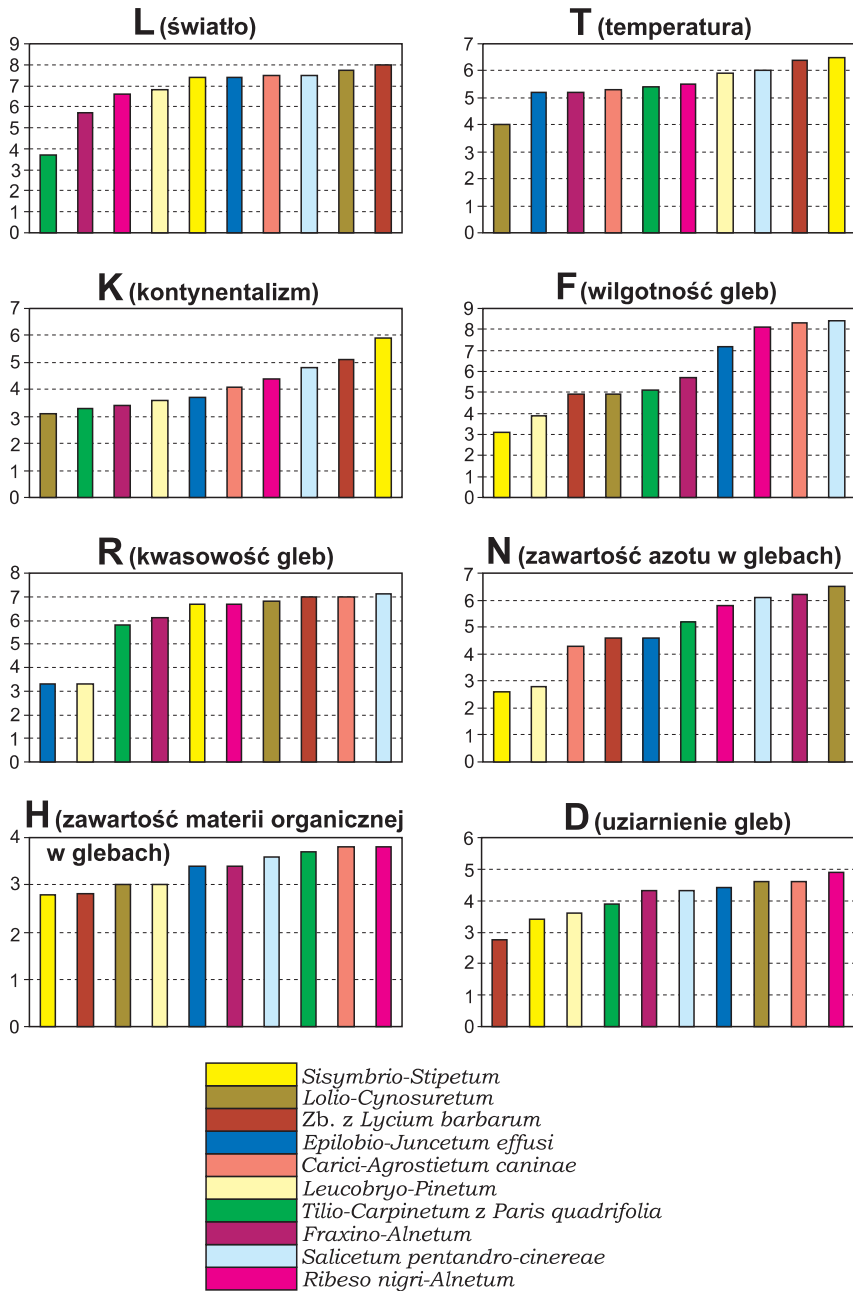
Zbiorowisko szerokolistnych wierzb (łozowisko) *Salicetum pentandro-cinereae* wyróżnia udział gatunków bagiennych – helomorfów [AB2], przystosowanych do względnie niezaburzonych środowisk [STRc-s], typowych dla zbiorowisk wodnych, szuwarowych i łągów nadrzecznych [SOG07], wskaźników przeciętnych warunków termicznych [T4-5], gleb wilgotnych i mokrych [F8-9], słabokwaśnych i słabozasadowych [R6-7], bardzo zasobnych w mineralne związki azotowe [N8-9] oraz materię organiczną [H5] – rycina 18J.

Trwałe zbiorowisko naturalne wierzb *Salici-Populetum* charakteryzują gatunki bagienne – helomorfy [AB2], przystosowane do względnie niezaburzonych warunków [STRc-s], typowych dla zbiorowisk wodnych, szuwarowych i łągów nadrzecznych [SOG07], wskaźników środowisk wodnych i zmian poziomu wody [F10-11], słabokwaśnych i słabozasadowych gleb [R6-7], bardzo zasobnych w mineralne związki azotowe [N8-9] – rycina 18K.

Zbiorowisko mezo-i eutroficzne z bezwzględną dominacją olszy czarnej (ols) *Ribeso nigri-Alnetum* wyróżnia się udziałem gatunków siedlisk stale wilgotnych [AB3], przystosowanych do względnie niezaburzonych środowisk [STRc-s], typowych dla zbiorowisk wodnych, szuwarowych i łągów nadrzecznych [SOG07], wskaźników siedlisk wilgotnych [F8-9], słabokwaśnych i słabozasadowych gleb [R6-7], drobnoziarnistych gliniastych lub torfowych [D5]. Zbiorowisko to wyróżnia udział, choć nieznaczny, wskaźników gleb bardzo zasobnych w materię organiczną [H5] – rycina 18L.

Na podstawie wartości średniej ośmiu „liczb ekologicznych” przedstawiono różnicowanie wymagań siedliskowych dziesięciu zbiorowisk roślinnych – traktując je jako dobre indykatory wybranych czynników środowiska przyrodniczego (ryc. 19).

Zbiorowiskiem znoszącym największe zacielenie jest grąd *Tillio-Carpinetum* z *Paris quadrifolia* (L3,7), a najbardziej światłożądnym zbiorowisko ruderalne z *Lycium barbarum* (L8). „Najzimniejsze” o najniższej wartości średniej T (4,0) jest zbiorowisko pastwiskowe *Lolio-Cynosuretum*, a „najcieplejsze” spośród analizowanych – to murawa kserotermiczna *Sisymbrio-Stipetum* (T6,5). Jednocześnie *Lolio-Cynosuretum* jest zbiorowiskiem o najniższym stopniu kontynentalizmu (K3,1), a *Sisymbrio-Stipetum* – o najwyższym (K6). Wskaźnikiem najsuchszych gleb jest *Sisymbrio-Stipetum* (F3,1), a najbardziej wilgotnych *Salicetum pentandro-cinereae* (F8,4). Indykatorami kwaśnych gleb są *Epilobio-Juncetum effusi* i bór sosnowy *Leucobryo-Pinetum* (R3,3), a słabokwaśnych i słabozasadowych *Salicetum pentandro-cinereae* (R7,1). Wskaźnikami siedlisk oligotroficznych są dwa zbiorowiska: murawa kserotermiczna *Sisymbrio-Stipetum* i bór sosnowy (*Leucobryo-Pinetum*) – N2,6; N2,7, a gleb zasobnych w mineralne związki azotowe – zbiorowisko pastwiskowe *Lolio-Cynosuretum* (N6,5). Wskaźniki cienkiej warstwy próchnicy i materii organicznej w glebach, to murawa ciepłolubna *Sisymbrio-Stipetum* i zbiorowisko ruderalne z *Lycium barbarum* (H2,8), a zasobnych w materię organiczną – ols



Ryc. 19. Zróznicowanie wymagań siedliskowych (na podstawie wartości średnich ośmiu „liczb ekologicznych”) wybranych płatów roślinnych należących do określonych syntaksonów

*Ribeso nigri-Alnetum* i młaka turzycowa *Carici-Agrostietum caninae* (H3,8). Ruderalne zbiorowisko z *Lycium barbarum* cechuje się też najniższą średnią wartością D (2,8), co świadczy, że jest ono wskaźnikiem gleb żwirowych lub piaszczystych, a zbiorowisko olsu *Ribeso nigri-Alnetum* – gleb gliniastych lub torfowych z najwyższą wartością D (4,9) – rycina 19.

E. Landolt (1977) objaśnił powiązania między liczbami ekologicznymi (na przykładzie flory Szwajcarii): gatunki roślin z wysoką liczbą K mają zwykle niską liczbę wilgotności F, podczas gdy roślinom z niską liczbą K często przypisywana jest średnia lub wysoka liczba wilgotności F (mniej światła słonecznego, mniejsza ekspozycja na wiatr, dłuższa pokrywa śniegu, większa wilgotność powietrza). Gatunki roślin z niską liczbą K często wskazują na większe zakwaszenie, mają niską liczbę reakcji R, natomiast te z wysoką liczbą K mają wysoką liczbę R. Zjawisko to jest związane z przemywaniem związków zasadowych w wilgotnym klimacie, koncentracją związków zasadowych na powierzchni gleby w klimacie aridowym. Objaśnienia te w znacznym stopniu potwierdza przeprowadzona analiza wymagań siedliskowych wybranych zbiorowisk roślinnych. Na przykład, murawa ciepłolubna *Sisymbrio-Stipetum* jest wskaźnikiem obszarów subkontynentalnych (K6) i suchych (F3) oraz słabokwaśnych i słabozasadowych (R6,7). Pastwisko *Lolio-Cynosuretum* cechuje zależność odwrotna – przy niskim stopniu kontynentalizmu (K3) jest ono wskaźnikiem umiarkowanej wilgotności gleb (F5) – rycina 19.

Zagadnienie współzależności zarówno w obrębie wskaźników geobotanicznych, a także między nimi i parametrami glebowymi (mierzonymi bezpośrednio) omówiono szerzej w rozdziale 6.

Z przeprowadzonych rozważań zilustrowanych przykładami wynika, że wartości średnich ważonych określające wymagania roślinności w stosunku do opisanych czynników edaficznych dla podstawowych płatów roślinności, można przenosić (interpolować) na fitocenozy należące do określonych syntaksonów (Roo-Zielińska, 2000). Stanowi to wystarczającą podstawę do sporządzenia map przestrzennego zróżnicowania wymagań siedliskowych zbiorowisk roślinnych, które można traktować jako mapy zróżnicowania siedliskowego badanych obszarów modelowych (Roo-Zielińska, 2004).

Interpretacja stanu warunków środowiska fizycznogeograficznego dotyczy zwykle tzw. **poła indykacji**, tzn. konkretnego obszaru o zasięgu lokalnym, regionalnym czy ponadregionalnym. Mogą to być również układy punktów lub niewielkich powierzchni, a wśród nich – układy wzdłuż lokalnych gradientów środowiskowych, co jest przedmiotem rozważań w dalszych częściach opracowania.

## 3.2. Wskaźniki (metryki) krajobrazowe

### 3.2.1. Podstawy teoretyczne

Indykatory krajobrazowe stanowią specyficzną kategorię wskaźników ekologicznych, definiowanych jako mierzalne biotyczne i abiotyczne charakterystyki środowiska, umożliwiające uzyskanie ilościowej informacji dotyczącej zasobów ekologicznych i sposobów funkcjonowania (Pitchford i inni, 2000; McAlpine, Eyre, 2002). Stosowane w sposób ciągły wskaźniki te opisują zmiany środowiska

krajobrazu, które mogą być odniesione do zmian „funkcji krajobrazowych” zarówno cennych ekonomicznie (np. produkcja biomasy, pojemność retencyjna, biomasa zwierząt itd.) jak i dotyczących funkcji regulatorowych (ochrona przed erozją) i funkcji społecznych (socjalnych) takich jak wartości rekreacyjno-estetyczne (Ares i inni, 2001). Wartości indyktorów krajobrazowych można określać w odniesieniu do jednostki przestrzennej o charakterze geograficznym (np. zlewnia), biogeograficznym (np. ekoregion), polityczno-administracyjnym lub umownym (np. kwadrat na mapie). Podobnie jak inne indykatory ekologiczne, indykatory krajobrazowe mogą dotyczyć oceny stanu lub oddziaływania (stresu). Pod względem formalnym wskaźniki krajobrazowe mogą bazować na pojedynczych pomiarach lub na kombinacji różnych miar (Pitchford i inni, 2000).

Niezależnie od stopnia skomplikowania budowy i sposobu obliczeń, wszystkie indykatory krajobrazowe można podzielić na dwie grupy. Pierwsza z nich obejmuje tzw. wskaźniki kompozycji krajobrazu, dotyczące zróżnicowania i obfitości występowania poszczególnych typów płatów, bez uwzględniania ich lokalizacji przestrzennej. Miernikami kompozycji mogą być np.: udział powierzchniowy typów, liczba typów, różnorodność typologiczna, wskaźnik równomierności (McGarigal, Marks, 1995). Drugą grupę tworzą tzw. wskaźniki konfiguracji krajobrazu, odzwierciedlające fizyczne rozmieszczenie płatów w przestrzeni. Część miar konfiguracji dotyczy relacji z innymi typami płatów (np. stopień izolacji, kontrastowość itd.), inne związane są z charakterystykami konkretnych płatów (np. kształt) – K. McGarigal, B. Marks (1995). Wskaźniki konfiguracji i kompozycji krajobrazu określa się łącznie mianem metryk krajobrazowych (McGarigal, Marks, 1995).

Metryki krajobrazowe można stosować w sposób bezpośredni, jako charakterystyki struktury przestrzennej, można też nadawać im interpretację funkcjonalną lub przyczynowo-skutkową. W tym ostatnim przypadku, stosowanym szczególnie do oceny wpływu struktury krajobrazu na różnorodność ogólną i jej poszczególne składniki, niezbędne jest określenie progów wielkościowych, przy których zmienia się reakcja poszczególnych populacji lub ich zgrupowań. Te progi wartościowe określa się za pomocą krzywej ‘oddziaływanie–reakcja’, którą można określić empirycznie na podstawie badań w różnych krajobrazach w gradiencie od naturalnych do silnie zmienionych (Karr, 1987). Prowadzi to również do pogłębionej interpretacji powiązań metryk krajobrazowych z ilościowymi i jakościowymi charakterystykami świata żywego, jakości wody i efektywności działań ochronnych. Dopiero na tej podstawie możliwe jest zrozumienie sensu poszczególnych wskaźników, szczególnie na gruncie biogeograficznej teorii wysp, teorii perkolacji i teorii systemów hierarchicznych (O’Neill i inni, 1999).

Jak już wspomniano, metryki krajobrazowe można stosować jako bezpośrednie wskaźniki struktury krajobrazu oraz pośrednie wskaźniki jego funkcjonowania. Ta ostatnia możliwość wynika z koncepcji stanów optymalnych krajobrazu. Zdaniem R. Formana (1990) dla każdego krajobrazu istnieje jedna optymalna przestrzenna konfiguracja ekosystemów i użytkowania ziemi, która odpowiada maksymalnej integralności krajobrazu przy zachowaniu możliwości rozwoju zrównoważonego oraz zapewnieniu wypełniania funkcji ekonomicznych i społecznych. Natomiast według J. Wu i współpracowników (2003) może istnieć

kilka takich konfiguracji, które – z punktu widzenia człowieka – mają charakter jednakowo optymalny. Wykazano przy tym wielokrotnie, że – przy tej samej kompozycji – różne konfiguracje przestrzenne w różny sposób wpływają na wiele procesów (np. produkcję pierwotną netto, krążenie pierwiastków czy reżim hydrologiczny i jakość wody). Dlatego metryki konfiguracji krajobrazu można wykorzystywać jako indykatory funkcjonowania całego systemu krajobrazowego (Wu i inni, 2003).

Metryki krajobrazowe pełnią również rolę indykatorów zastępczych (*proxy*). W tym charakterze są najczęściej wykorzystywane przy określaniu stabilności, różnorodności, przeszłych i obecnych trendów gospodarowania (w tym intensywności i kierunków) oraz w ochronie przyrody (Ares i inni, 2001; McAlpine, Eyre, 2002).

Metryki krajobrazowe mogą być stosowane jako indykatory różnego rodzaju, a szczególnie jako:

- 1) zastępcze miary potencjalnych wskaźników ekologicznych;
- 2) zmienne niezależne, umożliwiające przewidywanie wartości wskaźników ekologicznych;
- 3) wskaźniki oddziaływań procesów społecznych i ekonomicznych na środowisko;
- 4) zmienne zależne objaśniane przez zmiany o charakterze ekologicznym.

Należy jednak podkreślić, że metryki krajobrazowe mają znaczenie zdecydowanie szersze. Poza bezpośrednim zastosowaniem w indykacji wykorzystuje się je także do: dokumentowania rozwoju krajobrazu i weryfikacji obserwacji o charakterze jakościowym; poszukiwania związków między cechami strukturalnymi a funkcjonowaniem i ewolucją krajobrazu; formułowania i testowania hipotez dotyczących obecności progów wielkościowych, po przekroczeniu których zmienia się typ struktury przestrzennej i czynniki kształtujące krajobraz; zwięzłego i jednoznacznego przedstawiania modelu krajobrazu.

### 3.2.2. Przegląd metryk krajobrazowych

Szczególnie ważny jest (poza podziałem na metryki kompozycji i konfiguracji) podział wskaźników krajobrazowych na grupy wynikające z cech wykorzystywanych przy wszelkiego rodzaju obliczeniach. Można wyróżnić dziewięć takich grup: (1) powierzchni i granic płątów, (2) kształtu, (3) wielkości wnętrza płątu, (4) izolacji, (5) różnorodności, (6) przylegania, (7) podziału, (8) połączeń oraz (9) kontrastu.

**Wskaźniki powierzchni i granic płątów** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; *IDEFIX...*, 2004). Są to najprostsze i najbardziej podstawowe metryki określające konfigurację krajobrazu. Większość wskaźników z innych grup albo korzysta bezpośrednio z tych metryk, albo też pośrednio od nich zależy. Rozkład wielkości płątów może być przedstawiony na wiele sposobów, takich jak m.in. średnia, mediana, wariancja i inne. Wielkości tych wskaźników w znacznym stopniu zależą od skali opracowania (rozdzielczości mapy) – im większa jest rozdzielczość, tym średnia wielkość płątów jest mniejsza, a obwody poszczególnych płątów większe i bardziej krzywoliniowe. Zależności te utrudniają porównywanie map wykonanych w różnych skalach oraz obrazów i zdjęć lotniczych o różnej rozdzielczości.



**Wskaźniki kształtu** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; *IDEFIX...*, 2004) dotyczą geometrii płątów, tzn. kształtów prostych lub złożonych, zwartych lub rozciągniętych wzdłuż określonej osi, albo też bardzo nieregularnie powcinanych. Są one mało przydatne do określania kształtów poszczególnych płątów i należy je stosować raczej przy ocenie stopnia kompleksowości różnych typów płątów. Najprostszym wskaźnikiem z tej grupy jest stosunek obwodu do powierzchni płątu. Nie uwzględnia on jednak różnic morfologicznych (płaty o różnych kształtach mogą mieć ten sam stosunek obwodu do powierzchni). Dlatego coraz częściej stosuje się miary oparte na innych założeniach, takich jak: wymiary fraktalne, porównanie do standardowej powierzchni (koła w przypadku map wektorowych i kwadratu dla map rastrowych), porównanie do najmniejszego opisanego prostokąta, stosunek najdłuższej osi płątu do powierzchni lub obwodu. Ciekawą miarą jest liczba węzłów łączących odcinki tworzące granice, czyli Liczba Punktów Charakterystycznych Płątu. Wskaźnik ten można stosować jedynie do krajobrazów zarejestrowanych na mapach wektorowych. Określany jest na podstawie liczby wierzchołków wieloboku reprezentującego kształt płątu. Zlicza się tylko te wierzchołki, dla których kąt między ramionami jest mniejszy niż 160 stopni (to eliminuje małe krzywizny i błędy w rysowaniu). Zdaniem autorów (Moser i inni, 2002) ten nowy wskaźnik kompleksowości kształtu jest lepszą miarą w porównaniu do liczby kształtu czy wymiaru fraktalnego. Dodatkowo można go interpretować (podobnie jak inne wskaźniki opisujące kształt) jako miarę intensywności użytkowania krajobrazu i jako pośrednią miarę bogactwa florystycznego. Wynika to z koncepcji, zgodnie z którą im bardziej intensywne użytkowanie tym bardziej regularne (prostokątne) kształty płątów.

**Wskaźniki wielkości rdzenia (wnętrza płątu) płątu** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; *IDEFIX...*, 2004). służą do określenia powierzchni niepodlegającej wpływom strefy brzeżnej. Oblicza się je w ten sposób, że od powierzchni całkowitej płątu odejmuje się tzw. powierzchnię buforową o szerokości ustalonej przez użytkownika (szerokość ta może być różna w zależności od rozpatrywanego zagadnienia). Podobnie jak w przypadku powierzchni całkowitych rozkład wielkości wewnątrz płątów może być przedstawiony na różne sposoby, m.in. średnia, mediana, wariancja i inne. Stosowanie tej miary ma sens wyłącznie w przypadku, gdy znany jest wpływ efektu brzegowego na zjawiska analizowane w płacie; np. jeśli wiemy, że dany gatunek ptaka leśnego może gniazdować jedynie w odległości większej niż  $x$  metrów od granicy lasu, to obliczenie powierzchni rdzenia niesie informację o dostępności miejsc gniazdowania i możliwej liczebności populacji. W innych przypadkach miary powierzchni rdzenia nie dostarczają użytecznej informacji.

**Wskaźniki izolacji** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; *IDEFIX...*, 2004) służą do określenia odległości między płątami takiego samego typu (lub typów zbliżonych pod względem ekologicznym). Pojęcie izolacji może być różnie rozumiane, dlatego jest wiele wskaźników o odmiennych sposobach definiowania odległości oraz ujęcia podobieństwa ekologicznego płątów. Podstawową miarą jest odległość do najbliższego sąsiada tego samego typu. Na tej podstawie oblicza się m.in. przeciętną odległość dla całego krajobrazu, zarówno w odniesieniu do

jednego typu płatu, jak i dla wszystkich typów płatów łącznie. Przykładem innego podejścia jest wskaźnik bliskości (*proximity index*), który polega na uwzględnieniu wielkości i odległości płatów w zadanym sąsiedztwie. Metodyka postępowania jest stosunkowo skomplikowana. Dla każdego płatu określa się okrąg o zadanym promieniu, następnie wybiera wszystkie płaty tego samego typu leżące wewnątrz okręgu. Oblicza się iloraz powierzchni każdego płatu przez kwadrat sumy minimalnej odległości od krawędzi do krawędzi centralnego płatu w okręgu. Wszystkie otrzymane wartości dla płatów wewnątrz okręgu sumuje się i dzieli przez liczbę płatów. Wartość wskaźnika jest tym większa, im więcej płatów znajduje się w zadanym okręgu, im są one większe i bliżej siebie położone. Należy tu podkreślić, że miary izolacji/bliskości są nie tylko miarami struktury krajobrazu, ale przy uwzględnieniu dodatkowych założeń – także miarami funkcjonalnymi. Umożliwiają bowiem ocenę jakości krajobrazu z punktu widzenia możliwości występowania i sukcesu określonych populacji, dla których znane są możliwości przemieszczania się i wymagania w stosunku do siedliska.

**Wskaźniki różnorodności** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; *IDE-FIX...*, 2004) przedstawiają w sposób syntetyczny bogactwo i równomierność udziałów poszczególnych typów układów przestrzennych, nie uwzględniają natomiast jakości komponentów (ich rzadkości, zagrożenia, przydatności itd.). Najpopularniejsze z metryk różnorodności to wskaźnik Shannona i wskaźnik Simpsona. Poza podstawowymi wskaźnikami różnorodności opracowano całą gamę wskaźników pochodnych, często większej przydatności. Na przykład, J. Solon (2002) uważa, że więcej informacji o różnorodności siedliskowej (a pośrednio – także gatunkowej) niesie zestaw dwóch wskaźników różnorodności: różnorodność roślinności rzeczywistej  $H(P)$  oraz wskaźnik  $W = 1 - [H(E)/H(E,P)]$ , który określa wkład różnorodności roślinności rzeczywistej w ogólną różnorodność terenu. Wskaźnik  $W$  silnie zależy od zróżnicowania roślinności potencjalnej  $H(E)$ . W przypadku jednego tylko obszaru siedliskowego jego wartość z definicji wynosi 1, niezależnie od zróżnicowania roślinności rzeczywistej. Przy łącznej interpretacji obu wskaźników możliwe są cztery warianty podstawowe, opisujące różne typy struktury przestrzennej:

1.  $H(P)$  wysokie,  $1 - [H(E)/H(E,P)]$  wysokie – występuje w przypadku dużego zróżnicowania siedliskowego, przy czym każde z siedlisk cechuje się wysoką różnorodnością roślinności rzeczywistej, co oznacza (w większości przypadków) silną fragmentację obszarów siedliskowych, zróżnicowaną presję antropogeniczną i różne formy użytkowania ziemi;

2.  $H(P)$  niskie,  $1 - [H(E)/H(E,P)]$  niskie – występuje w przypadku małego zróżnicowania siedliskowego (w krańcowym przypadku występuje jeden typ roślinności potencjalnej), przy czym obszary siedliskowe są zajęte przez niewiele typów zbiorowisk roślinnych, co oznacza bardzo małą fragmentację terenu i niskie zróżnicowanie form użytkowania ziemi;

3.  $H(P)$  wysokie,  $1 - [H(E)/H(E,P)]$  niskie – występuje w przypadku silnego zróżnicowania siedliskowego, natomiast każde z siedlisk jest zajęte przez niewiele typów zbiorowisk roślinnych (najczęściej o niskim stopniu fragmentacji roślinności rzeczywistej), co oznacza relatywnie małe poszczególne obszary siedliskowe oraz użytkowanie terenu wyraźnie specyficzne w stosunku typów siedlisk;



4.  $H(P)$  niskie,  $1 - [H(E)/H(E,P)]$  wysokie – występuje w przypadku niskiego zróżnicowania siedliskowego (w krańcowym przypadku występuje jeden typ roślinności potencjalnej), przy czym obszary siedliskowe są zajęte przez wiele typów zbiorowisk roślinnych, co oznacza stosunkowo wysokie zróżnicowanie form użytkowania ziemi w warunkach różnego (zarówno wysokiego jak i niskiego) stopnia fragmentacji terenu.

**Wskaźniki przylegania** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; IDE-FIX..., 2004). Wszystkie wskaźniki z tej grupy wykorzystują informację na temat graniczenia ze sobą płatów różnych typów. Jednym z nich jest wskaźnik zwarłości (*contagion index*), który można stosować wyłącznie w odniesieniu do map rastrowych. Wartość wskaźnika określają dwie wielkości: (a) prawdopodobieństwo, że losowo wybrana komórka rastra należy do typu  $i$ , oraz (b) prawdopodobieństwo warunkowe, że jeśli wybrana komórka należy do typu  $i$  to jedna z komórek sąsiadujących należy do typu  $j$ . Wysokie wartości wskaźnika oznaczają krajobraz zbudowany z niewielkiej liczby, dużych i słabo rozczłonkowanych płatów, natomiast niskie wartości wskaźnika wskazują na krajobraz składający się ze znacznej liczby niewielkich płatów, losowo lub równomiernie rozmieszczonych w przestrzeni. Inną miarą jest wskaźnik zróżnicowania granic (*Interspersion and Juxtaposition Index*) stosowany wyłącznie do map wektorowych. Określa on bezpośrednio konfigurację przestrzenną i sąsiedztwo płatów określonych typów, uwzględnia relacje sąsiedztwa ze wszystkimi typami płatów, oraz mierzy stopień, w którym płaty danego typu graniczą równomiernie z płatami wszystkich innych typów. Niskie wartości wskaźnika charakteryzują krajobrazy, w których płaty poszczególnych typów są rozmieszczone w sposób uporządkowany (tzn. płaty danego typu graniczą tylko z płatami kilku innych typów); wysokie wartości są właściwe dla krajobrazów, w których wszystkie typy płatów równomiernie graniczą ze wszystkimi innymi. Jest to wskaźnik względny, pokazujący udział liczby typów granic w stosunku do maksymalnie możliwego, przy danej liczbie typów płatów. Nieco inne podejście wykorzystuje się przy określaniu wskaźnika perforacji (*lacunarity index*). Jest on określany na mapie rastrowej z dwiema kategoriami (np. roślinność i „nie-roślinność”). Wykorzystuje się przy tym metodę ruchomego okienka. Wskaźnik definiowany jako stosunek wariancji liczby zajętych komórek w okienku +1 do średniej liczby zajętych komórek. Najczęściej określa się profil perforacji stosując okienka różnej wielkości i wyniki przedstawiając na wykresie (Imeson, Prinsen, 2004).

**Wskaźniki podziału** (Jaeger, 2000) – określają stopień, w jakim dany typ płatu jest podzielony na poszczególne płaty, natomiast nie uwzględniają rzeczywistych wielkości płatów, ich kształtów ani położenia. Do obliczeń wykorzystuje się rozkład kumulacyjny wielkości płatów. Te stosunkowo nowe wskaźniki, zaproponowane przez J. Jaegera (2000), określają prawdopodobieństwo, że dwa losowo wybrane punkty w regionie będą położone w obrębie jednego niepodzielonego płatu. Punktem wyjścia do określenia wskaźników jest utworzenie mapy składającej się z dwóch kategorii (np. las – traktowany dalej jako płaty, i „nie-las” – jako tło). Na podstawie charakterystyk powierzchniowych płatów z tej mapy oblicza się wartość wskaźników. Jednym z nich jest wskaźnik spójności (*coherence*) określony wyrażeniem:

$$C = \Sigma(A_t/A_t)^2,$$

gdzie  $A_t$  – powierzchnia płatów;  $A_t$  – powierzchnia regionu (krajobrazu).

Jego zaletą jest mała wrażliwość na dodanie lub opuszczenie bardzo małych powierzchni, co podnosi porównywalność wyników różnych autorów, którzy uwzględniają różne minimalne wartości graniczne wyróżnianych płatów. Zalety tej nie mają klasyczne wskaźniki fragmentacji takie jak liczba płatów, czy średnia wielkość płatów. Uzupełnieniem tego indykatora jest wskaźnik rozdziału krajobrazu (*landscape division index*) liczony według formuły  $D=1-C$ . Kolejną miarą jest wskaźnik podziału (*splitting index*), liczony wg formuły  $S=A_t^2/\Sigma A_t^2$ . Jest on definiowany jako liczba płatów o jednakowej powierzchni, którą można uzyskać przez podział całego regionu na części w ten sposób, aby taka nowa konfiguracja prowadziła do otrzymania identycznego wskaźnika podziału krajobrazu.

**Wskaźniki połączeń** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; *IDEFIX...*, 2004) służą do określania funkcjonalnej łączności między płatami. Samo pojęcie „funkcjonalnej łączności” zależy od rozpatrywanego zjawiska oraz skali analizy i może być określane na podstawie przylegania (graniczenia) określonych typów płatów, odległości granicznej między płatami tego samego typu, funkcji odległości określającej prawdopodobieństwo udanego przemieszczenia się (uwzględniającej lub nie nieprzydatność płatów położonych na trasie wędrówki). Jednym z takich wskaźników ogólnie charakteryzujących krajobraz jest wskaźnik stopnia połączenia (*connectance index*) określony na podstawie sumy połączeń między płatami, w sytuacji, gdy każda para płatów jest połączona lub nie. Inne wskaźniki z tej grupy są określane na podstawie średniej odległości, jaką można pokonać przechodząc z komórki do komórki mapy rastrowej w dowolnym kierunku z losowo wybranej komórki startowej. Inne podejście zastosowano przy konstrukcji indykatora spójności krajobrazu (*landscape cohesion index*) (Opdam i inni, 2003). Określa on syntetycznie spójność sieci siedlisk dla różnych grup gatunków, na podstawie wstępnego określenia wskaźników spójności siedliskowej (jedna sieć dla jednej grupy gatunków) i wskaźnika spójności przestrzennej (wiele sieci dla jednej grupy gatunków). Bazuje na koncepcji metapopulacji i wykorzystuje następujące informacje przestrzenne: wielkość odpowiednich płatów, odległość między tymi płatami, jakość (przepuszczalność) ła (matrix). W rzeczywistości określa potencjalną przydatność danego krajobrazu do trwałego występowania (zachowania) populacji zwierząt o określonych wymaganiach, co jest warunkiem niezbędnym wszelkich zabiegów planistycznych i konserwatorskich. Można ten wskaźnik rozumieć także jako pośredni wskaźnik potencjału ochronnego.

**Wskaźniki kontrastu** (McGarigal, Marks, 1995; McGarigal, 2002; *IDEFIX...*, 2004) określają względną różnicę między płatami (np. różnica między dojrzałym lasem i młodnikiem jest mniejsza niż między dojrzałym lasem a polem pszenicy). Do obliczenia wskaźnika niezbędna jest pomocnicza macierz opisująca stopień różnicy (kontrast) między wszystkimi typami płatów. Istnieją różne wskaźniki kontrastu – najprostsze mają postać ważonego przez kontrast wskaźnika gęstości granic, inne bazują na określaniu kontrastu między pojedynczym płatem

a wszystkimi płatami znajdującymi się w określonym sąsiedztwie (w zadanym promieniu analizy).

W odróżnieniu od wyżej wymienionych grup, wyróżnionych ze względu na sposób konstrukcji przeznaczenie wskaźników, G. Eiden (2001) zaproponował bardzo interesujący schemat porządkowania wskaźników krajobrazowych ze względu na obiekt indykowany. Wyróżnił kilka głównych grup: wskaźniki dotyczące części składowych, dotyczące percepcji i dotyczące ochrony. W pierwszej grupie mieszczą się wskaźniki:

- 1) kompozycji (udziały poszczególnych obiektów);
- 2) konfiguracji krajobrazu (fragmentacja, różnorodność, krawędzie, kształty);
- 3) charakteryzujące obiekty naturalne (udziały, stopień naturalności, wskaźniki jakości, fragmentacja wybranych typów płatów, różnorodność typologiczna obiektów naturalnych);
- 4) dotyczące obiektów historycznych o znaczeniu kulturowym (obiekty punktowe, liniowe i powierzchniowe);
- 5) dotyczące obiektów współczesnych o znaczeniu kulturowym (obiekty punktowe, liniowe i powierzchniowe).

W drugiej grupie mieszczą się wskaźniki wartości wizualnych i estetycznych. Trzecia grupa obejmuje miary udziału powierzchniowego różnych form ochrony dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego.

Poza przedstawionymi wyżej, istnieją również inne sposoby klasyfikowania wskaźników, ale mają one mniejsze znaczenie i są ukierunkowane na określone zastosowania, np. kontrolne lub wspomagające podejmowanie decyzji.

### 3.2.3. Wskaźniki krajobrazowe jako narzędzie oceny stopnia antropogenicznego przekształcenia środowiska – wybrane przykłady ze strefy podmiejskiej Warszawy

Strefy podmiejskie dużych miast są obszarami, na których wyraźnie uwidacznia się proces synantropizacji krajobrazu. Dotyczy on wszystkich komponentów środowiska i wszystkich elementów przestrzennych, a przejawia się najsilniej w szacie roślinnej i w użytkowaniu ziemi. Pośród wielu efektów synantropizacji za najważniejsze na poziomie krajobrazu uważa się: fragmentację siedlisk, wzrost mozaikowatości, uproszczenie kształtów płatów, zmiany różnorodności typologicznej oraz rozluźnienie powiązań między roślinnością rzeczywistą i potencjalną (Solon, 1990, 1995a, 1995b, 2000, 2005).

Oczywiste jest, że w zależności od skali przestrzennej poszczególne efekty synantropizacji są uwarunkowane odmiennymi przyczynami i procesami i przejawiają się z różną wyrazistością. Dlatego w niniejszym opracowaniu, którego ogólnym celem jest przedstawienie kilku wybranych charakterystyk strukturalnych krajobrazu, traktowanych jako pośrednie wskaźniki oddziaływania antropogenicznego, przedstawiono te spośród nich, które dotyczą trzech poziomów szczegółowości przestrzennej:

- 1) poziomu ogólnego, w którym podstawową jednostką odniesienia przestrzennego jest gmina;
- 2) poziomu ogólnego, w którym jednostką odniesienia są obszary specjalnie wyróżnione na podstawie ekwidystant od centrum Warszawy;

3) poziomu szczegółowego, gdzie jednostką odniesienia są poszczególne płaty roślinne. Świadomie przy tym wybrano wskaźniki stosunkowo proste i łatwe w interpretacji.

### 3.2.3.1. Wykorzystane materiały i metody analizy

Podstawą analizy były mapy cyfrowe: (1) stanu pokrycia terenu w latach 1950, 1970, 1990 oraz 2000 i podziału na gminy (na podstawie odpowiednich map topograficznych – por. Solon, 2005), (2) roślinności potencjalnej dawnego województwa stołecznego (wg: W. Matuszkiewicz i inni, 1995); (3) stanu i dynamiki roślinności rzeczynistej doliny Wisły – fragment (wg: J.M. Matuszkiewicz, J. Solon, 1998). Na podstawie tych materiałów obliczono następujące wskaźniki (metryki) krajobrazowe (McGarigal, Marks, 1995; *IDEFIX...*, 2004):

- udział powierzchniowy poszczególnych typów pokrycia terenu (*spatial share*),
- średni wymiar fraktalny płatu (*Mean Patch Fractal Dimention – MPFD*) liczony wg wzoru:  $MPFD = [\Sigma \Sigma (2 \ln p_{ij} / \ln a_{ij})] / N$ ,  
gdzie:  $p$  – obwód płatu,  $a$  – powierzchnia płatu,  $N$  – analizowana liczba płatów,
- odległość do najbliższego sąsiada (*Nearest-Neighbour Distance – NND*) liczona jako odległość między najbliższymi krawędziami płatów tego samego typu,
- różnorodność powierzchniowa Shannona (*Shannon Diversity Index – SDI*) liczona wg wzoru:  $SDI = -\Sigma p_i \log_2 p_i$ ,  
gdzie:  $p_i$  to udział powierzchniowy  $i$ tej kategorii pokrycia terenu,
- kierunek długiej osi płatu, w podziale na główne kierunki róży wiatrów.

Ponadto obliczono ważony wskaźnik synantropizacji krajobrazu w gminach, posługując się następującą uproszczoną skalą 6-stopniową:

Pokrycie terenu	Skala synantropizacji
wody powierzchniowe	0
las	1
łąki i pastwiska	2
sady	3
grunty orne	4
inne (głównie obszary zurbanizowane i tereny komunikacyjne)	5

Zakres wykorzystania poszczególnych materiałów zależał od przyjętej skali przestrzennej. W przypadku analizy całego terenu w podziale na gminy uwzględniono tylko wskaźniki różnorodności, synantropizacji i *MPFD*. Do dwóch pierwszych wskaźników wykorzystano jedynie mapę pokrycia terenu obrazującą stan z 2000 r., natomiast *MPFD* określono na podstawie płatów wyróżnionych w wyniku nałożenia na siebie mapy roślinności potencjalnej i mapy pokrycia terenu. W przypadku analizy całego terenu według jednostek specjalnych określono zasięg terytorialny ekwidystant od dawnej gminy Centrum i od wybranych (głównych) dróg i linii kolejowych, a następnie obliczono udział powierzchniowy lasów i zabudowań w poszczególnych pasach 2-kilometrowych dla lat 1950, 1970, 1990. Wskaźniki odległości do najbliższego sąsiada oraz kierunek długiej osi płatu

określono jedynie dla skali szczegółowej, obejmującej fragment Kampinoskiego Parku Narodowego i gmin podwarszawskich.

### 3.2.3.2. Zróżnicowanie gmin pod względem wymiaru fraktalnego płatów, różnorodności typologicznej i stopnia synantropizacji szaty roślinnej

Otrzymane wyniki wskazują, że średni wymiar fraktalny płatów pokrycia terenu dla gmin jest słabo różnicowany i waha się od 1,16 do 1,27 (przy średniej 1,20). Oznacza to przewagę płatów o prostych kształtach geometrycznych. Niemniej jednak rysuje się wyraźne zróżnicowanie przestrzenne gmin pod względem wartości tego wskaźnika (ryc. 20A). Najniższe wartości charakteryzują obszary centralne (obejmujące Warszawę) oraz gminy o najwyższym stopniu zurbanizowania, natomiast wartości najwyższe związane są z obszarami peryferyjnymi.

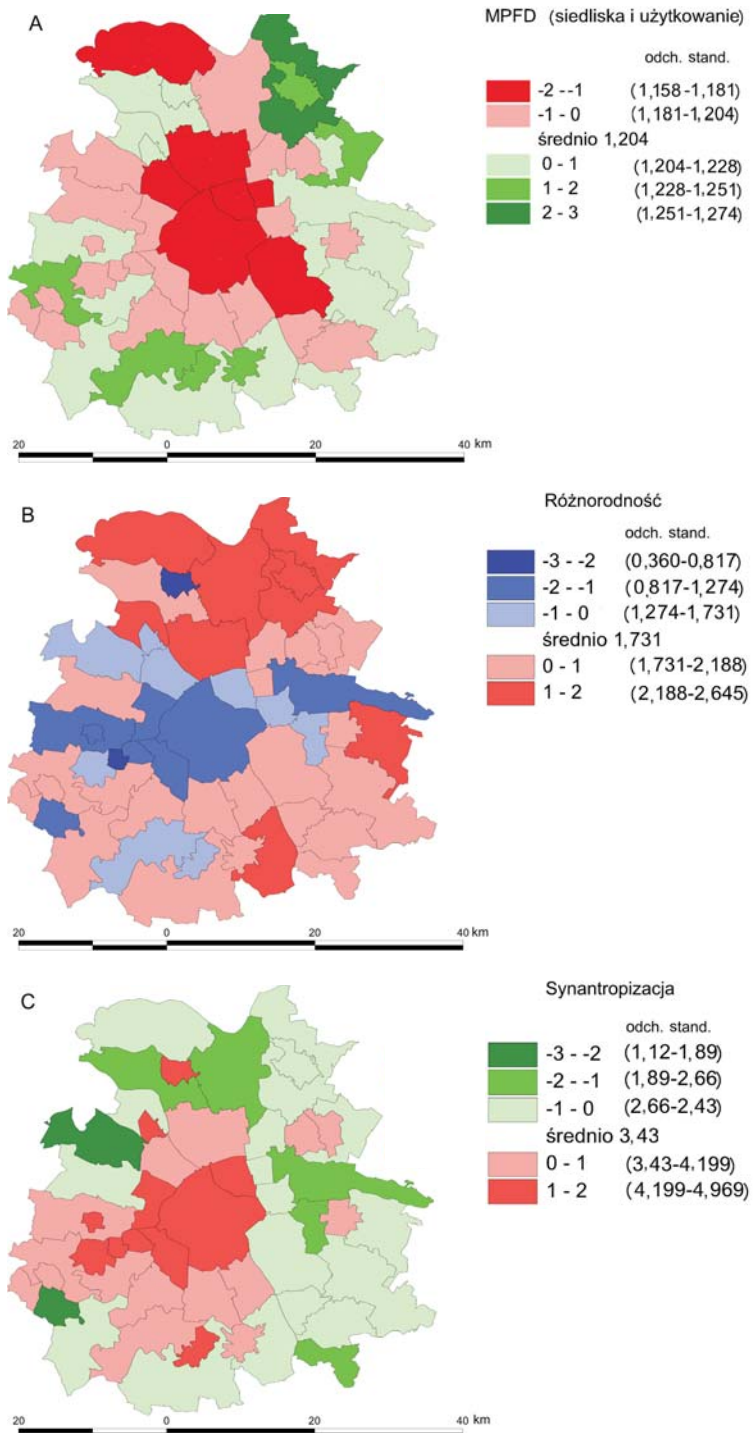
Znacznie większe różnice dotyczą wskaźnika różnorodności, który waha się od około 0,4 do 2,7 (przy średniej 1,7). Centrum Warszawy wyróżnia się najniższą wartością tego wskaźnika, natomiast wzrastające wartości obserwuje się im dalej ku granicom badanego obszaru (ryc. 20B). Ten regularny, prawie koncentryczny układ wskazujący na wzrost wielofunkcyjności terenu jest zakłócony przez pas gmin o bardzo niskich wartościach wskaźnika różnorodności, ciągnący się od centrum Warszawy na zachód do gminy Błonie i na wschód do Zielonki. Należy podkreślić, że te niskie wartości są spowodowane bezwzględną dominacją obszarów polnych w gminie Błonie i Ożarów oraz przewagą zabudowy na pozostałych obszarach poza Zielonką.

Podobny ogólny wzór zmienności przestrzennej dotyczy wskaźnika synantropizacji, który zawiera się w zakresie 1,1–5,0 (przy średniej 3,4). Synantropizacja krajobrazu maleje od centrum ku peryferiom, przy czym najniższa jest w gminach spełniających jednocześnie dwa warunki: są położone daleko od centrum i dominują na nich siedliska borów sosnowych i olsów (np. na obszarze gmin wchodzących w skład Kampinoskiego Parku Narodowego) – rycina 20C.

Łączna analiza wszystkich trzech rycin wskazuje na podobieństwa i różnice przestrzennego zróżnicowania wartości wskaźników. Ze względu na średni wymiar fraktalny analizowany obszar dzieli się na trzy części: południowo-zachodnią, wschodnią (obie o względnie wysokich wartościach wskaźnika) oraz centralno-północną (z niskimi wartościami średniego wymiaru fraktalnego). Natomiast na podstawie zróżnicowania wskaźnika różnorodności analizowany obszar można podzielić na trzy odmienne części: pas północny, pas środkowy i pas południowy, przy czym pas środkowy charakteryzuje mniejsza różnorodność w porównaniu do pozostałych. Jeszcze inaczej przedstawia się zróżnicowanie z punktu widzenia wskaźnika synantropizacji – tu wyraźny jest podział terenu na dwie części. Jedna z nich (środkowo-wschodnia) wyróżnia się wysokim przekształceniem krajobrazu, druga (obejmująca pozostały teren) jest znacznie mniej przekształcona.

Mimo odmiennego wzoru rozmieszczenia poszczególne wskaźniki są ze sobą powiązane. Zwłaszcza na obszarach o wysokim stopniu synantropizacji istotnie częściej występują gminy o niskiej wartości wskaźnika *MPFD* i odwrotnie – tam, gdzie wskaźniki synantropizacji są niskie częściej występują obszary o stosunkowo wysokich wartościach średniego wymiaru fraktalnego.

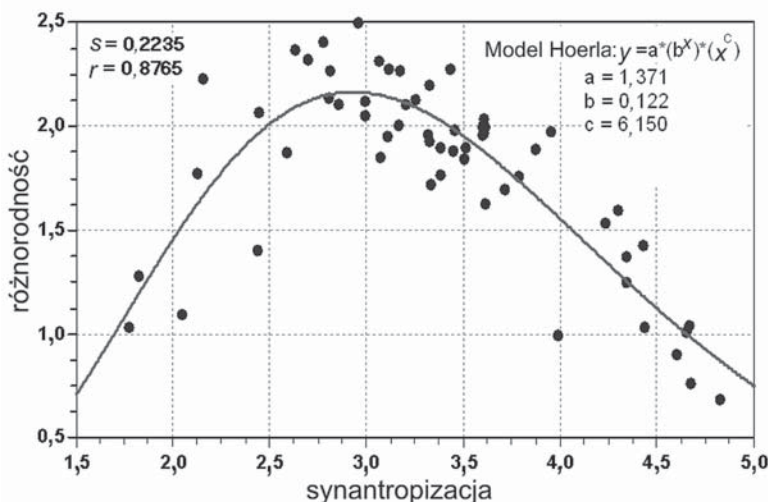




Ryc. 20. Zróżnicowanie przestrzenne gmin strefy podmiejskiej Warszawy pod względem:

A – średniego wymiaru fraktalnego płatów (MPFD); B – wskaźnika różnorodności; C – wskaźnika synantropizacji

Znacznie silniejsze zależności, o nieliniowym charakterze, występują między poziomem synantropizacji krajobrazu a różnorodnością powierzchniową (ryc. 21). Zgodnie z tą zależnością najwyższe wartości wskaźnika różnorodności obserwuje się przy średnich stopniach synantropizacji, to znaczy w warunkach wielofunkcyjnego charakteru obszaru i bez wyraźnej dominacji jednej funkcji przestrzennej. Natomiast obszary bardziej naturalne (z nielicznymi dynamicznymi kręgami zbiorowisk zastępczych) oraz tereny poddane bardzo silnej i jednokierunkowej presji charakteryzuje niski poziom różnorodności.



Ryc. 21. Model zależności między poziomem synantropizacji krajobrazu a różnorodnością powierzchniową Shannona

Należy tu podkreślić, że odmienne wzory zmienności przestrzennej poszczególnych wskaźników (przy jednocześnie istotnym statystycznie związku między nimi) wynikają z odmiennego stopnia uwzględniania (choć pośrednio i w sposób ukryty) zróżnicowania siedliskowego terenu. W rezultacie przedstawione wskaźniki dotyczą tego samego procesu, jednak nie zastępują się, lecz dopełniają, naświetlając różne aspekty antropogenicznego przekształcenia krajobrazu.

### 3.2.3.3. Zmiany charakteru krajobrazu związane z odległością od głównych dróg i od centrum Warszawy

W wyniku procesu synantropizacji zmienia się pokrycie terenu, naturalne kompleksy zbiorowisk i ekosystemów są zastępowane przez układy sztuczne, często technicznego pochodzenia. W strefach podmiejskich wielkich miast wskaźnikiem tych procesów mogą być zmiany w rozmieszczeniu obszarów leśnych i obszarów zabudowanych. Szczególnie istotna jest zależność między udziałem powierzchniowym tych dwóch form pokrycia terenu a kierunkami i trasami rozprzestrzeniania się oddziaływań antropogenicznych. Ważne jest również, czy zależności

te mają charakter stały i powtarzalny w czasie, czy też w każdym dziesięcioleciu charakterystyczne są swoiste kierunki działań przekształcających krajobraz.

Szczegółowa analiza udziału lasów na powierzchniach położonych w określonej odległości od centrum Warszawy (ryc. 22A) i od szlaków komunikacyjnych (ryc. 22B) wskazuje, że niezależnie od analizowanego okresu ogólny wzór rozmieszczenia jest bardzo podobny. Obserwuje się bowiem, wraz ze wzrostem odległości od centrum Warszawy oraz odległości od głównych szlaków komunikacyjnych, wyraźny wzrost lesistości. Mimo ogólnego podobieństwa występują jednak wyraźne odmienności. W przypadku odległości od centrum przez pierwsze 10–12 km lesistość stopniowo rośnie następnie zaś utrzymuje się na zbliżonym poziomie niezależnie od dalszego wzrostu odległości. Jeśli chodzi o odległość od szlaków komunikacyjnych, przez pierwsze 6–8 km lesistość nie ulega większym zmianom, a następnie rośnie wyraźnie i proporcjonalnie do dalszego wzrostu odległości. Ważne jest przy tym, że identyczny wzorzec zróżnicowania przestrzennego dotyczy trzech różnych okresów, tj. lat 1950., 1970. i 1990., i to mimo wyraźnego ogólnego wzrostu lesistości, na całym obszarze w latach 1950–1970 (w okresie późniejszym nastąpiła stabilizacja i różnice między stanem w 1970 i 1990 r. są nieistotne).

Inny wzór zmienności przestrzennej dotyczy obszarów zabudowanych – ich udział powierzchniowy spada wraz ze wzrostem odległości od centrum i od szlaków komunikacyjnych (ryc. 22AB). Spadek ten jest wyraźny i najszybszy na odcinku do 6–8 km, a następnie zmiany są bardzo powolne. Ten sam typ zróżnicowania dotyczy wszystkich trzech okresów, choć są między nimi różnice: im bliżej współczesności, tym udział obszarów zabudowanych jest wyższy, przy czym różnice między poszczególnymi okresami analizy, są największe najbliżej centrum i szlaków komunikacyjnych, i wyraźnie maleją na obszarach dalej położonych. Wydaje się przy tym, że w ujęciu historycznym wzrost zabudowy w pobliżu szlaków komunikacyjnych ma dwojaki charakter: w najbliższym sąsiedztwie polega na zagęszczaniu i łączeniu się w jeden kilku dużych obszarów, podczas gdy w odległości nieco większej (do 6 km) dominuje powstawanie obszarów nowych.

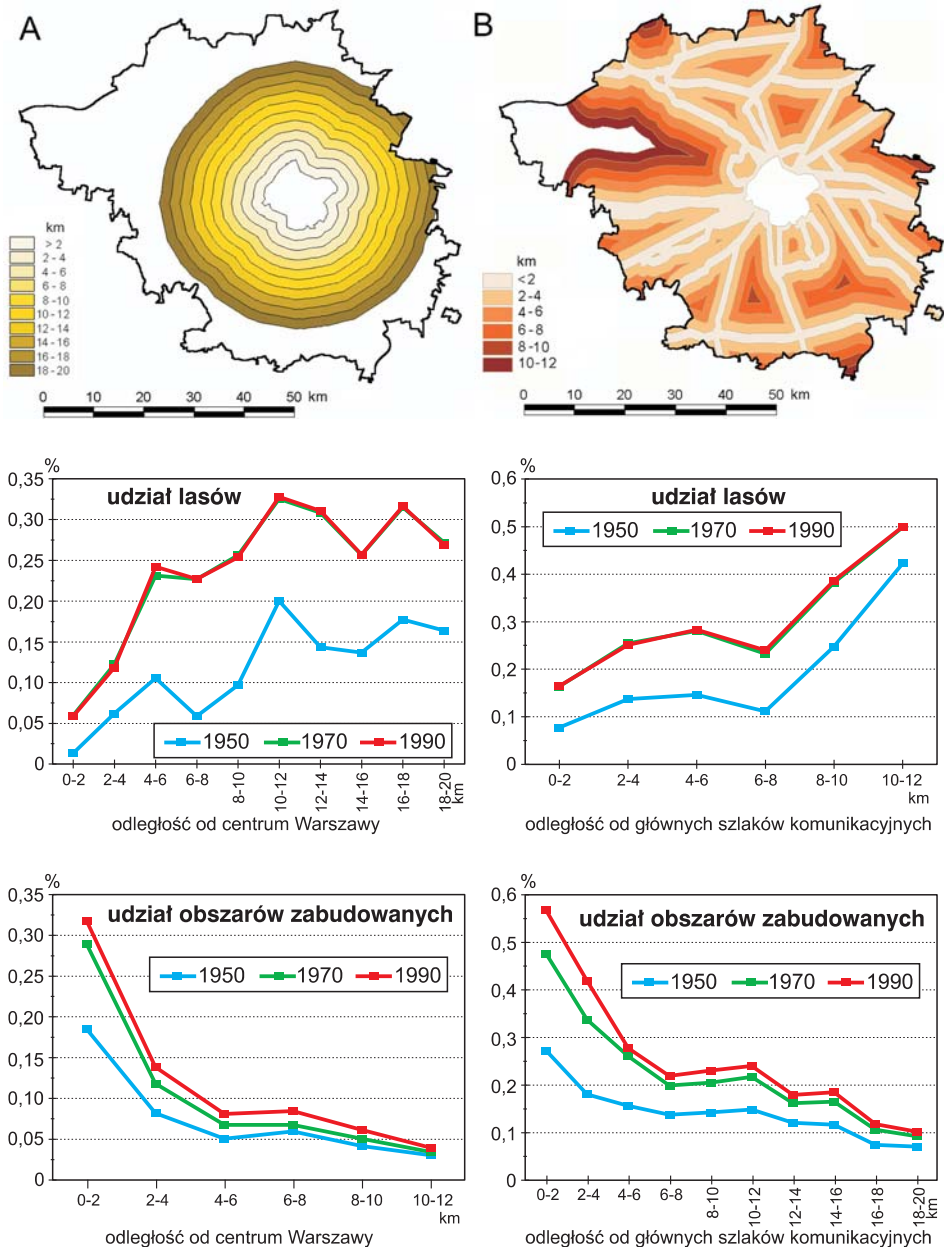
Interesujące jest, że zmienność przestrzenna udziału obszarów zabudowanych nie jest prostą odwrotnością wzorca cechującego lasy, choć ogólna zależność ma charakter przeciwny (wzrostowi lesistości odpowiada spadek obszarów zabudowanych). Co więcej, układ przestrzenny zmienia się stopniowo: blisko centrum i w pobliżu szlaków komunikacyjnych przeważają duże jednorodne płyty obszarów zurbanizowanych, natomiast małe powierzchnie lasów rozmieszczone są wyspowo, ale względnie równomiernie. W znacznej odległości od centrum i szlaków komunikacyjnych obszary leśne są stosunkowo duże, natomiast zabudowa jest reprezentowana przez powierzchnie małe.

Zastosowane na tym przykładzie proste wskaźniki krajobrazowe umożliwiają określenie kierunków i natężenia rozprzestrzeniania się urbanizacji oraz wskazują na dynamikę tych procesów w czasie.

#### 3.2.3.4. Elementy oceny struktury krajobrazu roślinnego

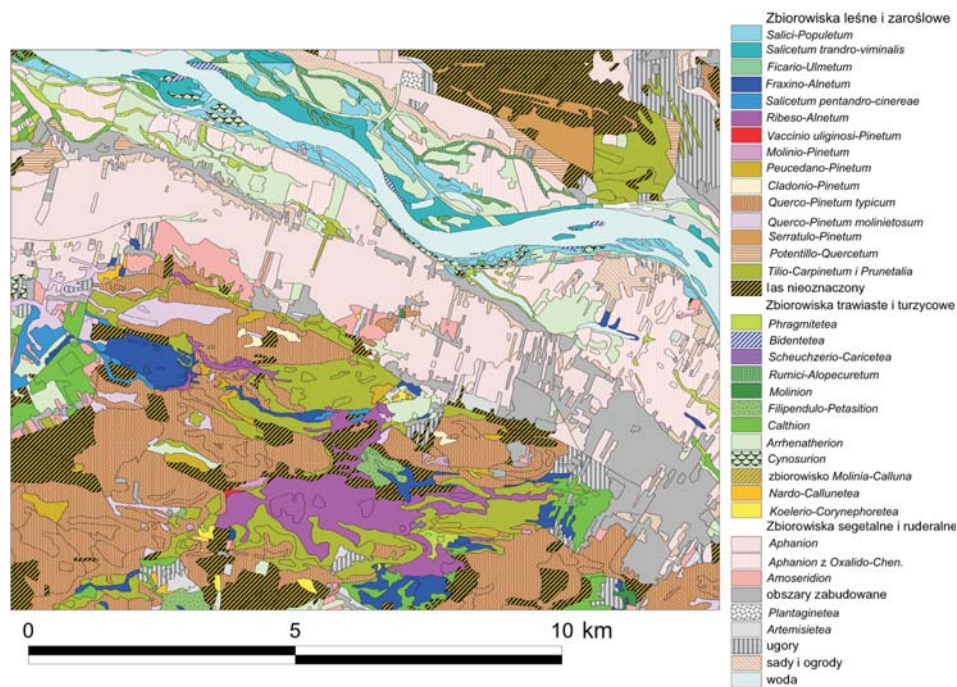
Współczesne zróżnicowanie szaty roślinnej wskazuje na bardzo wysoką mozaikowość krajobrazu w najbliższym otoczeniu Warszawy (ryc. 23). W większości przypadków wynika ona z fragmentacji dużych jednorodnych płatów siedliskowych





Ryc. 22. Wpływ odległości od centrum Warszawy (A) i od głównych szlaków komunikacyjnych (B) na udział powierzchniowy lasów i obszarów zabudowanych w trzech okresach

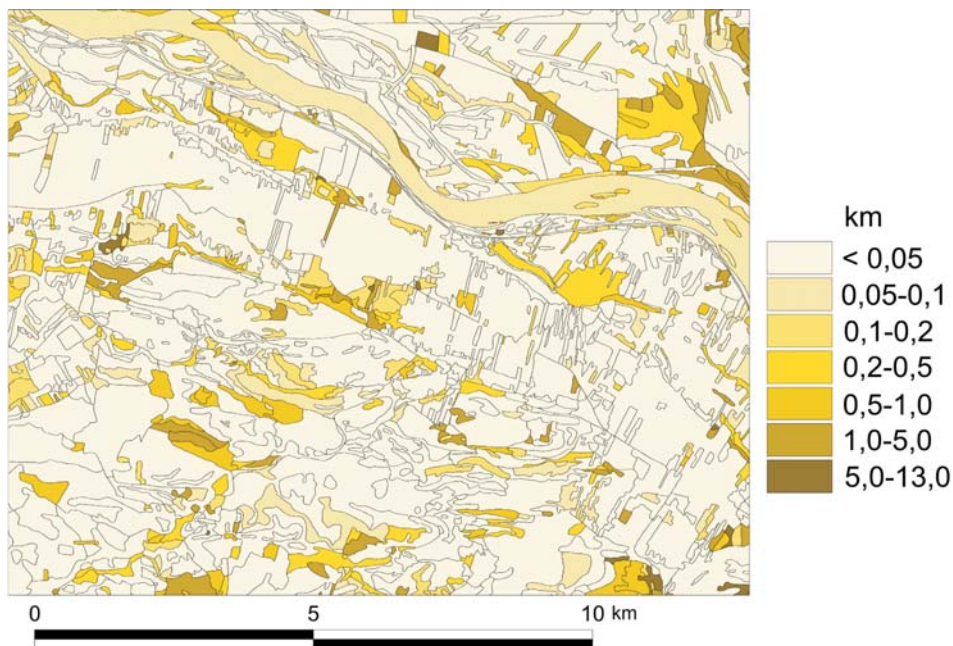
w związku z wprowadzaniem różnych form użytkowania. Jedynie na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego zróżnicowanie współczesnych form pokrycia terenu odpowiada dość dobrze zróżnicowaniu przestrzennemu roślinności potencjalnej.



Ryc. 23. Roślinność rzeczywista fragmentu strefy podmiejskiej Warszawy

Ważną cechą strukturalną, opisującą jeden z aspektów funkcjonowania biotycznej części krajobrazu jest odległość między płatami tego samego typu. Wstępna analiza wskazuje na bardzo podobny wzór przestrzenny zmienności tego wskaźnika na całym analizowanym terenie (ryc. 24). Zgodnie z tym wzorem większość terenu pokrywają zbiorowiska, dla których odległość do najbliższego sąsiada nie przekracza 50 m, a dopiero na tym tle rozmieszczone są nieregularnie zbiorowiska mające sąsiadów położonych znacznie dalej. Bardziej szczegółowa analiza pokazuje jednak, że na obszarach leśnych płyty mające odległych sąsiadów związane są ze sporadycznie występującymi siedliskami, podczas gdy na obszarach silnie przekształconych również część zbiorowisk półnaturalnych odznacza się wysokimi wartościami wskaźnika *NND*.

Synantropizacja krajobrazu odbija się także w subtelnych i nie zawsze dostrzeganym zmianach struktury przestrzennej. Jednym ze wskaźników takich zmian jest zgodność orientacji w przestrzeni długiej osi płatów zbiorowiska. Ze względu na zróżnicowanie tego wskaźnika cały analizowany teren można podzielić na trzy części: dolinę Wisły i jej najbliższe otoczenie (w której pośród płatów roślinności potencjalnej dominuje kierunek NW-SE), część północną z dominacją kierunku



Ryc. 24. Zmienność wskaźnika „odległość do najbliższego sąsiada” fragmentu strefy podmiejskiej Warszawy

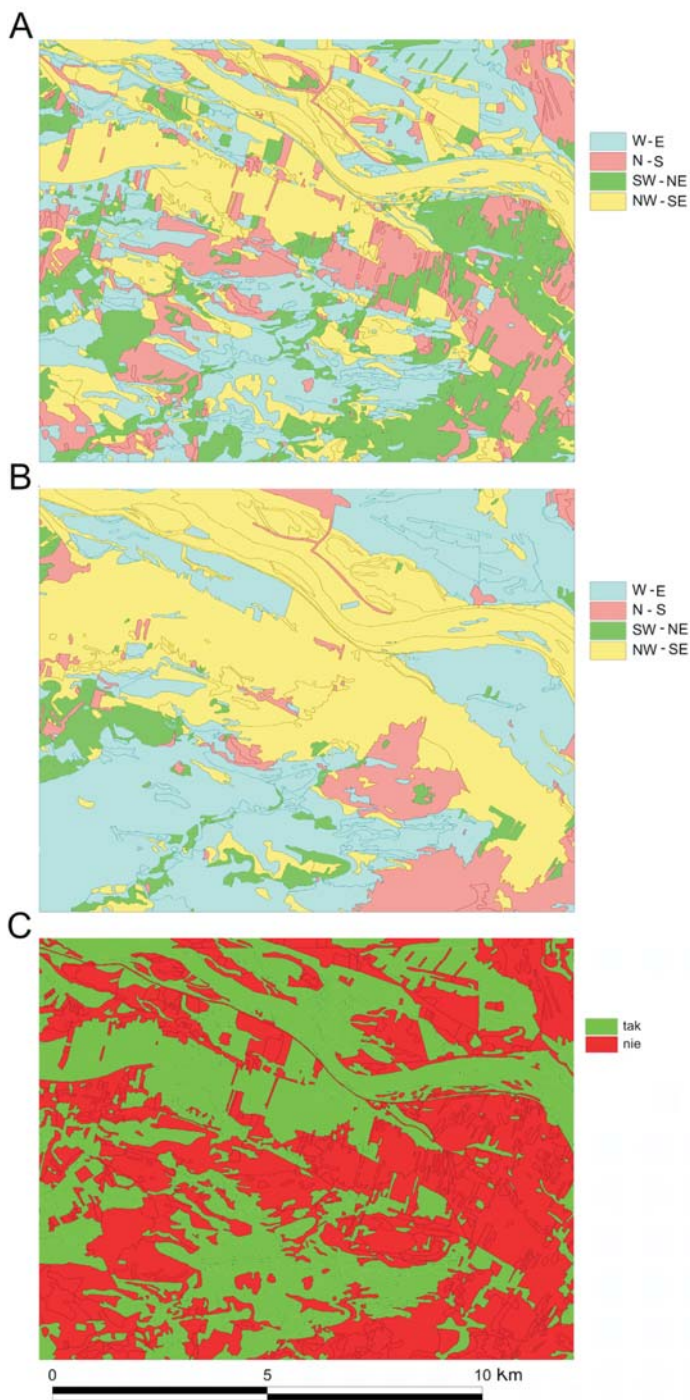
WE oraz część południową, w której układ siedlisk jest bardziej urozmaicony (ryc. 25). Ułożenie długich osi rzeczywistych zbiorowisk roślinnych jest znacznie bardziej zróżnicowane (ryc. 25A) niż w przypadku roślinności potencjalnej (ryc. 25B). Większą zgodność między wskaźnikami długiej osi roślinności potencjalnej i rzeczywistej obserwuje się tylko w części doliny Wisły oraz na obszarze bagiennym Kampinoskiego Parku Narodowego (ryc. 25C). Warto przy tym podkreślić, że zgodność lub niezgodność orientacji przestrzennej współczesnych płatów roślinności rzeczywistej (odzwierciedlających pokrycie terenu i sposób gospodarowania człowiekiem) nie zależy od dzisiejszych procesów dynamicznych roślinności i jest efektem historycznych działań przekształcających krajobraz (ryc. 26).

\*

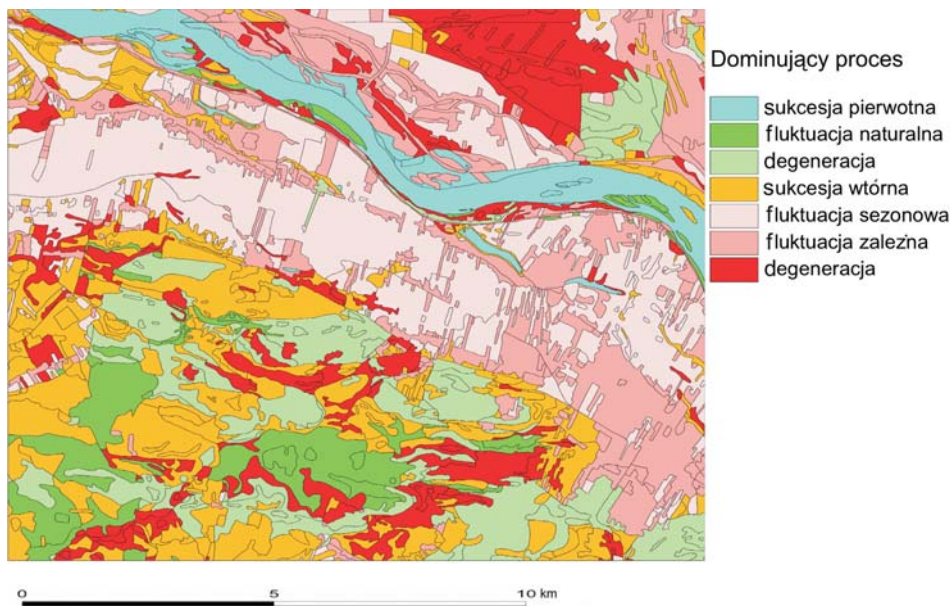
Współczesne zróżnicowanie struktury przestrzennej krajobrazu analizowanego obszaru strefy podmiejskiej Warszawy ukształtowało się pod wpływem kilku wzajemnie powiązanych czynników. Najważniejsze z nich to:

- wcześniejsze rozmieszczenie obszarów zurbanizowanych,
- rozwój przestrzenny Warszawy i urbanizacja obszarów ściśle z nią powiązanych,
- rozwój innych centrów o charakterze lokalnym,
- zmiany opłacalności rolnictwa,
- decyzje administracyjne dotyczące ochrony przyrody.





Ryc. 25. Analiza struktury przestrzennej krajobrazu strefy podmiejskiej Warszawy na podstawie wskaźnika „kierunek długiej osi płatów”  
 A – roślinności rzeczywistej; B – roślinności potencjalnej; C – ocena zgodności kierunków dla roślinności rzeczywistej i potencjalnej



Ryc. 26. Procesy dynamiczne zachodzące w roślinności rzeczywistej fragmentu strefy podmiejskiej Warszawy

Dominującym przestrzennie procesem jest postępująca fragmentacja terenu oraz zmiana orientacji przestrzennej płatów. W konsekwencji zmianie ulega różnorodność powierzchniowa różnie definiowanych jednostek powierzchniowych.

W analizowanych przykładach zastosowano dwie główne grupy wskaźników krajobrazowych. Pierwsza z nich to wskaźniki syntetyczne, sumujące charakterystyki płatów i odnoszące się do większych jednostek o charakterze niejednorodnych regionów. Druga grupa – to wskaźniki analityczne, dotyczące każdego płatu oddzielnie. Obie grupy wskaźników są przydatne zarówno przy opisie przestrzennego zróżnicowania synantropizacji krajobrazu, jak i przy interpretacji zmian w czasie oraz przewidywaniu przyszłych procesów.

### 3.2.4. Wskaźniki krajobrazowe jako narzędzie oceny podobieństwa struktury przestrzennej roślinności – wybrane przykłady z Wigierskiego Parku Narodowego

Obszar Wigierskiego Parku Narodowego cechuje duża różnorodność form ukształtowania terenu, podłoża, gleb i siedlisk. Przy przestrzennym zróżnicowaniu użytkowania ziemi powstaje w takich warunkach skomplikowana mozaika przestrzenna ekosystemów, które najłatwiej zidentyfikować i opisać na podstawie zróżnicowania roślinności rzeczywistej. Odmienność dominujących zbiorowisk przestrzennych i powiązań katenalnych między nimi umożliwiła wyróżnienie 43 mikrokrajobrazów roślinnych, traktowanych jako podstawowe jednostki zróżnicowania krajobrazowego. Powierzchnie badawcze (transekty) założone

w Parku zlokalizowane są w wyraźnie odrębnych mikrokrajobrazach (Solon, 1988; Richling i inni, 2001).

Interesujące jest pytanie, na ile powierzchnie, na których zlokalizowano transekty badawcze, są podobne pod względem struktury przestrzennej (choć należą do odrębnych mikrokrajobrazów), a na ile się różnią. Podobne zagadnienia wielokrotnie już były przedmiotem studiów. Stosowano przy tym najczęściej dwa podejścia metodyczne. W pierwszym zakładano, że wyróżnione obszary stanowią fragmenty większej całości i analizowano zależności między metrykami krajobrazowymi dla całego obszaru stosując przy tym metodę „ruchomego okienka” (por. np. Zebisch i inni, 2004). W drugim podejściu wybrane fragmenty traktuje się jako obiekty niezależne i porównuje tylko wartości wskaźników krajobrazowych obliczonych dla każdej powierzchni oddzielnie (por. Jaeger, 2000; Solon, 2002). To drugie podejście zostało też zastosowane w niniejszym opracowaniu.

Celem ogólnym jest określenie stopnia podobieństwa struktury przestrzennej krajobrazu roślinnego trzech fragmentów Wigierskiego Parku Narodowego oraz wskazanie tych indykatorów krajobrazowych, które w najprostszy, a wystarczająco wiarygodny sposób umożliwiają określenie ogólnego typu struktury przestrzennej.

### 3.2.4.1. Wykorzystane materiały i metody analizy

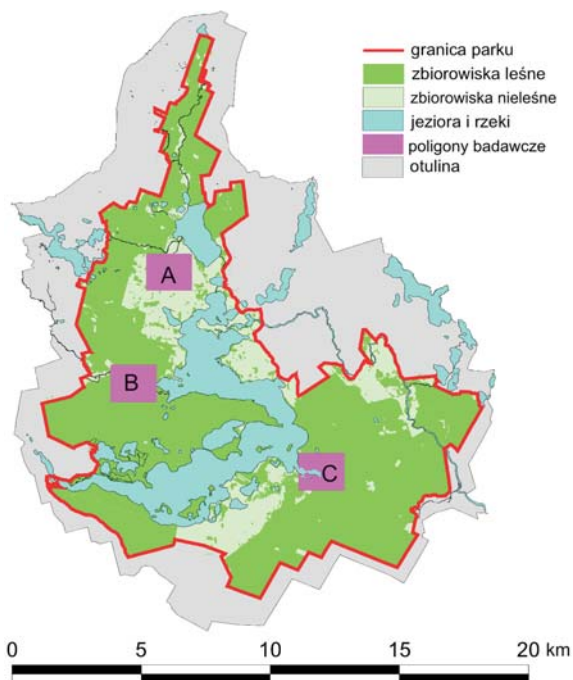
Podstawą analizy była mapa cyfrowa roślinności rzeczywistej Wigierskiego Parku Narodowego, wykonana na potrzeby planu ochrony (por. Richling, Solon, 2001). Z tej mapy wybrano 3 fragmenty obejmujące obszary, na których zlokalizowano transekty badawcze (ryc. 27). Dla każdego z tych fragmentów obliczono następujące metryki krajobrazowe poszczególnych typów zbiorowisk (McGarigal, Marks, 1995; IDEFIX..., 2004):

- średnia powierzchnia płatu (*MPS*),
- mediana powierzchni płatu (*MEDPS*),
- współczynnik zmienności powierzchni płatu (*PSCOV*),
- odchylenie standardowe powierzchni płatu (*PSSD*),
- gęstość granic na jednostkę powierzchni (*ED*),
- średni obwód płatu (*MPE*),
- średni wskaźnik kształtu płatu (*MSI*),
- ważony przez powierzchnię średni wskaźnik kształtu płatu (*AWMSI*),
- średni stosunek obwodu do powierzchni (*MPAR*).

Ponadto dla wszystkich płatów łącznie dla każdego fragmentu mapy obliczono:

- różnorodność powierzchniową Shannona (*Shannon Diversity Index SDI*) liczoną według wzoru:  $SDI = -\sum p_i \ln p_i$ ,  
gdzie  $p_i$  to udział powierzchniowy  $i$ -tej kategorii pokrycia terenu,
- równomierność powierzchniową Shannona (*Shannon Evenness Index SEI*), liczoną jako  $SEI = SDI / \ln(N)$ ,  
gdzie  $N$  to liczba typów występujących zbiorowisk.

Powiązania między metrykami (tab. 15) oraz powiązania między cechami struktury przestrzennej wszystkich typów zbiorowisk występujących na analizowanych powierzchniach (tab. 16) określono na podstawie analizy głównych składowych (*Principal Component Analysis PCA*).



Ryc. 27. Położenie poligonów badawczych na tle ogólnego zróżnicowania pokrycia terenu Wigierskiego Parku Narodowego:

A – poligon północny „stoliwo”, B – poligon centralny w dolinie Czarnej Hańczy „dolina”, C – poligon południowy „zatoka”

Tabela 15. Główne czynniki wyodrębnione w trakcie analizy głównych składowych (PCA)

Zmienna	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3	Czynnik 4
MPS	<b>-0,847</b>	0,118	-0,464	-0,181
MEDPS	<b>-0,917</b>	-0,021	-0,025	-0,185
PSCOV	-0,075	<b>0,924</b>	-0,168	0,060
PSSD	<b>-0,666</b>	0,409	-0,530	-0,120
ED	-0,062	<b>0,919</b>	-0,129	0,015
MPE	-0,586	0,124	<b>-0,750</b>	-0,216
MSI	-0,198	0,059	<b>-0,929</b>	-0,006
AWMSI	-0,089	0,298	<b>-0,941</b>	0,004
MPAR	0,274	0,070	0,054	<b>0,957</b>
Procent objaśnionej zmienności	27,53	22,14	31,72	11,64
Procent skumulowany	27,53	49,67	81,39	93,03

Zastosowano rotację Varimax. Wytłuszczono ładunki >0,6.



### Zróżnicowanie roślinności rzeczywistej

Na najbardziej północnym poligonie („stoliwo”) występuje 12 typów zbiorowisk roślinnych, spośród których najważniejszą rolę odgrywają zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* oraz kompleks zbiorowisk chwastów polnych (ryc. 28A). Ogólna różnorodność powierzchniowa roślinności (wskaźnik Shannona *SDI*) wynosi 2,006, a wskaźnik równomierności *SEI* – 0,762.

Na poligonie centralnym, położonym w dolinie Czarnej Hańczy („dolina”) występuje 13 typów zbiorowisk roślinnych, w tym 10 zbiorowisk leśnych, dominujących powierzchniowo (ryc. 28B). Ogólna różnorodność powierzchniowa roślinności (wskaźnik Shannona *SDI*) wynosi 2,162, a wskaźnik równomierności *SEI* jest równy 0,843.

Poligon południowy („zatoka”) charakteryzuje występowanie 18 typów płatów roślinnych i dominacja boru sosnowego *Serratulo-Pinetum* (ryc. 28C). Ogólna różnorodność powierzchniowa roślinności *SDI* jest najwyższa w porównaniu z innymi poligonami i wynosi 2,505; również wskaźnik równomierności *SEI* jest najwyższy – 0,851.

### \* Zróżnicowanie podstawowych wskaźników krajobrazowych

Struktura granic na wszystkich poligonach jest podobna. Występują zarówno typy zbiorowisk o małych płatach (a przez to stosunkowo krótkich granicach, których suma nie przekracza kilkuset metrów), jak i typy zbiorowisk, dla których suma granic mieści się w przedziale 13–15 km. Najczęściej jednak występują zbiorowiska, których suma granic na poligonie mieści się w przedziale od około 1 km do ok. 4 (na południu), 8 (w centrum) lub 12 km (na północy). Bardziej zróżnicowane są średnie granice płatów poszczególnych typów zbiorowisk – na ogół najniższe są na południu, choć najmniejsza różnica między maksimum i minimum występuje na poligonie centralnym (ryc. 29).

Kształty powierzchni poligonu południowego i centralnego są do siebie znacznie bardziej podobne niż poligonu północnego. Dotyczy to zarówno średniego wskaźnika kształtu poszczególnych typów zbiorowisk jak i wskaźnika kształtu ważonego przez powierzchnię. Jeszcze większe różnice między poligonami dotyczą stosunku obwodu do powierzchni (ryc. 29).

Szczegółowe zróżnicowanie kształtów płatów najłatwiej prześledzić na podstawie średniej wartości indeksu kształtu dla poszczególnych zbiorowisk. Na poligonie północnym ogólna średnia dla wszystkich typów zbiorowisk wynosi 1,78, a rozrzut wartości między poszczególnymi typami zbiorowisk mieści się w przedziale 1,04–3,01 (ryc. 30A). Podobny charakter ma poligon centralny, na którym ogólna średnia dla wszystkich typów zbiorowisk wynosi 1,74 natomiast rozrzut wartości między poszczególnymi typami zbiorowisk jest znacznie mniejszy (1,19–2,45) – ryc. 30B. Bardzo podobny zakres wartości (od 1,13 do 2,24), ale przy wyraźnie niższej średniej jest charakterystyczny dla poligonu południowego (ryc. 30C). Warto przy tym podkreślić, że na wszystkich trzech poligonach zdecydowaną większość powierzchni zajmują zbiorowiska o wartości wskaźnika kształtu wyraźnie wyższej niż średnia dla wszystkich typów zbiorowisk.



Tabela 16. Ładunki poszczególnych czynników związane z określonymi typami roślinności.















Nr*	Polygon, typ roślinności	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3	Czynnik 4
20	południowy, <i>Serratulo-Pinetum typicum</i>	-5,6191	-0,2945	0,1723	0,3220
21	południowy, <i>Serratulo-Pinetum</i> wariant z <i>Lathyrus</i>	-2,2693	-0,3173	0,9407	-0,7977
9	środkowy, <i>Tilio-Carpinetum calamagrostietosum</i>	-1,4424	0,6426	-0,2422	-0,2045
44	południowy, <i>Consolido-Brometum</i>	-1,2630	0,3062	-0,9002	-0,7021
43	południowy, <i>Arrhenatherion</i> postać kserotermiczna	-0,9635	0,0896	-4,6051	-0,4644
41	południowy, <i>Calthion</i>	0,8258	0,1006	-2,0635	-0,5160
10	środkowy, <i>Tilio-Carpinetum typicum</i>	0,6752	-0,5578	-1,9045	-0,6127
34	południowy, wszystkie zbiorowiska razem	0,0290	3,1731	0,7566	-0,6509
14	środkowy, wszystkie zbiorowiska razem	0,2727	2,8872	0,1976	-0,7292
48	południowy, wszystkie zbiorowiska razem	0,4755	3,9885	-0,2346	1,0705
46	południowy, woda	-0,3395	-0,7364	0,9781	2,8537
42	południowy, <i>Arrhenatherion</i> i <i>Cynosurion</i>	-0,0476	0,6555	-0,2986	3,2895
38	południowy, <i>Fraxino-Alnetum</i>	0,1021	0,0897	-0,5599	2,7970
47	południowy, <i>Phragmition</i> i <i>Magnocaricion</i>	0,3988	-1,0455	-0,6828	2,2523
16	południowy, <i>Sphagno-Alnetum</i>	-0,2745	-1,0360	-0,4895	-0,6918
7	środkowy, <i>Serratulo-Pinetum</i> wariant z <i>Lathyrus</i>	-0,0711	0,6557	-0,3568	-0,1216
32	południowy, woda	-0,0046	0,7371	0,0779	-0,1338
28	południowy, <i>Coelerio-Corynephoretea</i>	0,0194	-0,2049	0,7346	-1,1005
30	południowy, <i>Consolido-Brometum</i>	0,0547	0,1057	0,7903	-0,8817
29	południowy, <i>Agropyretum</i>	0,0990	-0,2065	0,9533	-0,8373
40	południowy, <i>Tilio-Carpinetum typicum</i>	0,1086	-0,1651	0,5844	-0,0314
39	południowy, <i>Tilio-Carpinetum calamagrostietosum</i>	0,1234	0,2146	0,7270	0,9471
4	środkowy, <i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>	0,1261	0,2499	-0,8680	-0,7249
6	środkowy, <i>Serratulo-Pinetum typicum</i>	0,1559	0,5169	0,7775	-0,3033

5	środkowy, <i>Peucedano-Pinetum pulsatillietosum</i>	0,1762	-0,6915	0,6799	0,8958
22	południowy, <i>Fraxino-Alnetum</i>	0,1857	-0,8164	0,0631	-0,7234
23	południowy, <i>Tilio-Carpinetum calamagrostietosum</i>	0,2147	-0,7396	0,3367	-0,7581
25	południowy, <i>Scheuchzeriatalia palustris</i>	0,2285	-0,6115	0,8905	0,1590
24	południowy, <i>Ledo-Sphagnetum</i>	0,2367	-0,6977	0,4830	-0,7575
35	południowy, <i>Ribo-Alnetum</i>	0,2417	-0,5554	1,0506	-0,3839
17	południowy, <i>Salicetum pentandro-cinereae</i>	0,2501	-0,6612	0,7086	0,3959
45	południowy, kompleks podworkowy	0,2826	-0,0964	0,6876	0,6410
13	środkowy, <i>Magnocaricion</i>	0,2826	-0,0387	-0,0627	-0,8218
19	południowy, <i>Peucedano-Pinetum typicum</i>	0,3023	-0,6171	0,7788	-0,3912
18	południowy, <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	0,3051	-0,1543	0,4974	-0,4383
26	południowy, <i>Arrhenatherion i Cynosurion</i>	0,3142	0,1843	0,1203	0,1596
11	środkowy, <i>Sphagnetalia magellanici</i>	0,3223	-0,6911	0,4692	-0,5795
31	południowy, kompleks podworkowy	0,3439	0,0530	0,8759	-0,1056
3	środkowy, <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	0,3485	0,0983	0,8344	-0,7633
12	środkowy, <i>Phragmition</i>	0,3869	-0,7287	0,3451	0,1118
8	środkowy, <i>Fraxino-Alnetum</i>	0,3874	0,0764	-0,0791	-0,1582
2	środkowy, <i>Sphagno-Alnetum</i>	0,4547	0,0466	0,1717	-0,6018
33	południowy, <i>Filipendulo-Geranium</i>	0,4800	-0,8208	-0,0848	-0,123
1	środkowy, <i>Ribo-Alnetum</i>	0,5514	-0,2842	-0,7903	-0,3683
15	południowy, <i>Ribo-Alnetum</i>	0,5859	-0,3201	-0,5161	0,0780
27	południowy, <i>Arrhenatherion</i> postać kserotermiczna	0,5970	-0,4159	-0,4549	-0,3207
36	południowy, <i>Salicetum pentandro-cinereae</i>	0,6187	-0,2933	-0,3270	0,4185
37	południowy, <i>Serratulo-Pinetum typicum</i>	0,7312	-1,0736	-1,1623	0,4067

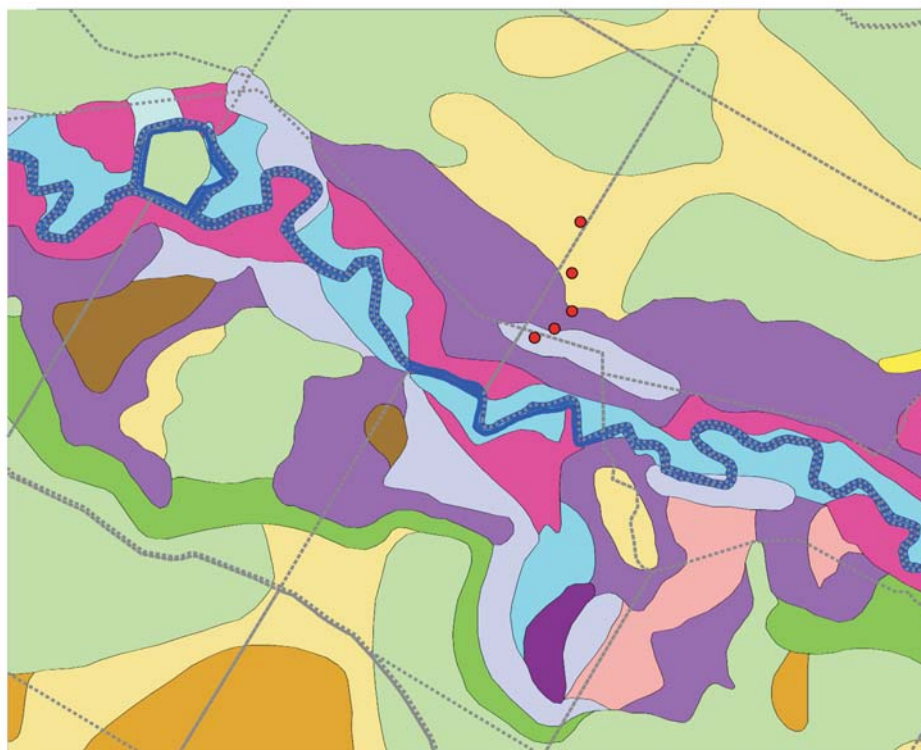
\*Numery z kolumny pierwszej odpowiadają numerom na rycinach 34 i 35.

A

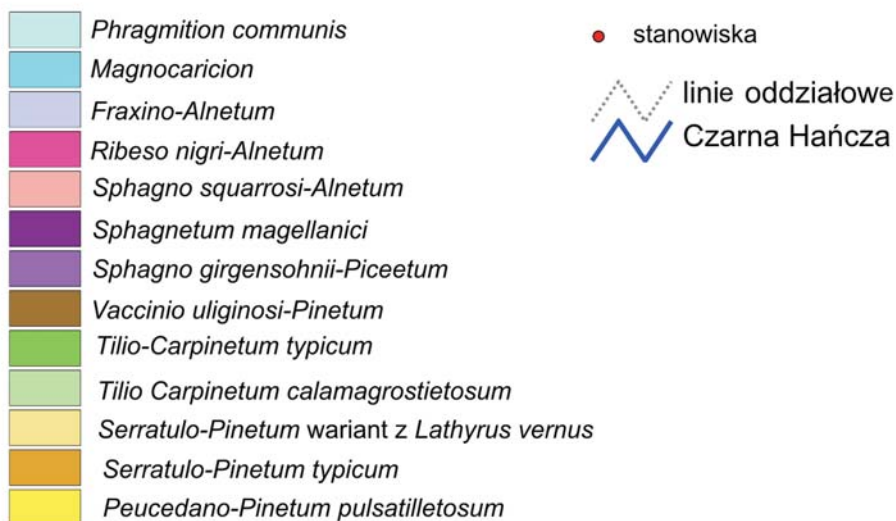


- |                                                                                     |                                                          |                                                                                     |            |
|-------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|------------|
|  | woda                                                     |  | stanowiska |
|  | <i>Phragmition i Magnocaricion</i>                       |                                                                                     |            |
|  | <i>Ribeso nigri-Alnetum</i>                              |                                                                                     |            |
|  | <i>Fraxino-Alnetum</i>                                   |                                                                                     |            |
|  | <i>Salicetum pentandro-cinereae</i>                      |                                                                                     |            |
|  | <i>Calthion</i> zdegradowany                             |                                                                                     |            |
|  | <i>Arrhenatherion i Cynosurion</i>                       |                                                                                     |            |
|  | <i>Arrhenatherion</i> z elementami kserotermicznymi      |                                                                                     |            |
|  | <i>Serratulo-Pinetum typicum</i>                         |                                                                                     |            |
|  | <i>Tilio-Carpinetum calamagrostietosum</i>               |                                                                                     |            |
|  | <i>Tilio-Carpinetum typicum</i>                          |                                                                                     |            |
|  | kompleks <i>Consolido-Brometum x Veronico-Fumarietum</i> |                                                                                     |            |
|  | podwórkowy kompleks zbiorowisk                           |                                                                                     |            |

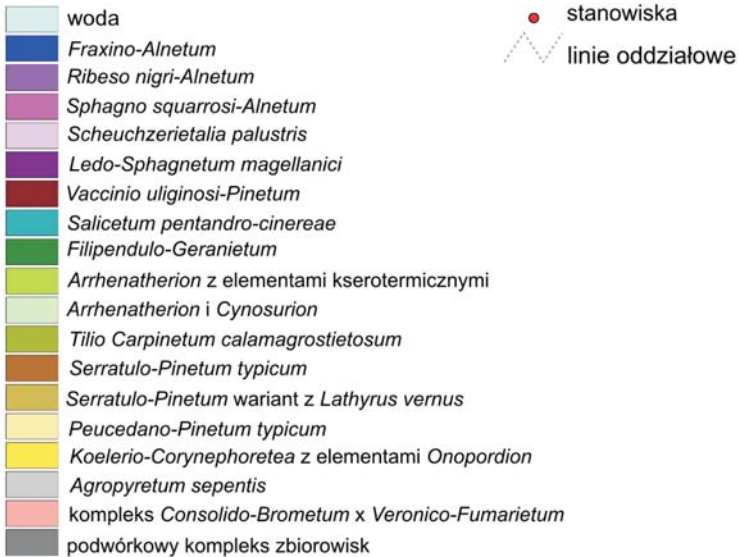
B



0 0,5 1 1,5 km

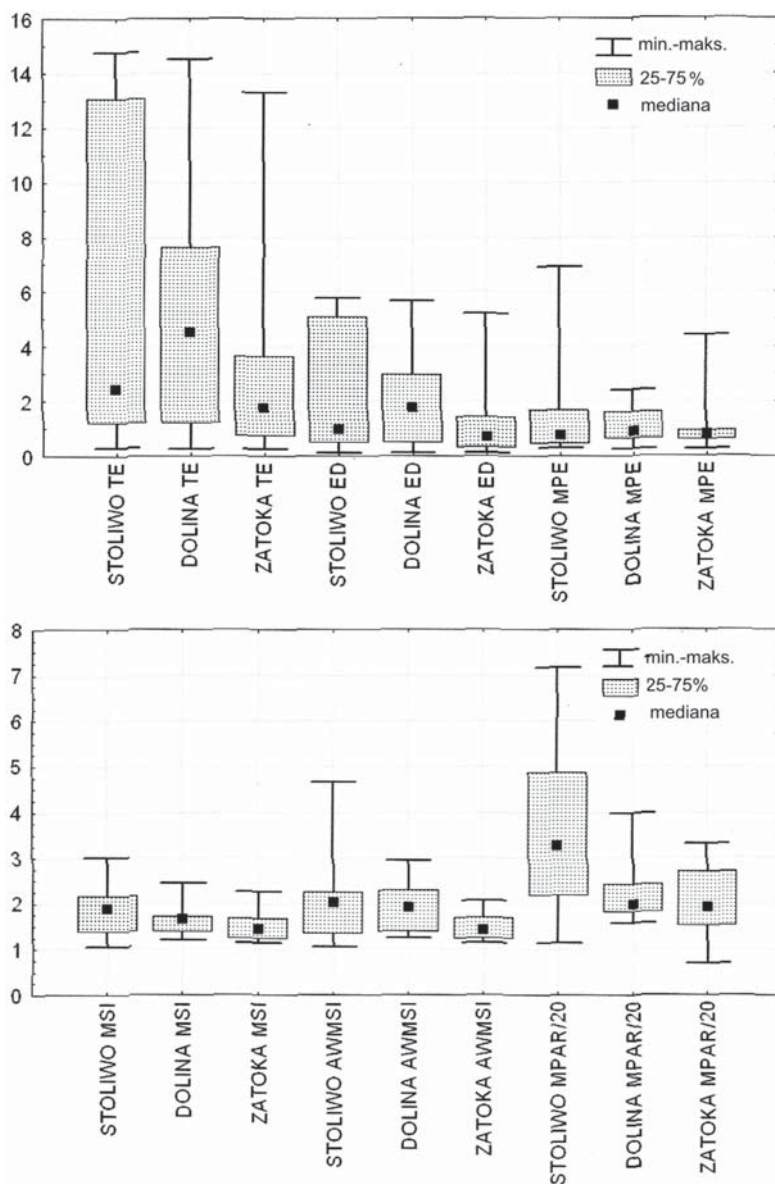


C



Ryc. 28. Roślinność rzeczywista trzech poligonów badawczych w Wigierskim Parku Narodowym:

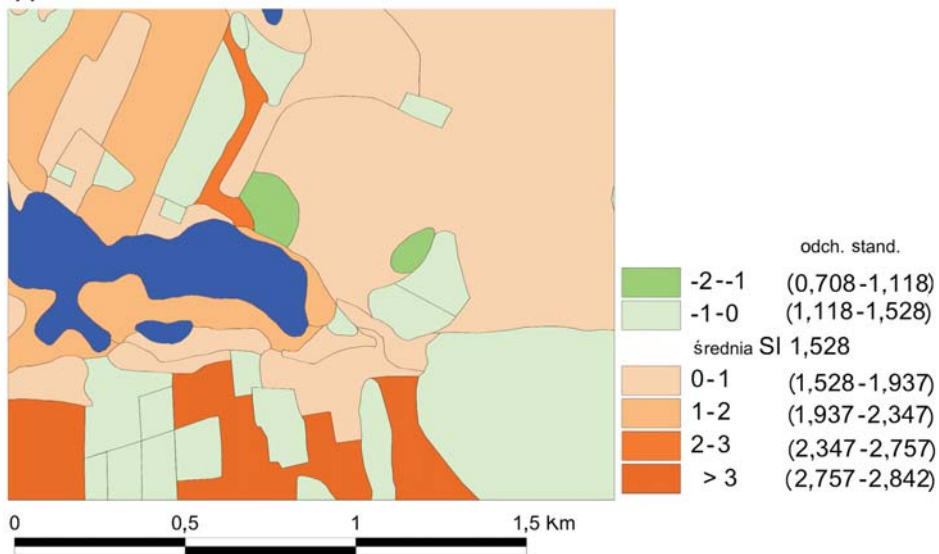
A – poligon północny „stoliwo”, B – poligon centralny w dolinie Czarnej Hańcy „dolina”, C – poligon południowy „zatoka”



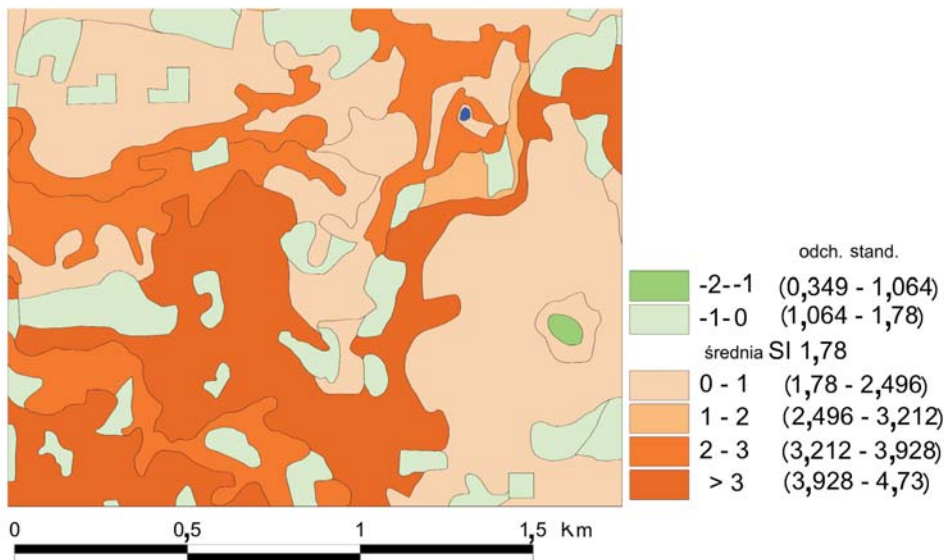
Ryc. 29. Zróźnicowanie wartości wybranych metryk krajobrazowych  
 TE – ogólna długość granic, ED – długość granic/jednostka powierzchni, MPE –  
 – średni obwód płatów, MSI – średnia liczba kształtu, AWMSI – średnia ważona  
 liczba kształtu przez powierzchnię, MPAR/20 – średni stosunek obwodu do  
 powierzchni (podzielony przez 20 ze względu na opracowanie graficzne)



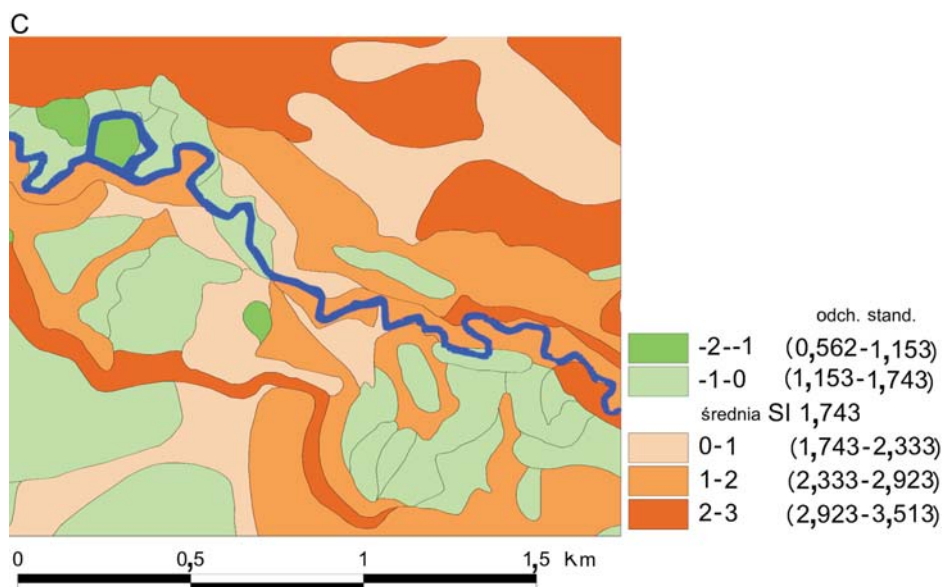
A



B







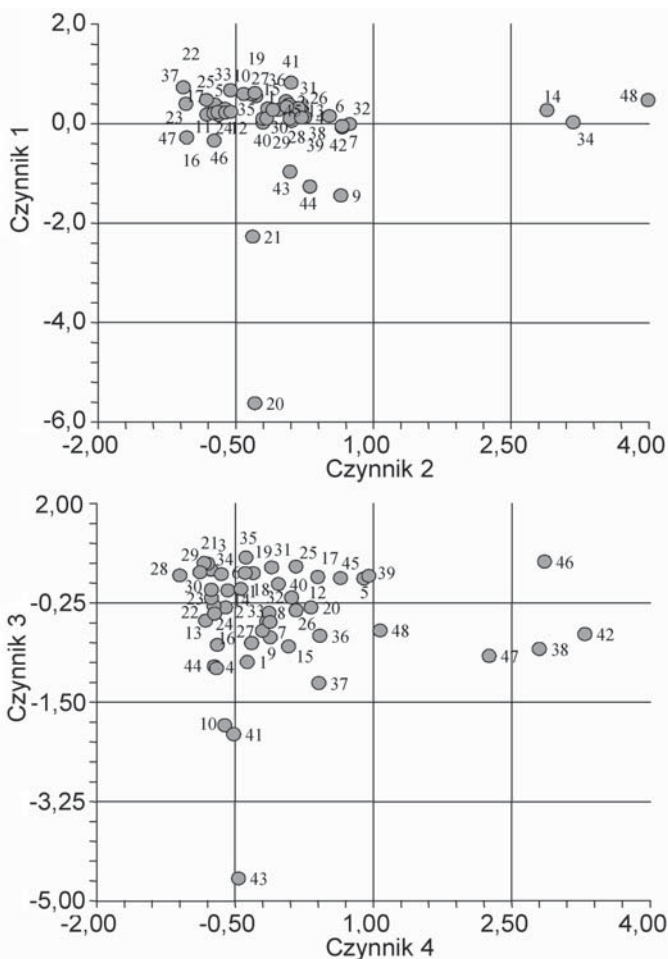
Ryc. 30. Zróżnicowanie kształtów płatów roślinnych trzech poligonów badawczych w Wigierskim Parku Narodowym:

A – poligonu „stoliwo”, B – poligonu „dolina”, C – poligonu „zatoka”

\*Podobieństwo powierzchni pod względem struktury przestrzennej

Analiza głównych składowych przeprowadzona dla dziewięciu wskaźników krajobrazowych wykazała, że można wyróżnić cztery czynniki, które objaśniają ponad 93% zmienności (tab. 15). Pierwszy czynnik określa przeciętną wielkość płatów, drugi – zmienność wielkości płatów i gęstość granic, trzeci i czwarty – określają w różny sposób kształty płatów. Pierwsze dwa czynniki objaśniają prawie 50% całej zmienności, dwa pozostałe – ponad 40%.

Uporządkowanie zbiorowisk według ładunków z poszczególnych czynników wskazuje na istnienie kilku wyodrębniających się grup (tab. 16, ryc. 31). Pod względem pierwszego czynnika wyodrębniają się zbiorowiska dominujące powierzchniowo na poszczególnych poligonach, tj.: na poligonie północnym (stoliwo) *Consolido-Brometum* i ciepła postać łąki ze związku *Arrhenatherion*, na poligonie centralnym (dolina) grąd *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*, a na poligonie południowym (zatoka) bór mieszany *Serratulo-Pinetum typicum* i *Serratulo-Pinetum* wariant z *Lathyrus*. Zróżnicowanie zbiorowisk według trzeciej osi wyróżnia grupę zbiorowisk o najbardziej wydłużonych kształtach. Na poligonie „stoliwo” należą do tej grupy łąki: wilgotna ze związku *Calthion* zdegradowany i ciepła postać ze związku *Arrhenatherion*, natomiast na poligonie „dolina” grąd typowy *Tilio-Carpinetum typicum*. Brak w tej grupie zbiorowisk z poligonu „zatoka” świadczy o odmienności struktury przestrzennej tego obszaru.



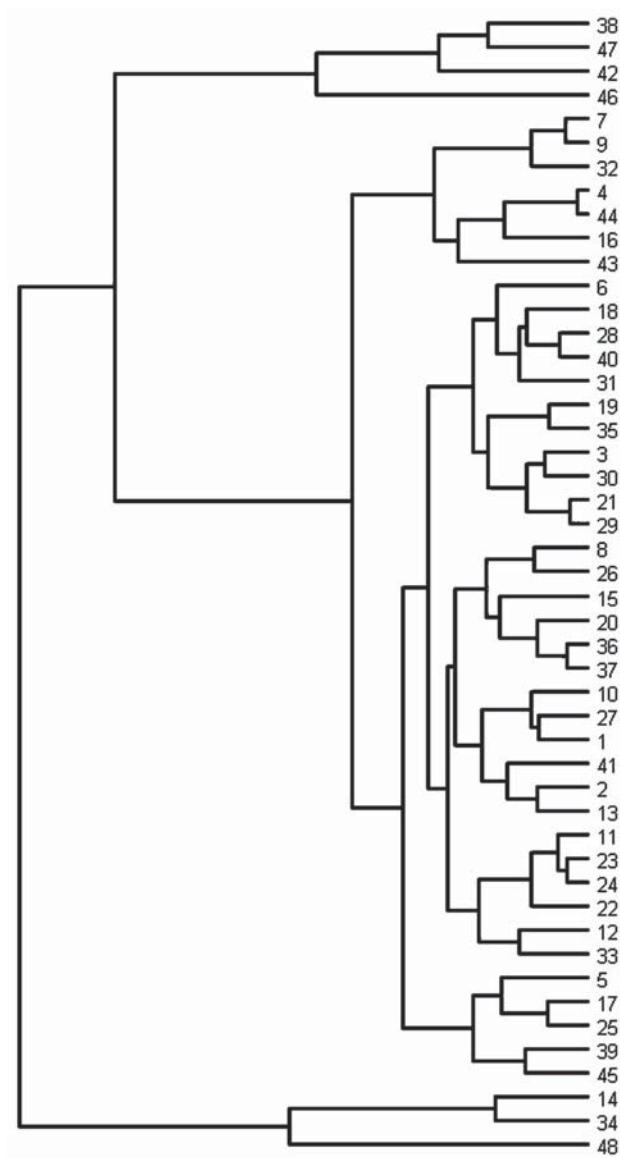
Ryc. 31. Uporządkowanie zbiorowisk roślinnych według ładunków poszczególnych czynników

Zróznicowanie według czwartego czynnika jest jednoznacznie związane ze wskaźnikiem stosunku obwodu do powierzchni płatów. Do tej grupy należą zaledwie cztery typy zbiorowisk z poligonu „stoliwo”: powierzchnia wody, *Phragmition* i *Magnocari-cion*, *Arrhenatherion* i *Cynosurion* oraz łąg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum*.

Zgodnie z ładunkami pochodzącymi z drugiego czynnika wyróżnia się grupa obejmująca uśrednione charakterystyki wszystkich płatów z danego poligonu. Świadczy to o tym, że niezależnie od zróżnicowania wewnętrznego poszczególnych poligonów ich ogólny typ struktury przestrzennej jest bardzo zbliżony (choć reprezentowany przez inne typy zbiorowisk).

Zbliżony obraz podobieństwa zbiorowisk roślinnych pod względem cech strukturalnych płatów rysuje się na podstawie analizy dendrogramu utworzonego na

podstawie miary Euklidesa (ryc. 32). Wyraźnie wyodrębniają się te grupy, które odpowiadają wyróżnionym na podstawie ładunków z drugiej i czwartej osi analizy czynnikowej. Pozostałe typy zbiorowisk tworzą jedną grupę w niewielkim stopniu zróżnicowaną wewnątrz.



Ryc. 32. Dendrogram podobieństwa zbiorowisk roślinnych pod względem cech strukturalnych płatów dla trzech poligonów (podobieństwo według odległości Euklidesa, grupowanie metodą Warda)

\*

Analizowane poligony reprezentują trzy różne typy krajobrazu roślinnego i należą do odrębnych jednostek krajobrazowych. Ich wzajemne podobieństwo jest niewielkie, choć wyraźnie wyższe pod względem wskaźników kompozycji w porównaniu z podobieństwem składu (tab. 17). Jednocześnie największe różnice (pod względem zarówno składu jak i konfiguracji) występują między poligonem północnym (stoliwo) i południowym (zatoka); miejsce pośrednie zajmuje poligon centralny (dolina). Należy jednak podkreślić, że pod względem składu dolina jest nieco bardziej podobna do poligonu północnego, a pod względem konfiguracji – do poligonu południowego (ryc. 33).

Tabela 17. Macierz standaryzowanych odległości Euklidesa dla badanych obiektów

	Dolina	Zatoka	Stoliwo
Dolina	0,00	6,88	6,76
Zatoka	4,38	0,00	7,14
Stoliwo	4,99	5,83	0,00

Powyżej przekątnej – wartości obliczone na podstawie składu (kompozycji).

poniżej przekątnej – wartości obliczone na podstawie wskaźników krajobrazowych.

Zróżnicowanie wskaźników (metryk) krajobrazowych zbiorowisk na podstawie ładunków dwóch pierwszych osi świadczy o podobieństwie ogólnego wzoru przestrzennego większości typów zbiorowisk roślinnych wszystkich trzech poligonów, podczas gdy dwie pozostałe osie pokazują łącznie specyfikę każdego z poligonów i różnice w stosunku do pozostałych.

Zastosowane do oceny struktury przestrzennej krajobrazu wskaźniki reprezentują trzy grupy metryk opisujących zróżnicowanie: (1) wielkości płatów, (2) długości granic oraz (3) kształtu. Taki zestaw wyczerpująco objaśnia podstawowe charakterystyki przestrzenne, co wynika z ładunków, jakie wnoszą poszczególne wskaźniki do nowo utworzonych czynników (powstałych w wyniku analizy głównych składowych).

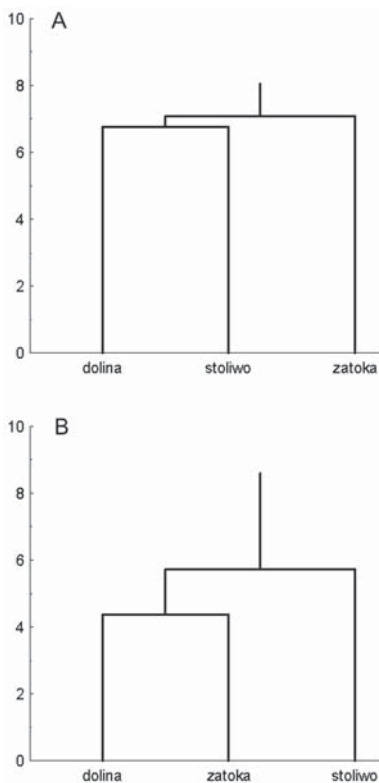
### 3.3. Wskaźniki glebowe

#### 3.3.1. Podstawy teoretyczne

Jednym z narzędzi poznania zmian środowiska w aspekcie przestrzennym i czasowym są miary i wskaźniki glebowe, które z jednej strony pozwalają na rekonstrukcję czynników kształtujących paleośrodowisko przyrodnicze w róż-

nych skalach czasowych, od geologicznej do historycznej, z drugiej zaś umożliwiają diagnozę i prognozę stanu środowiska przyrodniczego pod względem współczesnych procesów naturalnych i antropogenicznych.

W niniejszym rozdziale zaprezentowano wartość indykacyjną gleb w badaniach środowiska przyrodniczego. Przedstawiono najczęściej stosowane bezpośrednie i pośrednie wskaźniki glebowe wykorzystywane do diagnozy i oceny funkcjonalno-strukturalnych zmian jakie zachodziły i zachodzą w środowisku przyrodniczym pod wpływem naturalnych i antropogenicznych czynników.



Ryc. 33. Podobieństwo trzech poligonów badawczych w Wigierskim Parku Narodowym pod względem:

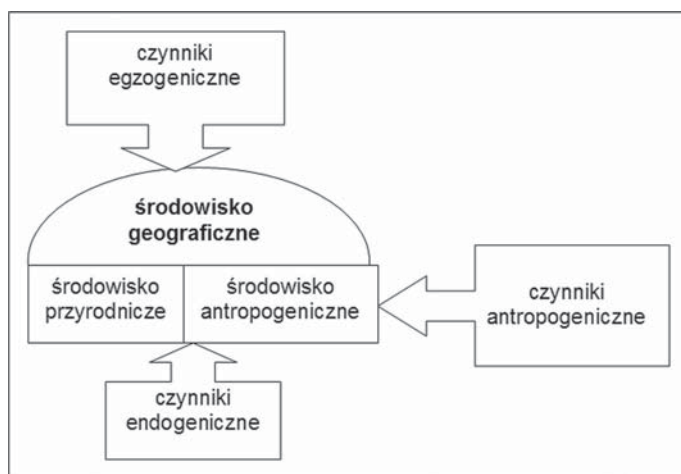
A – kompozycji krajobrazu, B – konfiguracji krajobrazu.

Standaryzowana odległość Euklidesa, dendrogram metodą Warda

### 3.3.1.1. Gleba jako komponent środowiska geograficznego

Środowisko geograficzne rozumiane jest, zgodnie z teorią L. Bertalanffy'ego (1962), jako megasystem (zbiór systemów i podsystemów) łączący w sobie dwie podstawowe kategorie przestrzeni geograficznej – są systemy środowiska przyrodniczego i środowiska antropogenicznego (Degórski, 2005). Charakterystyczne

dla pierwszego z nich jest to, iż jego cechy powstały bez udziału człowieka, zaś atrybuty środowiska antropogenicznego powstały w wyniku działań człowieka. Uwarunkowania zewnętrzne, stanowiące otoczenie systemu geograficznego – to interakcyjne zależności pomiędzy całym systemem a procesami egzogenicznymi, endogenicznymi i antropogenicznymi (ryc. 34).



Ryc. 34. Procesy kształtujące środowisko geograficzne

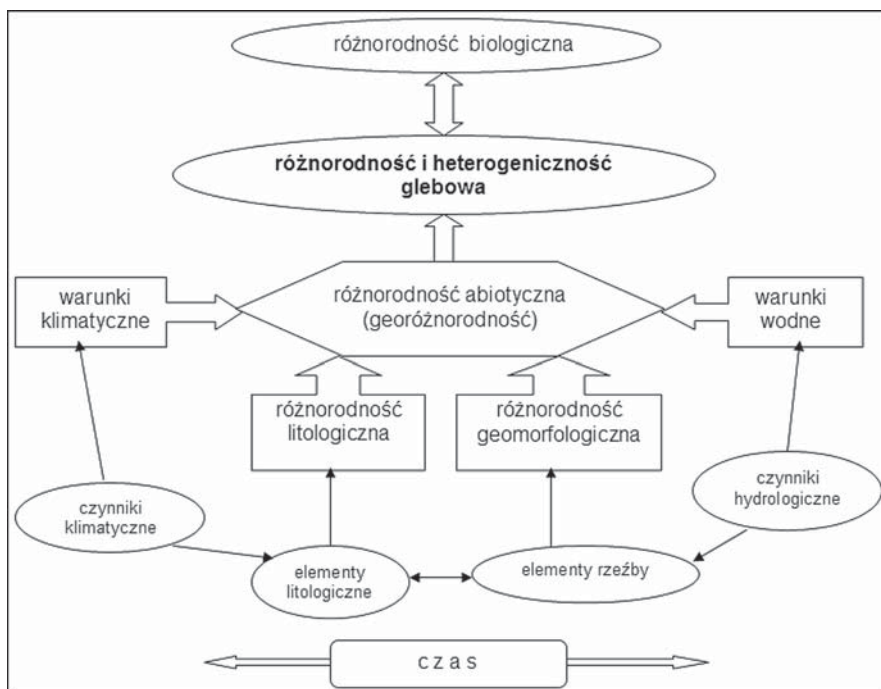
Podmiotem systemu środowiska przyrodniczego jest zatem fizyczna część przestrzeni geograficznej, w skład której wchodzi abiotyczne i biotyczne komponenty przyrody: litosfera, atmosfera, hydrosfera, kriosfera, biosfera i pedosfera. Charakteryzuje ją określona struktura kształtowana przez kompleks wewnętrznych interakcyjnych zależności pomiędzy poszczególnymi komponentami i zewnętrznymi związków z otoczeniem – środowiskiem antropogenicznym.

Wśród komponentów środowiska przyrodniczego, obok organizmów żywych, szczególną rolę odgrywa gleba, jako bardzo aktywny element całego systemu. Otwartość podsystemu glebowego, jego powiązanie przyczynowo-skutkowe innymi komponentami środowiska i wynikająca z tego wielofunkcyjność pokrywy glebowej w środowisku znajduje swoje odzwierciedlenie w formule:

$$S = f(cl + o + r + p + w + \dots + an)t.a,$$

definiującej glebę jako ciało przyrodnicze ( $S$ ), którego geneza i właściwości są funkcją ( $f$ ) uwarunkowań klimatycznych ( $cl$ ), biotycznych ( $o$ ), geomorfologicznych ( $r$ ), litologicznych ( $p$ ), wodnych ( $w$ ) i antropogenicznych ( $an$ ) przebiegających w określonym czasie ( $t$ ) i przestrzeni ( $a$ ). Zaproponowany przez H. Jenny w 1941 r. zapis matematyczny tych zależności ( $S = f(cl + o + r + p + t \dots)$ ) podlega zatem ciąglemu uzupełnianiu i uszczegółowianiu (Jenny, 1983; Buol i inni, 1989; Kowalkowski i inni, 1994; Robertson i inni, 1999).

Pokrywa glebowa przez wielu gleboznawców i geografów uważana jest za „z zwierciadło” środowiska geograficznego, czyli komponent, którego cechy są odbiciem ilościowych i jakościowych zmian zachodzących w poszczególnych podsystemach i systemach środowiska. Przestrzennym wyrazem tych procesów uwarunkowanych zmieniającą się w czasie różnorodnością biologiczną i abiotyczną jest heterogeniczność i różnorodność pokrywy glebowej (ryc. 35).



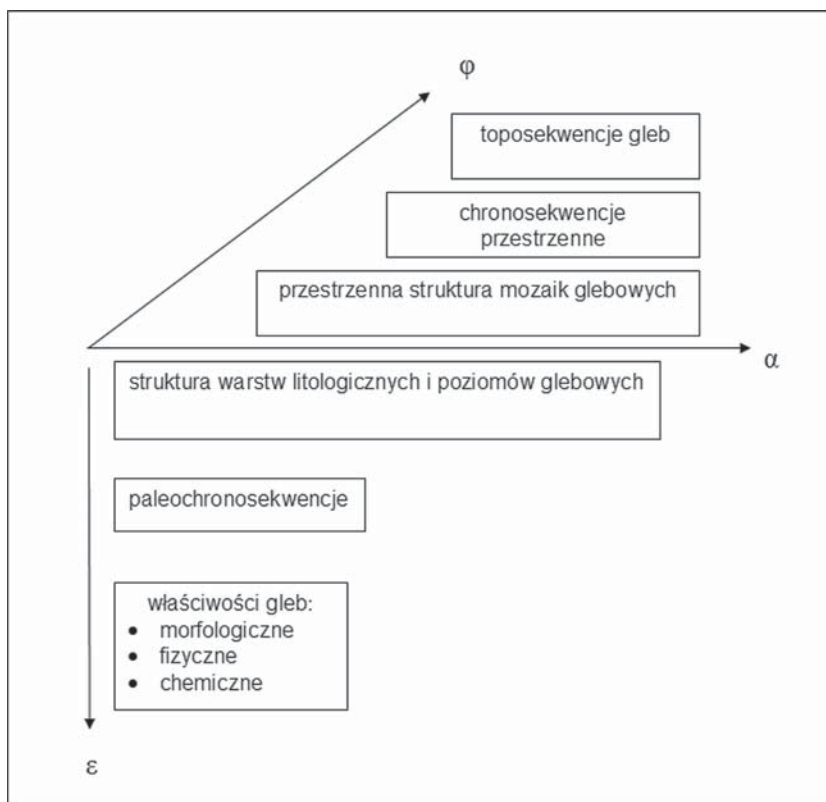
Ryc. 35. Związki pomiędzy różnorodnością biologiczną i georóżnorodnością a różnorodnością i heterogenicznością pokrywy glebowej

### 3.3.1.2. Założenia teoretyczne konstruowanych wskaźników glebowych

Wspomniana już otwartość systemu glebowego, jego ściśle powiązanie z innymi podsystemami środowiska przyrodniczego i środowiskiem antropogenicznym oraz wielofunkcyjność, jaka charakteryzuje glebę w krajobrazie sprawiają, że pokrywa glebowa ma dużą wartość wskaźnikową w ocenie sprawności całego geosystemu oraz zmian w nim zachodzących. Jednym z nowych trendów i podejść badawczych geografii gleb w aspekcie takich ocen jest wykorzystywanie pedonów (najmniejszych glebowych jednostek przestrzennych) jako indyktorów dynamiki środowiska i jego właściwości. Stosuje się wówczas dwie grupy metod: (1) pośrednie, w których wykorzystywana jest wiedza o współczesnych warunkach powstawania danego typu gleby, niezbędna do rekonstrukcji i diagnozy właściwości środowiska geograficznego oraz (2) bezpośrednie, polegające



na konstruowaniu wskaźników pedologicznych na podstawie wyników analiz i pomiarów właściwości gleb. Wśród podejść wykorzystujących glebę jako narzędzie diagnostyczne w geograficznych studiach nad zmianami właściwości środowiska należy wymienić analizy zróżnicowanych typologicznie układów przestrzennej zmienności pokrywy glebowej wynikającej z uwarunkowań innych komponentów środowiska. Obiektem badań w takich studiach są: toposekwencje gleb, przestrzenne chronosekwencje gleb (tzw. chronosekwencje odkryte) i przestrzenne struktury mozaik glebowych. Innym typem badań bazującym na pionowym rozkładzie struktur glebowo-litologicznych lub zróżnicowaniu cech glebowych, jako wyniku procesów pedogenicznych i morfo-litologicznych są analizy struktury warstw litologicznych i poziomów glebowych (litosekwencji), paleochronosekwencji (tzw. chronosekwencji zakrytych) oraz profilowego zróżnicowania właściwości gleb (ryc. 36).



Ryc. 36. Wymiar przestrzenny i profilowy analiz glebowych w diagnozie zmian środowiska przyrodniczego

Najłatwiejsze w zastosowaniu są podejścia badawcze, w których pośrednio, na podstawie powiązań danego typu gleby z jego siedliskiem oraz wzajemnego sąsiedztwa pedonów wnioskuje się o właściwościach litologicznych, hydrologicz-

nych czy fitosocjologicznych środowiska, bardzo często w ujęciu dynamicznym. W tego typu studiach wykorzystuje się analizy obiektów rozpatrywanych zarówno jako liniowe układy przestrzenne pokrywy glebowej, jak i wielkoprzestrzenne struktury pokrywy glebowej. Wśród układów liniowych najlepszym obiektem badań są toposekwencje, do których można zaliczyć (1) kateny glebowe, czyli przestrzennie powtarzalne sekwencje gleb, których heterogeniczność zależy przede wszystkim od rzeźby terenu i związanych z nią cech pośrednich środowiska, takich jak wysokość względna, nachylenie zboczy, typ gospodarki wodnej, itd. (Milne i inni, 1935; Wieder i inni, 1985; Kowalkowski, 2000) oraz (2) chronosekwencje glebowe, czyli układy przestrzenne gleb wykształcone z tej samej skały macierzystej i w analogicznych warunkach rzeźby, ale powstające w różnym czasie (Salisbury, 1925; Prusinkiewicz, 1965; Vreeken, 1975; Jäger, 1982; Schenck, 1990; Kowalkowski, 2001b).

Wielkoprzestrzenne studia zmian środowiska geograficznego wykorzystujące wartość wskaźnikową gleb wykonuje się na podstawie analiz mozaik glebowych lub też agregacji mozaik glebowych, w których coraz częściej stosuje się narzędzia Systemu Informacji Geograficznej (GIS).

Bardziej złożone z punktu widzenia metodyki badań jest poszukiwanie wskaźników glebowych wykorzystujących bezpośrednio metody pomiaru cech glebowych w interpretacji zmian środowiska. Podejście to wymaga, oprócz doskonałej znajomości procesów pedogenicznych kształtujących współczesną pokrywę glebową oraz wzajemnych powiązań pomiędzy podsystemami środowiska przyrodniczego, również stosowania wysoce specjalistycznych metod analitycznych. W dążeniu do optymalizacji jakości stosowanych miar poszukuje się wskaźników, które charakteryzowałyby warunki panujące w środowisku w czasie ich powstawania, określałyby aktualne właściwości środowiska (zarówno naturalne jak i przekształcone pod wpływem czynników antropogenicznych), a zarazem takich, które byłyby pomocne w interpretacji zjawisk i procesów jakie zachodziły i zachodzą w środowisku geograficznym. Konstruowanie ich jest jednak bardzo trudne. Wynika to z kilku podstawowych cech systemu glebowego warunkujących jego funkcjonowanie, które należy brać pod uwagę przy formułowaniu i opracowywaniu koncepcji i założeń wskaźników, np.

- 1) gleby są bardzo często utworami poligenetycznymi, o złożonej genezie, która odbywała się w różnych warunkach środowiska geograficznego;
- 2) współczesną pokrywę glebową charakteryzuje różna aktywność tych samych procesów pedogenicznych, a miejscami można zaobserwować dyskontynuację jakiegoś typu gleb w polipledonach, co oznacza, że nie odpowiada on obecnym uwarunkowaniom środowiska;
- 3) gleba jest komponentem środowiska stosunkowo wolno reagującym na zmiany innych jego składowych;
- 4) każda gleba ma określoną odporność (zdolność buforową) na wpływ czynników zewnętrznych (stresogennych), zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych.

Znając te ograniczenia należy pamiętać, aby do diagnozy stanu i zmian środowiska przyrodniczego wybierać gleby o znanej pedogenezie, reprezentatywne dla danego regionu geograficznego i w określonym stanie dyssypatywności (fazie rozwoju).

### 3.3.1.3. Bezpośrednie wskaźniki pedologiczne

W analizach funkcjonalno-strukturalnych środowiska przyrodniczego najczęściej stosuje się bezpośrednio wskaźniki glebowe:

- pedogeniczne – pomocne w interpretacji paleogeograficznych i współczesnych warunków środowiska przyrodniczego,
- ekologiczno-glebowe – przydatne do oceny funkcjonowania współczesnych ekosystemów występujących w danym regionie geograficznym;
- degradacji gleb – użyteczne przy interpretacji stopnia antropopresji na środowisko przyrodnicze.

Spośród licznych bezpośrednich wskaźników pedogenicznych, których podstawą są właściwości chemiczne gleb należy wymienić miary wykorzystujące zależności pomiędzy aktywnymi formami żelaza, glinu i materii organicznej. Służą one przede wszystkim do rekonstrukcji warunków środowiska przyrodniczego, w jakich powstawała dana gleba i umiejscowienia procesów pedogenicznych w skali czasowej. Liczne badania dowiodły, że w glebach wykształconych na podobnym materiale litologicznym i w zbliżonych warunkach topoklimatu, wraz z ich wiekiem wzrasta stopień przekształcenia krzemianów żelaza w tlenki tego pierwiastka (Kowalkowski, 1968; Pokojska, 1979; Catt, 1988; Arduino i inni, 1986; Mokma, 1991; Bednarek, Pokojska, 1996; WRB, 1998). Wyrazem tego jest między innymi wzrost udziału żelaza wolnego ( $Fe_D$ ) w ogólnej zawartości tego pierwiastka w glebie, a także wyższa wartość stosunku żelaza amorficznego ( $Fe_O$ ) do żelaza wolnego ( $Fe_D$ ), określana jako wskaźnik Schwertmanna (1964). Na podstawie wskaźników pedogenicznych formułowane są również kryteria poziomów diagnostycznych, charakterystycznych dla danych typów gleb, a tym samym określające warunki, w jakich te pedony powstawały. Przykładów zastosowania wskaźników pedogenicznych do oceny poziomów diagnostycznych jest w literaturze przedmiotu bardzo wiele. Można tu wymienić między innymi wskaźniki: zawartości amorficznego żelaza i glinu w poziomie wzbogacania (WRB, 1998), przemieszczania amorficznego żelaza i glinu (WRB, 1998), przemieszczania wolnego żelaza (Konecka-Betley, 1968; Bednarek, 1991), iluwacji (Mokma, 1983), zawartości kompleksów żelazisto-glinowo-próchnicznych w poziomie wzbogacania (Mokma, 1983), relacji pomiędzy zawartością kompleksów żelazowo-glinowo-próchnicznych w poziomie próchnicznym a ich zawartością w poziomach diagnostycznych spodic i syderic (Mokma, 1983; Bednarek, 1991), nieruchliwych kompleksów żelazowo-glinowo-próchnicznych (Mokma, 1983). Wszystkie wymienione wskaźniki zostały wykorzystane przez M. Degórskiego (2002) – jednego z autorów niniejszego opracowania – w badaniach geograficznych uwarunkowań rozwoju gleb bielicoziemnych w środkowej i północnej Europie, a wyniki tych studiów umożliwiły poznanie przestrzennie i czasowo zróżnicowanych środowisk pedogenicznych.

Wskaźniki ekologiczno-glebowe wykorzystuje się przede wszystkim do oceny sprawności, funkcjonowania i odporności na czynniki zewnętrzne współczesnych ekosystemów, jako części składowych środowiska przyrodniczego. Poprzez diagnozę jednego z jego podsystemów możemy wnioskować o stanie i funkcjonowaniu całego środowiska. Najprostsze wskaźniki bazują na diagnozie buforowych właściwości gleb, ich troficzności i określaniu wzajemnych

relacji pomiędzy właściwościami sorpcyjnymi. Jedną z propozycji jest wskaźnik elastyczności gleb, nazwany od jego twórcy wskaźnikiem Ulricha (Ulrich i inni, 1984). Definiowany jako stosunek sumy wymiennych kationów wapnia i magnezu do pojemności sorpcyjnej gleby, daje możliwość wskazania siły odporności badanych siedlisk na wpływ czynników zewnętrznych. Jego wartość jest tym mniejsza, im dane siedlisko jest uboższe w składniki odżywcze. Analiza taka jest bardzo ważna, gdy zubożenie gleb w nutrienty wywołane jest gospodarką człowieka.

Wskaźniki degradacji gleb określają stopień przekształcenia pedonów pod wpływem czynników antropogenicznych. Kryteria degradacji gleb najczęściej stosowane do ocen funkcjonowania całego systemu przyrodniczego to przede wszystkim:

- 1) stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami wodoru ( $H^+$ ) jako wskaźnik antropogenicznego zakwaszania ekosystemów (Siuta i inni, 1985);
- 2) stosunek  $Ca/Ca + Al + Fe$ , jako wskaźnik toksycznego oddziaływania glinu na biosferę, (Baran i Turski, 1996);
- 3) stosunek zawartości poszczególnych pierwiastków w pyłe atmosferycznym do ich naturalnej zawartości w glebie – jako wskaźnik alokacji zanieczyszczeń, głównie metali ciężkich (Adriano, 1986);
- 4) zawartość próchnicy i jej skład frakcyjny, jako miary degradacji potencjału biotycznego środowiska (Siuta i inni, 1985; Robertson i inni, 1999);
- 5) morfologiczne zaburzenia budowy profilu glebowego – jako wskaźnik bezpośredniego destrukcyjnego oddziaływania człowieka na środowisko przyrodnicze (Degórski, 1995).

Bardzo interesującym, a zarazem praktycznym wykorzystaniem chemicznych wskaźników glebowych do oceny wpływu człowieka na środowisko geograficzne jest ich stosowanie w rekonstrukcjach historycznych terenów osadniczych, często prowadzonych na stanowiskach archeologicznych (Bednarek i inni, 2003). Na ich podstawie dokonuje się analizy struktury i funkcji poszczególnych części zespołów osadniczych, wskazując miejsca siedlisk ludzkich, czy też miejsca hodowli inwentarza. W tego typu studiach najczęściej używa się wskaźników opartych na zawartościach fosforanów, magnezu i pewnych frakcji węgla (tzw. *charred organic carbon lub black carbon*) w glebie (Acott, 1998; French i inni, 1998). W Polsce studia nad rekonstrukcją przestrzennej struktury osadniczej prowadzono w okolicach Torunia (Chełmża, Kałdusz – R. Bednarek i inni, 2003, 2004) oraz Warszawy (Wyszogród, Maciejowice – K. Konecka-Betley i E. Okołowicz, materiały niepublikowane).

### 3.3.1.4. Pośrednie wskaźniki pedologiczne

Jednym ze sposobów interpretacji przemian środowiska przyrodniczego jego rekonstrukcji historyczno-funkcjonalnej przy wykorzystaniu pośrednich metod pedologicznych jest identyfikacja układu pionowych struktur (stratygrafii) warstw litologicznych oraz współczesnych i kopalnych poziomów glebowych (fot. 1). Analiza wzajemnego położenia gleb kopalnych (profilu pełnych lub ogłównionych) i gradacyjnych warstw litologicznych, przykrywających wykształcone w przeszłości poziomy genetyczne gleb, szczególnie próchniczne, umożliwia rekonstrukcję rzeźby terenu oraz warunków wodnych. Stopień wykształcenia gleb kopalnych wskazuje przede wszystkim na poziom stabilności systemu

przyrodniczego oraz przebieg procesów kształtujących środowisko, miąższość pełnoprofilowych gleb kopalnych najlepiej charakteryzuje długość przebiegu procesu pedogenicznego, a strop poziomu próchnicznego określa topomorfologię powierzchni terenu. Poprzez typologiczną identyfikację gleby i znajomość warunków siedliskowych determinujących dany proces glebotwórczy, można określić również warunki hydrotermiczne jakie występowały w paleośrodowisku przyrodniczym. Te same procedury identyfikacyjne pozwalają określić szatę roślinną, jaka porastała gleby paleoekosystemów (Manikowska, 1999; Janowska, 2001; Bednarek 2000; Bednarek i inni, 2004). Stosując dodatkowo bezpośrednie pomiary wieku bezwzględnego gleb i skał, wykorzystując do tego jedną z ponad 20 metod badawczych (Catt, 1988) lub też pośrednie metody pedogenetyczne bazujące na ocenie stadiów rozwoju pedonu, możemy umiejscowić przebieg analizowanych procesów litologiczno-glebotwórczych w czasie (Gerrard, 1995).



Fot. 1. Widok wydmy z glebami kopalnymi na Półwyspie Helskim  
(fot. A. Kowalkowski)

Innym podejściem badawczym wykorzystującym pośrednie metody pedologiczne, umożliwiające określenie ewolucji środowiska przyrodniczego, są studia nad rozwojem wspomnianych już wcześniej chronosekwencji, które zgodnie z asymetrycznością czasu ich genezy dzieli się na równokońcowe, równopoczątkowe, transgresyjne z nakładaniem i transgresyjne bez nakładania (Vreeken, 1975;



Schenck, 1990; Birkeland, 1999). Z uwagi na jednorodny materiał litologiczny i podobne uwarunkowania zewnętrzne, w jakich kształtowały się typologicznie takie same gleby w różnym czasie, studia chronosekwencji umożliwiają identyfikację warunków środowiska przyrodniczego w określonych okresach geologicznych (Jäger, 1982; Guccione, 1985; Kowalkowski, 2001b). Klasycznym już przykładem tego typu analiz są wyniki badań odkrytych chronosekwencji równokońcowych gleb wykształconych na różnowiekowych wydmach Bramy Świny (Prusinkiewicz, 1961, 1965), rekonstruujące warunki środowiska przyrodniczego, w jakich odbywał się ich rozwój. Obecnie analogiczne badania gleb biellicowych powstałych na wydmach brunatnych, żółtych i białych prowadzone są pod kierunkiem autora niniejszego tekstu na Półwyspie Helskim<sup>6</sup> a ich wyniki są podstawą do poznania procesów morfologicznych i pedologicznych, jakie zachodziły na tym obszarze w czasie ostatnich 2300 lat, czyli od momentu wykształcenia się najstarszych gleb biellicowych (fot. 2).

### 3.3.1.5. Aktualizm geograficzny a badanie środowiska geograficznego na podstawie wskaźników glebowych

W ocenie rozwoju pokrywy glebowej, podobnie jak całego systemu środowiska przyrodniczego wykorzystuje się zasadę aktualizmu geograficznego, która odnosić się może do analiz zarówno przestrzennych, jak i paleogeograficznych (Bednarek, 1991; Degórski, 2005). Pierwsze podejście polega na porównaniu procesów fizycznogeograficznych obecnie zachodzących w jeszcze bardzo aktywnym środowisku glebotwórczym z terenami charakteryzującymi się morfogenetycznie dojrzałymi pedonami powstałymi w podobnych warunkach siedliskowych w przeszłości, a obecnie znajdującymi się w odmiennym środowisku glebotwórczym (Degórski, 2002). Drugi typ analiz pozwala zaś na porównywanie podobnie zidentyfikowanych typologicznie gleb kopalnych i współczesnych (Bednarek, 2000). Analizy te umożliwiają zatem rekonstrukcję warunków środowiska przyrodniczego jakie panowały w przeszłości na badanym przez nas terenie.

Na większości obszarów centralnej i północnej Europy inicjacja powstawania gleb następowała po ustąpieniu lądolodu, czyli geneza tych gleb obejmuje późny plejstocen i holocen. Warunki, w jakich tworzyły się gleby w tych częściach Europy były zatem charakterystyczne dla klimatu arktycznego, subarktycznego, polarnego oraz umiarkowanego chłodnego i ciepłego. W każdym ze środowisk glebotwórczych (arktycznym, peryglacjalnym, tundrowym, leśnym) związanych z określonym klimatem i szatą roślinną, powstawały specyficzne dla niego polipezony, bądź następowało nakładanie się cech specyficznych dla danego środowiska pedogenicznego na istniejące już gleby. Bardzo często w profilach glebowych, oprócz struktury wykształconych poziomów genetycznych gleb, można zarejestrować ślady procesów lito- i morfogenetycznych. Mogą być to diagnostyczne poziomy wietrzenia peryglacjalnego (Kopp, 1970; Kowalkowski, 1973, 2001a), struktury wietrzenia kriogenicznego czy też procesów krioturacji, na przykład kliny mrozowe.

<sup>6</sup> Projekt badawczy Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego – 2 PO4E 01526 „Geograficznie uwarunkowane trendy i dyskontynuacje procesów rozwoju gleb bielicoziemnych – ich genetyczne i ekologiczne aspekty”.



Fot. 2. Najstarsze bielice helskie z poziomem iluwialnym o średniej miąższości około 80 cm (fot. M. Degórski)

W studiach pedologicznych wykorzystujących zasadę aktualizmu geograficznego poszukuje się glebowych cech diagnostycznych, pomocnych przy określaniu geograficznej i czasowej zmienności uwarunkowań pedogenezy, a tym samym właściwych dla niej cech środowiska. Jak wykazały dotychczasowe badania pokrywy glebowej przeprowadzane w skali ponadregionalnej, istnieją cechy i właściwości gleb zmienne geograficznie, czyli takie, które można uznać za diagnostyczne w przestrzennych analizach zróżnicowania środowiska przyrodniczego. Na podstawie badań ekosystemów borów i borów mieszanych środkowej i północnej Europy wykazano, że spośród ponad 50 analizowanych cech i właściwości gleb, około 1/3 (17 cech i właściwości) wykazywało istotne statystycznie różnice wynikające z położenia geograficznego (Degórski, 2002); są to m.in.:



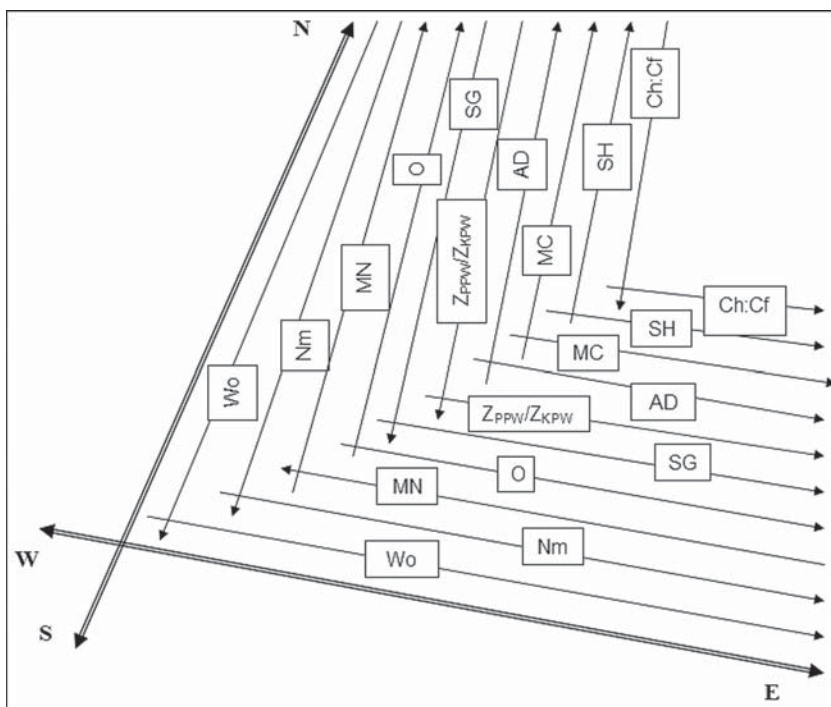
- 1) morfologiczne właściwości gleby (miąższość poziomu próchnicznego oraz solum gleby);
- 2) fizyczne właściwości gleby (zawartość minerałów nieodpornych na procesy destrukcji we frakcji ciężkiej, wskaźnik niejednorodności materiału, wskaźnik obróbki materiału, wskaźnik deficytu wilgotności chwilowej w stosunku do wilgotności gleby w stanie połowej pojemności wodnej, stosunek zapasu wody glebowej w stanie połowej pojemności wodnej do stanu kapilarnej pojemności wodnej, pojemność powietrzna);
- 3) chemiczne właściwości gleby (zapas węgla organicznego, stosunek zawartości węgla kwasów huminowych do zawartości węgla kwasów fulwowych, stopień humifikacji, aktywność dehydrogenazy mleczanowej w poziomie organicznym i próchnicznym, zawartość fosforu ogółem i dostępnego dla roślin, wymienny glin, wymienny wodór, kwasowość wymienna, relacje pomiędzy różnymi formami glinu i żelaza).

Wszystkie one charakteryzują zarówno geograficznie uwarunkowaną zmienność procesów pedogenicznych, jak i ich związki ze środowiskiem przyrodniczym jako systemem, w którym procesy te zachodzą. Przykładowe kierunki zmian wybranych cech w rozciągłości południkowej (50°10'–69°44'N) i równoleżnikowej (12°25'–32°37' E) przedstawiono na rycinie 37, zaś modele regresji dla związku pomiędzy wybranymi cechami diagnostycznymi a długością i szerokością geograficzną – w tabeli 18.

Tabela 18. Modele regresji i współczynniki korelacji dla związku pomiędzy wybranymi cechami diagnostycznymi badanych gleb biellicowych a długością i szerokością geograficzną (zmiennie niezależne)

Cechy diagnostyczne	Rozciągłość równoleżnikowa (W-E)		Rozciągłość południkowa (N-S)	
	model i parametry regresji	współczynnik korelacji	model i parametry regresji	współczynnik korelacji
Wo	$y = 1656,2 - 59,884x + 1,462x^2$	0,943	$y = -256,42 + 51,02x - 0,502x^2$	0,887
Nm	$y = -1,002 + 0,373x - 0,005x^2$	0,798	$y = 80,562 - 2,36x + 0,018x^2$	0,935
MN	$y = 95,959 - 2,93x$	0,983	$y = -647,128 + 21,12x - 0,151x^2$	0,994
O	$y = 2,792 + 0,101x$	0,951	$y = 9,286 - 0,074x$	0,985
SG	$y = 40,491 + 1,191x$	0,930	$y = 200,18 - 2,581x$	0,983
$Z_{PPW}/Z_{KPW}$	$y = 0,346 + 0,012x$	0,716	$y = 4,722 - 0,137x + 0,001x^2$	0,983
AD	$y = -0,659 + 0,059x$	0,775	$y = -12,96 + 0,414x$	0,759
MC	$y = 30,363 - 1,965x + 0,05x^2$	0,790	$y = 31,217 - 0,822x + 0,01x^2$	0,802
SH	$y = 36,547 - 1,992x + 0,078x^2$	0,720	$y = 416,37 - 12,371x + 0,094x^2$	0,870
Ch:Cf	$y = -44,524 + 5,597x - 0,106x^2$	0,910	$y = 1,090 - 0,017x + 9,184x^2$	0,884

Wo – wskaźnik obróbki ziarna, Nm – wskaźnik niejednorodności materiału, MN – zawartość minerałów nieodpornych na destrukcję, O – miąższość poziomu organicznego gleby, SG – miąższość solum gleby,  $Z_{PPW}/Z_{KPW}$  – stosunek zapasów wody w stanie połowej pojemności wodnej do zapasów wody w stanie kapilarnej pojemności wodnej, AD – aktywność dehydrogenazy mleczanowej, MC – zapasy węgla organicznego w glebie, SH – stopień humifikacji, Ch:Cf – stosunek kwasów huminowych do kwasów fulwowych.



Ryc. 37. Kierunki wzrostu wartości wybranych cech diagnostycznych gleb bieli-coziemnych określone dla środkowej i północnej Europy w koordynatach geograficznych

Wo – wskaźnik obróbki ziarna, Nm – wskaźnik niejednorodności materiału, MN – zawartość minerałów nieodpornych na destrukcję, O – miąższość poziomu organicznego gleby, SG – miąższość solum gleby,  $Z_{ppw}/Z_{kpw}$  – stosunek zapasów wody w stanie polowej pojemności wodnej do zapasów wody w stanie kapilarnej pojemności wodnej, AD – aktywność dehydrogenazy mleczanowej, MC – zapasy węgla organicznego w glebie, SH – stopień humifikacji, Ch:Cf – stosunek kwasów huminowych do kwasów fulwowych

### 3.3.1.6. Wskaźnikowa rola gleby w ocenie przemian i jakości środowiska geograficznego na poziomie badań krajobrazowych – przegląd koncepcji

Silne powiązanie interakcyjne gleby z innymi komponentami systemu środowiska przyrodniczego oraz antropogenicznego w megasystemie środowiska geograficznego sprawia, że pedosfera postrzegana jest również jako system glebowo-krajobrazowy (Huggett, 1975). System ten na wejściu (*input*) cechuje się alimentacją materii i energii, zaś na wyjściu (*output*) zróżnicowanym materiałem litologicznym (zwietrzeliną), koloidami oraz materia, często w postaci roztworów, czyli rozpuszczoną w wodzie jako najlepszym naturalnym rozpuszczalnikiem. W koncepcji systemowo-krajobrazowej gleba traktowana jest szerzej niż pedon czy polipidon,

co jest bardzo istotne z punktu widzenia studiów geograficznego zróżnicowania pokrywy glebowej. Krajobrazowy wymiar badań pedosfery pozwala zatem na szeroką analizę przyczynowo-skutkową, nawiązującą do założeń funkcjonalnych i strukturalnych pokrywy glebowej w środowisku geograficznym, zaproponowanych przez Dokuczajewa (Dokuchaev, 1879, 1883, 1899). W tej części pracy krótko scharakteryzowano wskaźniki glebowe, przydatne do oceny przemian i jakości środowiska geograficznego jakiej można dokonywać na krajobrazowym poziomie jego organizacji.

### 3.3.1.7. Ewolucja pokrywy glebowej jako wskaźnik zmian właściwości środowiska przyrodniczego

Wartość wskaźnikowa gleby wynika z kilku podstawowych interakcyjnych zależności, jakie zachodzą w systemie środowiska geograficznego pomiędzy pedosferą a innymi komponentami. J. Bockheim i inni (2005) na podstawie konstruktywnej kompilacji wyników wielu prac z zakresu nauk geograficznych i nauk o glebie sformułował kilka kluczowych koncepcji, przy konstruowaniu założeń wykorzystania pedosfery jako indykatora przemian i jakości środowiska geograficznego:

- 1) gleba jako funkcja czasu wzajemnych zależności pomiędzy klimatem, organizmami żywymi, rzeźbą i podłożem litologicznym;
- 2) czynniki formujące glebę określają warunki dla przebiegu procesów glebotwórczych,
- 3) w glebach zapisany jest ich genetyczny rozwój;
- 4) klimat jest czynnikiem sterującym (*driving forces*) procesami pedogenicznymi;
- 5) skała macierzysta jest kluczowym czynnikiem w rozwoju pokrywy glebowej, szczególnie w skali regionalnej;
- 6) topografia terenu jest natomiast czynnikiem kluczowym w rozwoju pokrywy glebowej rozpatrywanym na poziomie krajobrazowym, w którym to katena jest układem przestrzennym gleb w krajobrazie;
- 7) organizmy żywe odgrywają bardzo ważną rolę w procesie rozwoju gleb od poziomu mikro do skali kontynentu;
- 8) chronosekwencje glebowe są bardzo istotnym elementem w poznaniu i zrozumieniu tempa oraz kierunków ewolucji pokrywy glebowej i krajobrazu.

Badaniami bezpośrednio stosowanymi w ocenie przemian środowiska geograficznego z wykorzystaniem wskaźnikowej roli pedosfery są studia paleopedologiczne. Na ich podstawie można „odczytać” zapisane w glebach informacje o środowisku, w którym powstawały, czyli o uwarunkowaniach zewnętrznych jakie determinowały rozwój krajobrazu glebowego badanego regionu geograficznego (Ruhe, 1956; Yaalon, 1971; Bronger, Catt, 1988, Alonso i inni, 1994; Bednarek, 2000; Hall, Anderson, 2000). Szczególnie przydatne w tego typu studiach są:

- gleby kopalne (pogrzebane), czyli powstałe w geologicznej przeszłości, a następnie przykryte młodszymi osadami, które odcięły je od bezpośredniego oddziaływania współczesnych czynników pedogenicznych,
- gleby reliktowe – powstałe w odmiennym od współczesnego środowisku pedogenicznym, a występujące obecnie w innym środowisku pedogenicznym,

zachowujące jednak pierwotne cechy (reliktowe) charakterystyczne dla środowiska, w którym powstały,

- pedolity, czyli gleby powstające z wolno narastających osadów, których akumulacja jest na tyle wolna, że nie zakłóca procesu pedogenezy, a poszczególne laminy osadów charakteryzują określone warunki środowiska.

Bezpośrednie wskaźniki glebowe używane w rekonstrukcji warunków środowiska geograficznego w średnich szerokościach geograficznych półkuli północnej najczęściej wykorzystuje się do oceny ewolucji środowiska, jaka zachodziła w plejstocenie i holocenie (Manikowska, 1985, 1996, 1999; Bednarek, 1991, 2003; Morozowa i inni, 1998; Kowalkowski, 2001a, 2001b). Spośród licznych wskaźników pedogenicznych stosowanych w tym celu wymienić można glebowe charakterystyki chemiczne bazujące na zależnościach pomiędzy aktywnymi formami żelaza, glinu i materii organicznej.

### 3.3.1.8. Wartość wskaźnikowa właściwości gleb w ocenie jakości środowiska przyrodniczego

W ocenie jakości środowiska przyrodniczego i sprawności geoekosystemów przeprowadzanej na podstawie informacji zapisanych w pedosferze, najczęściej wykorzystuje się koncepcję wskaźnikowej roli gleby (SQ), w której pokrywa glebowa traktowana jest jako indyktor stanu środowiska (Schoenholtz i inni, 2000; Degórski, 2005). Ocena następuje poprzez określenie właściwości i funkcji gleby, jakie spełnia ona w środowisku geograficznym i ujmuje szeroki zakres analiz, od interpretacji poszczególnych cech fizycznych, chemicznych, czy też biochemicznych gleby po zintegrowane algorytmy oceny oraz modele przestrzennej informacji glebowej (Zhu, 1997).

Wśród wielu chemicznych właściwości gleby, istotnych w ocenie jakości środowiska wymienia się:

- 1) przewodnictwo elektryczne, jako miarę koncentracji jonów i oceny ich negatywnego wpływu na zasolenie siedlisk (Schoenholtz i inni, 2000) oraz jako wskaźnik potencjału żyznościowego środowiska bardzo przydatny w opracowywaniu koncepcji zagospodarowania krajobrazu wielofunkcyjnego (Kiniry i inni, 1983);
- 2) zawartość materii organicznej, jako wskaźnik jakości ekosystemów wykorzystywany w planowaniu kierunków rozwoju rolnictwa (Larson, Pierce, 1994), redukcji destabilizacji równowagi biotycznej wywołanej uprawą gleby (Watts, Deuter, 1997), a także jakości środowiska (Franzluebbers, 2002);
- 3) odczyn gleby (pH) jako indyktor jakości i produktywności ekosystemów, szczególnie w kontekście kreowania kierunków zagospodarowania terenu (Harris i inni, 1996);
- 4) kationy wymienne jako wskaźnik żyzności środowiska, szczególnie dla rozwoju funkcji rolniczej i leśnej (Degórski, 1990; Reganold, Palmer, 1995);
- 5) zawartość ogólną azotu i węgla organicznego oraz ich stosunek, a także zawartość wymiennego glinu i wodoru, jako wskaźników jakości środowiska (Degórski, 2002).

Gleba jest również doskonałym medium do przechowywania informacji na temat bezpośredniego i pośredniego oddziaływania człowieka na środowisko

(Degórski, 2005). Jednym z kierunków tego typu badań jest wykorzystywanie wskaźnikowych wartości gleby w ocenie ewolucji krajobrazu pod wpływem działalności rolniczej człowieka (De Alba i inni, 2004), bądź jego działalności wytwórczej (Degórski, 1995). Bardzo często wykorzystuje się również wskaźnikową wartość cech gleb do oceny stopnia przekształcenia środowiska geograficznego pod wpływem antropopresji, szczególnie dopływu antropogenów do ekosystemów (Degórski, 1995, 2005).

### 3.3.2. Wskaźniki glebowe jako narzędzie oceny rozwoju środowiska paleogeograficznego oraz współczesnych zmian właściwości środowiska przyrodniczego – przykłady zastosowań

Do szczegółowego zilustrowania roli wskaźników glebowych w ocenie rozwoju środowiska paleogeograficznego oraz współczesnych zmian właściwości środowiska przyrodniczego, wytypowano trzy odmienne pod względem pedogenezy obiekty badań, charakteryzowane przez większość typów gleb występujących w naszym kraju. W sumie analizą objęto 16 jednostek taksonomicznych w randze typu i podtypu, reprezentujących dział gleb litogenicznych, autogenicznych, semihydrogenicznych, hydrogenicznych i napływowych. Z punktu widzenia zróżnicowania geograficznego pokrywy glebowej reprezentowane są zarówno gleby strefowe, jak i poza-i śródstrefowe. Różnią się one pod względem procesów które je ukształtowały, współcześnie zachodzących przemian kształtujących fizyczne i chemiczne właściwości, i odporności na czynniki antropogeniczne.

Badania przeprowadzono na obszarze Niecki Nidziańskiej i Pojezierza Litewskiego, czyli w krajobrazie wyżynnym, ukształtowanym głównie w wyniku procesów erozji eolicznej, pluwialnej i fluwialnej oraz nizinnym krajobrazie młodoglacjalnym, o dominujących morfogenetycznie procesach glacialnych i peryglacialnych. W Niecce Nidziańskiej założono trzy kateny: jedną na Garbie Pińczowskim w ekosystemach kserotermicznych muraw, dwie w okolicach Młodzaw, zróżnicowanych pod względem formy zagospodarowania terenu – użytkowania leśnego i rolniczego. Na Pojezierzu Litewskim przeanalizowano trzy kateny położone na obszarze Wigierskiego Parku Narodowego, związane z akumulacyjnymi formami glacialnymi (morenami) i glaciofluwialnymi (kemami) – por. rozdział 4.

Analizowaną na potrzeby niniejszego opracowania pokrywą glebową Garbu Pińczowskiego charakteryzują trzy typy gleb: czarnoziemy (niezdegradowane), rędziny i gleby płowe, zaś kateny młodzawskie z roślinnością leśną – pięć typów: brunatne (właściwe i wylugowane), bielicowe (właściwe), rdzawe (bielicowo-rdzawe), czarnoziemy (zdegradowane), deluwalne (brunatne), a pod użytkowaniem rolniczym – dwa typy: brunatne właściwe (wylugowane) i czarnoziemy (zdegradowane). Badaniem pokrywy glebowej katen wykształconych w środowisku młodoglacjalnym objęto cztery typy gleb: torfowe, gruntowo-glejowe (właściwe i mułowo-glejowe), brunatne kwaśne (bielicowane), brunatne właściwe (wylugowane).

#### 3.3.2.1. Interpretacja środowisk pedogenicznych

Znajomość typologiczna badanego pedonu umożliwia interpretację środowisk paleogeograficznych, w jakich był kształtowany. Im dokładniejszym materiałem charakteryzującym właściwości i cechy współczesnej pokrywy glebowej

dysponujemy, tym z większą precyzją jesteśmy w stanie zinterpretować warunki, w jakich następował rozwój badanych gleb (Kowalkowski, Degórski, 2007). Można zatem powiedzieć, że typologiczna identyfikacja gleb jest doskonałym narzędziem przy interpretacji geologicznej historii badanego obszaru. Dotyczy to szczególnie gleb pozastrefowych i strefowych, których występowanie jest ściśle związane z określonymi warunkami klimatyczno-litologicznymi.

Wśród badanych typów gleb bardzo dobrym indykatorem warunków paleogeograficznych są czarnoziemy. Geneza czarnoziemów związana jest z ciepłym i suchym klimatem oraz wyłącznie lessami jako skałą macierzystą. Powstawały one w ciepłych i suchych okresach geologicznych, przy udziale roślinności łąkowo-stepowej, zaś w okresach wilgotnych, z rozwiniętą roślinnością leśną, ulegały degradacji (brunatnieniu lub ługowaniu). W Niece Nidziańskiej ich rozwój związany jest z ciepłym i suchym okresem borealnym w holocenie. Przez około 3000 lat w zasobnych w węglany lessach powstawały czarnoziemy, które jednak z uwagi na stosunkowo krótki okres genezy są znacznie mniej miąższe od czarnoziemów innych regionów kuli ziemskiej (np. powstałych w Chinach). Po okresie względnie suchym i ciepłym nastąpiły warunki znacznie wilgotniejsze. W czarnoziemach jest to widoczne w procesach ich degradacji. Zbiorowiska stepowe ewoluowały w kierunku leśno-stepowych, a w profilach glebowych zaznaczyły swój przebieg procesy ługowania związków zasadowych w głąb profilu i/lub brunatnienia. Obydwa te procesy, lub jeden z nich, nakładając się na właściwy proces czarnoziemny, zainicjował genezę czarnoziemów zdegradowanych, które na powierzchni modelowej Młodzawy występują w strefach stokowych. Roślinność stepowa utrzymywała się na suchych wzgórzach Garbu Pińczowskiego, gdzie proces czarnoziemny przebiegał bez większych zakłóceń, niemniej jednak podlegał erozji pluwialnej i eolicznej, której ślady można zidentyfikować w poziomie próchnicznym omawianych pedonów. Procesy te, a także ługowanie związków zasadowych w głąb profilu zachodzą również wspólnie, powodując dalszą degradację czarnoziemów.

W przypadku gleb śródstrefowych, których rozwój uwarunkowany jest głównie skałą macierzystą, interpretacja przebiegu pedogenezy w czasie jest znacznie utrudniona. Niemniej jednak i tak możliwe jest wskazanie warunków litologicznych, w jakich gleby powstawały. Na przykład rędziny badane na obszarze modelowym „Pińczów”, powstały z utworów wapiennych i siarczanowych (Wicik, 2000). Rędziny węglanowe wykształcone są z trzeciorzędowych muszłowców sarmackich lub ciężkich margli oraz wapieni kredowych, bądź jurajskich. Przeważa jednak substrat kredowy (Ocoś, Strzelec, 1986). Warunki klimatyczne odgrywały mniejszą rolę w powstawaniu tego typu gleb, jednak z uwagi na przebieg wietrzenia skał zarówno wapiennych, jak i siarczanowych (gipsów), stosunki hydrotermiczne, podobnie jak inne czynniki glebotwórcze wpływały na pedogenezę rędzin. Zawartość węglanu wapnia w większości skał macierzystych rędzin wpływa jednak hamująco na tempo wietrzenia chemicznego.

Z utworami geologicznymi ostatniego zlodowacenia związane są gleby brunatne i bielcowe obszaru modelowego Pojezierza Litewskiego. Należą one do gleb strefowych, charakterystycznych dla naszej strefy klimatyczno-roślinnej. Gleby brunatne powstały pod roślinnością lasów liściastych z utworów zasobnych



w zasady, natomiast bielcowe – pod roślinnością borową w skałach mało zasobnych w kationy zasadowe. Ich rozwój przypada głównie na okres atlantycki w holocenie, wyróżniający się ciepłym i bardzo wilgotnym klimatem oraz rozwojem zbiorowisk leśnych. To warunki klimatyczne z czynnikiem biotycznym przy udziale właściwości podłoża geologicznego decydowały i decydują współcześnie o kierunku procesów glebotwórczych. W warunkach klimatu wilgotnego i ciepłego sprzyjającego rozpadowi glinokrzemianów na półtoratlenki oraz szybkiej mineralizacji opadu organicznego, w zbiorowiskach lasów liściastych w wyniku korzystnej humifikacji (przewadze kwasów huminowych) następuje spowolnienie przemieszczania się produktów wietrzenia minerałów glebowych w głąb profilu, zaś w ekosystemach borowych, przy przewadze kwasów fulwowych powstających w procesie humifikacji materii organicznej, proces przemieszczania produktów wietrzenia minerałów glebowych zachodzi szybko.

### 3.3.2.2. Interpretacja stanu i współczesnych zmian środowiska

Diagnostyka współczesnych zmian w systemie środowiska przyrodniczego, z wykorzystaniem gleb jako narzędziem oceny, odbywa się głównie na podstawie analizy stanu fizycznych i chemicznych właściwości pokrywy glebowej. Analiza poszczególnych właściwości morfologicznych, fizycznych, chemicznych, czy też biochemicznych jest bardzo pomocna w interpretacji oraz predykcji funkcjonowania ekosystemów.

Wyniki badań, które otrzymano w trzech obszarach modelowych mogą posłużyć jako przykład wnioskowania o funkcjonowaniu systemu przyrodniczego na podstawie właściwości pedosfery, z zastrzeżeniem, że niewielka liczba zarówno charakterystyk gleby, jak i replikacji doświadczenia, stanowi istotne ograniczenie interpretacyjne.

Odczyn badanych gleb charakteryzuje duże zróżnicowanie – od obojętnego do bardzo kwaśnego. Świadczy to o zróżnicowaniu uwarunkowań litologicznych rozwoju ekosystemów. Dominują pedony o pH obojętnym i lekko kwaśnym – i w poziomie próchnicznym (tab. 19), i w poziomach mineralnych gleby (tab. 20), co wskazuje na skały macierzyste bogate w węglan wapnia. Substratem o największej zawartości węglanów są wapienie jurajskie i kredowe, margle, a następnie lessy. Utwory lekkie (np. piaski) cechują się brakiem składników zasadowych, w wyniku między innymi silnego przemycia profili.

Łączna analiza typologiczna gleb i ich odczynu pozwala również na ocenę sprawności ekologicznej ekosystemów. Na przykład, gleba brunatna właściwa została wykształcona w badanych obiektach modelowych z dwu różnych skał macierzystych: lessu (Niecka Nidziańska) i gliny zwałowej (Pojezierze Litewskie), z udziałem tej samej roślinności (zbiorowisko grądowe). Niemniej jednak, z uwagi na większą zasobność lessów w składniki zasadowe, odczyn gleb brunatnych wykształconych z lessu jest blisko o jedną jednostkę wyższy w odpowiednich poziomach genetycznych, w porównaniu z analogicznymi poziomami gleb wykształconych z gliny zwałowej. Gleby brunatne właściwe Niecki Nidziańskiej charakteryzuje również węższy stosunek C:N, co wskazuje na ich większą aktywność biologiczną. Natomiast gleby brunatne Pojezierza Litewskiego cechuje większa aktywność procesów wietrzenia chemicznego w profilach, w porównaniu ze starszymi i bardziej stabilnymi pod tym względem glebami Poniżnia. Niemniej



Tabela 19. Wartości średnie (n) i odchylenia standardowe (sd) określone dla wybranych chemicznych właściwości poziomu próchnicznego (A) badanych gleb

Region geograficzny	Obszar badań	Kateny	Typ gleby	Miara statyst.	Właściwości					
					pH	K ( $\mu$ S)	W (%)	C (%)	N (%)	C:N
Niecka Nidziańska	Garb Pińczowski	murawowe	rędzina	n	7,53	35,84	22,40	1,64	0,24	6,94
				sd	0,23	11,47	2,38	0,13	0,04	0,68
			płowa	n	6,11	218,95	20,85	2,11	0,13	16,95
				sd	0,01	9,97	0,78	0,70	0,02	8,56
			czarnoziem	n	7,23	119,40	23,35	2,14	0,17	13,00
				sd	0,39	22,53	1,06	0,95	0,07	0,14
	Młodzawy	polne	brunatna wylugowana	n	5,77	64,59	16,44	1,55	0,13	11,66
				sd	0,81	44,44	2,47	0,69	0,05	1,26
			czarnoziem zdegradowany	n	6,67	110,75	21,85	3,51	0,32	11,00
				sd	0,01	23,12	0,78	0,01	0,02	0,71
		leśne	brunatna właściwa	n	6,82	79,90	2,41	1,41	0,13	10,80
				sd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
			deluwialna brunatna	n	7,10	144,97	25,80	2,84	0,25	11,63
				sd	0,47	4,02	3,18	0,47	0,04	2,05
			bielicowo-rdzawa	n	4,25	155,77	13,60	1,73	0,13	13,53
				sd	0,68	79,57	0,53	0,66	0,04	2,22
bielicowa	n	4,19	114,48	14,20	3,86	0,27	14,45			
sd	0,15	48,17	1,49	2,86	0,22	3,05				
Pojezierze Litewskie	Wigry	torfowa	n	6,26	90,23	58,07	43,37	10,83	17,77	
			sd	0,79	122,95	2,81	5,17	14,70	3,94	
		brunatna właściwa	n	6,16	48,44	16,04	1,73	0,16	11,56	
			sd	0,47	27,15	4,07	1,28	0,13	2,01	
brunatno-glejowa	n	7,27	225,70	73,20	14,10	1,23	11,50			
	sd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			
brunatna bielicowana	n	5,10	18,25	17,05	3,34	0,18	19,00			
	sd	0,42	2,90	1,06	0,18	0,03	2,40			
mułowo-glejowa	n	6,90	94,95	52,20	35,05	2,52	13,70			
	sd	0,20	36,42	24,75	14,50	0,76	1,70			

Tabela 20. Właściwości: odczyn (pH), przewodnictwo elektryczne (K), wilgotność chwilowa (W) określone dla poziomów genetycznych gleb

Region geograficzny	Obszar badań	Typ gleby	Poziom genetyczny	pH		K ( $\mu$ S)		W (%)	
				n	sd	n	sd	n	sd
Niecka Nidziańska	Garb Pinczowski	czarnoziem	A	7,23	0,39	119,4	102,5	23,4	1,1
			C	7,41	0,30	123,7	7,3	16,4	1,2
		rędzina	A	7,53	0,23	35,8	11,5	22,4	2,4
			AC1	7,74	0,34	28,2	12,2	20,6	2,0
			AC2	7,48	0,71	21,1	11,7	17,3	1,4
			C	7,33	0,39	31,9	16,0	17,6	2,1
		płowa	A	6,11	0,01	219,0	10,0	20,9	0,8
			Eet	6,32	0,06	228,1	4,7	18,6	0,4
			Bt	6,58	0,08	207,1	10,8	19,5	0,3
			BtC	6,20	0,38	210,3	20,5	15,3	1,4
			C	6,20	0,37	209,5	24,6	9,9	0,3
			Młodzawy	brunatna właściwa	A	6,82	0,00	79,9	0,0
	Bbr	7,47			0,00	79,2	0,0	17,3	0,0
	Bbr/C	7,21			0,00	83,9	0,0	12,8	0,0
	C	7,34			0,00	82,1	0,0	10,7	0,0
	brunatna wylugowana	A		5,77	0,81	64,6	44,4	16,4	2,5
		Bbr (t, fe)		5,59	0,94	47,8	49,5	13,5	2,4
		Bbr		5,85	1,04	39,0	47,2	11,3	1,9
		C		6,46	0,85	42,2	45,1	9,2	1,6
	deluwialna brunatna	A		7,10	0,47	145,0	4,0	25,8	3,2
		A2		6,97	0,00	151,8	0,0	24,3	0,0
		Bbr		7,22	0,18	147,1	1,0	21,4	2,5
		C		7,34	0,08	152,6	5,3	18,0	2,3
		D		7,24	0,18	154,5	7,6	16,0	1,6
	czarnoziem zdegradowany	A		6,58	0,46	35,0	21,0	18,8	2,0
		ABbr		7,16	0,01	129,6	87,8	17,7	1,8
		Bbr		7,36	0,06	157,7	88,2	13,8	0,7
		C		7,47	0,01	159,1	86,0	11,5	0,9
	bielicowordzawa	AEes		4,25	0,68	155,8	79,6	13,6	0,5
		AEes/BfeBv		4,38	0,46	113,4	103,3	13,7	0,6
		BfeBv		4,55	0,37	144,3	74,8	12,0	0,9
		Bv/C		4,92	0,25	99,9	101,1	9,7	0,6
C		5,12		0,01	149,2	85,5	8,2	1,3	
bielicowa	A	4,19		0,15	114,5	48,2	14,2	1,5	
	AEes	4,03		0,03	93,3	74,9	13,3	0,1	
	Ees	4,01		0,07	141,0	33,0	14,8	0,2	
	Bh	4,25		0,11	84,7	34,3	13,4	2,2	
	Bfe	4,54		0,22	109,7	57,9	10,4	1,2	
	C	4,94		0,16	121,1	50,4	8,0	1,4	

Region geograficzny	Obszar badań	Typ gleby	Poziom genetyczny	pH		K ( $\mu$ S)		W (%)	
				n	sd	n	sd	n	sd
Pojezierze Litewskie	Wigry	torfowa	PO	6,26	0,79	90,2	62,9	58,1	2,8
			O	5,97	0,59	177,6	69,3	59,6	4,9
		mułowo-glejowa	Am	6,90	0,20	95,0	36,4	52,2	24,7
			C	6,47	0,00	89,4	0,0	38,9	0,0
		grunatno-glejowa	A	7,27	0,00	225,7	0,0	73,2	0,0
			G	6,30	0,00	72,9	0,0	41,3	0,0
		brunatna właściwa	A	6,16	0,47	48,4	27,2	16,0	4,1
			Bbr	5,99	0,38	32,8	30,3	10,5	2,4
			C	6,66	0,16	25,7	14,1	8,5	1,8
		brunatna bieliciowana	A	5,10	0,42	18,3	2,9	17,1	1,1
			Bfe,h,t	5,22	19,60	0,5	10,9	14,3	0,1
			Bbr	6,03	0,78	26,4	5,4	15,2	0,7
			C	6,39	0,00	39,3	16,5	10,3	0,0

n – wartość średnia; sd – odchylenie standardowe.

Poziomy	Nazwa
A	próchniczny
Bbr	brunatnienia
Bbr (t, fe)	brunatnienia (żelazisto-teksturalny)
Bfe	iluwalny żelazisty
Bh	iluwalny próchniczny
Bt	iluwalny
Bfe,h,t	iluwalny (żelazisto-humusowo-teksturalny)
BfeBv	rdzawy żelazisty
Ees	eluwalny
Eet	eluwalny teksturalny
C	skała macierzysta
D	podłoże
G	glejowy
O	organiczny
PO	bagienny-organiczny
ABbr	przejściowy między próchnicznym a brunatnienia
AC1	przejściowy między próchnicznym a skałą macierzystą
AEes	przejściowy między próchnicznym a eluwalnym
AEes/BfeBv	przejściowy między próchniczno-eluwalnym a rdzawym
Am	próchniczno-mułowy
Bbr/C	przejściowy między brunatnienia a skałą macierzystą
BtC	przejściowy między płowienia a skałą macierzystą
Bv/C	przejściowy między rdzawym, a skałą macierzystą

z uwagi na większą zasobność substratu glebowego, wartości przewodnictwa elektrolitycznego gleb brunatnych Niecki Nidziańskiej są większe w porównaniu z tym samym typem gleb okolic Wigier.

Spośród badanych gleb najbardziej odporne na oddziaływanie czynników egzogenicznych, zarówno naturalnych (wietrzenie chemiczne), jak i antropogenicznych (zanieczyszczenia), są rędziny. Wynika to między innymi z ich zdolności buforowych. Gleby te wyróżniają się prawie pełnym wysyceniem kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym, znaczną zawartością węgla organicznego w poziomie próchnicznym oraz wąskim stosunkiem C:N (tab. 19 i 20). Równie dużą elastyczność wykazują czarnoziemy, szczególnie niezdegradowane.

Na podstawie otrzymanych wyników można także wnioskować o właściwościach wodnych badanych ekosystemów, co w zestawieniu z diagnozą zasobów mineralnych gleb daje możliwości oceny zasobności siedlisk pod kątem ich wykorzystania rolniczego lub leśnego. Wszystkie badane gleby autogeniczne mają właściwości korzystne dla rozwoju zbiorowisk roślinnych. Wilgotność chwilowa w okresie letnim stanowiła we wszystkich profilach około 70–75% połowej pojemności wodnej, co jest skutkiem zarówno uziarnienia gleb, jak i zawartości w nich materii organicznej.

Wykazane na podstawie tylko kilku zasadniczych właściwości gleb możliwości interpretacji stanu środowiska można oczywiście rozszerzać o kolejne informacje, wykorzystując bardziej szczegółowe charakterystyki. Coraz częściej w literaturze przedmiotu można znaleźć informacje o stosowaniu pedoindukacji jako jednego z podstawowych narzędzi w badaniach funkcjonowania systemu środowiska przyrodniczego (Degórski, 2000, 2002, 2004).

\*

Obserwowany w ostatnich latach szybki rozwój metodyki badań z zakresu pedosfery, wprowadzanie coraz bardziej dokładnych narzędzi pomiarowych oraz w związku z tym opracowywanie modeli badawczych, pozwala na szersze wykorzystywanie pokrywy glebowej jako wskaźnika ewolucji środowiska geograficznego oraz oceny jego jakości. Podstawy merytoryczne wszystkich koncepcji związanych z indykacyjną wartością gleb wynikają z interakcyjnych powiązań gleby z innymi komponentami środowiska. Niemalą wpływ na wartość wskaźnikową gleb w kontekście jej wartości dla ocen i predykcji kierunków zmian środowiska geograficznego ma heterogeniczność pokrywy glebowej, jako następstwo przestrzennego i czasowego zróżnicowania czynników pedogenicznych. Zapisany w glebach ich rozwój jest zatem źródłem informacji o funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego w ujęciu przestrzennym i dynamicznym. Problem polega tylko na tym, ile jesteśmy już w stanie odczytać z „bazy danych” zapisanej w każdym profilu glebowym, a ile informacji jest jeszcze na obecnym poziomie rozwoju badań pedologicznych niedostępnych dla człowieka.



## II. POWIĄZANIA MIĘDZY WSKAŹNIKAMI NA OBSZARACH MODELOWYCH

---

### 4. Obszary badań

Analizę związków 'wskaźniki geobotaniczne–krajobrazowe–glebowe' prowadzono na stanowiskach zlokalizowanych w obrębie trzech obszarów modelowych: Wigierskiego Parku Narodowego, okolic Pińczowa, a także strefy podmiejskiej Warszawy, dla której dysponowano głównie materiałami przeglądowymi (ryc. 38).

W prezentowanym opracowaniu wykorzystano: mapy roślinności rzeczywistej analizowanych terenów oraz 65 zdjęć fitosocjologicznych i odkrywek glebowych wykonanych w latach 2002–2003. W tabeli 21 podano oryginalny numer zdjęcia, nazwę zbiorowiska roślinnego według przynależności do określonej jednostki fitosocjologicznej, liczbę gatunków, ich sumaryczne pokrycie oraz podstawowe parametry glebowe poziomu próchnicznego (A).

#### 4.1. Wigierski Park Narodowy

Wigierski Park Narodowy położony jest w północno-wschodniej Polsce (centralny punkt to 54°04'20" N oraz 23°06'56" E), w krajobrazie młodoglacjalnym, z charakterystycznymi dla niego dużymi deniwelacjami terenu związanymi z występowaniem form strefy marginalnej (moren czołowych, równin sandrowych) i wysoczyzn morenowych oraz udziałem w pokryciu terenu jezior glacialnych (głównie rynnowych), torfowisk i równin organicznych. W takim krajobrazie silne zróżnicowanie warunków geomorfologiczno-litologicznych warunkuje również różnorodność pokrywy glebowej i roślinności w skali lokalnej (por. rozdz. 3.2.4 – ryc. 27). To spowodowało, że obszar ten został wybrany do analizy lokalnych, przestrzennych zmian roślinności i właściwości gleb (Roo-Zielińska, 2004).

##### 4.1.1. Gleby

Typologiczne zróżnicowanie pokrywy glebowej terenu badań jest wynikiem z jednej strony określonej struktury utworów powierzchniowych i form rzeźby, a z drugiej – warunków wodnych i szaty roślinnej. Wśród gleb autogenicznych

Tabela 21. Podstawowe charakterystyki stanowisk badawczych z lat 2002–2003

Nr kolejny	Nr zdjęcia	Jednostka fitosocjologiczna	Liczba gatunków ruma	Pokrycie gatunków	Typ próchnicy	Typ gleby	Właściwości gleby – poziom A					
							pH	K	W	C	N	C/N
Garb Pińczowski												
1	E13	<i>Koelerion glaucae</i>	32	335,0	mull	płowa	6,1	211,9	21,4	2,6	0,1	23,0
2	E14	<i>Arrhenatherum plantaginetosum mediae</i>	36	427,1	mull	płowa	6,1	226,0	20,3	1,6	0,1	10,9
3	E21	<i>Inuletum ensifolae</i>	44	428,1	mull	czarnoziem	7,0	191,9	22,6	1,5	0,1	13,1
4	E22	<i>Inuletum ensifolae</i>	50	165,0	mull	czarnoziem	7,5	46,9	24,1	2,8	0,2	12,9
5	E26	<i>Sisymbrio-Stipetum</i>	39	248,0	mull	rdzina	7,3	24,2	23,4	1,6	0,2	7,6
6	E27	<i>Arrhenatherum elatioris</i>	47	259,5	mull	rdzina	7,7	24,6	21,7	1,7	0,2	7,1
7	E28	<i>Arrhenatherum elatioris</i>	26	253,5	mull	rdzina	7,8	22,3	26,3	1,8	0,3	6,1
8	E29	<i>Thalictro-Salvietum pratensis</i>	48	379,0	mull	rdzina	7,7	47,3	21,3	1,5	0,2	6,6
9	E30	<i>Agropyretea</i>	29	211,5	mull	rdzina	7,1	45,6	20,1	1,6	0,2	7,4
10	E31	<i>Rhamno-Prunetea</i> fazy inicjalne	39	223,5	mull	rdzina	7,6	42,5	19,7	1,5	0,2	7,7
11	E32	<i>Arrhenatherum elatioris</i>	36	170,5	mull	rdzina	7,6	44,4	24,3	1,7	0,3	6,1
Młodzawy – transekt polny												
12	E40	<i>Vicetium tetraspermae</i>	18	182,5	-	brunatna wylugowana	6,0	67,8	14,7	1,2	0,1	14,8
13	E41	<i>Vicetium tetraspermae</i>	20	167,5	-	brunatna wylugowana	6,2	19,7	16,4	1,4	0,1	14,5
14	E42	<i>Vicetium tetraspermae</i>	19	295,0	-	brunatna wylugowana	6,3	26,2	16,9	1,3	0,1	14,4
15	E43	<i>Vicetium tetraspermae</i>	17	41,6	-	czarnoziem zdegradowany	6,0	43,6	19,4	1,7	0,2	8,6
16	E44	<i>Vicetium tetraspermae</i>	13	34,5	-	brunatna wylugowana	6,3	74,9	17,3	1,2	0,1	11,9
17	E45	<i>Vicetium tetraspermae</i>	19	18,1	-	brunatna wylugowana	6,2	71,0	13,2	1,3	0,1	13,0
18	E46	<i>Vicetium tetraspermae</i>	22	143,5	-	brunatna wylugowana	6,6	40,4	14,2	1,2	0,1	15,1
19	E47	<i>Vicetium tetraspermae</i>	15	161,0	-	brunatna wylugowana	6,4	31,7	14,7	1,0	0,1	14,2



20	E48	<i>Vicetium tetraspermae</i>	23	65,0	-	brunatna wylugowana	6,4	73,8	13,9	1,1	0,1	13,2
21	E49	<i>Vicetium tetraspermae</i>	19	196,5	-	brunatna wylugowana	6,4	41,1	14,0	1,2	0,1	13,4
22	E50	<i>Vicetium tetraspermae</i>	13	50,5	-	brunatna wylugowana	6,4	19,5	16,2	1,2	0,1	14,9
23	E51	<i>Vicetium tetraspermae</i>	22	193,5	-	brunatna wylugowana	6,4	28,8	16,2	1,5	0,1	13,8
24	E52	<i>Vicetium tetraspermae</i>	28	225,5	-	czarnoziem zdegradowany	6,6	26,9	20,9	1,9	0,2	11,6
25	E53	<i>Vicetium tetraspermae</i>	22	177,5	-	czarnoziem zdegradowany	7,3	66,8	20,3	2,1	0,2	10,8
26	E54	<i>Vicetium tetraspermae</i>	23	124,1	-	czarnoziem zdegradowany	6,6	25,5	17,3	1,7	0,2	9,4
27	E55	<i>Vicetium tetraspermae</i>	12	110,0	-	czarnoziem zdegradowany	6,5	12,3	16,1	1,7	0,2	10,2
Młodzawy – transekt leśny												
28	E1	Zbiorowisko <i>Larix decidua</i> - <i>Astragalus glycyphyllos</i>	36	426,0	mull	brunatna wylugowana	4,7	41,0	18,2	0,7	0,1	12,1
29	E2	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Paris quadrifolia</i>	43	308,5	mull	brunatna wylugowana	5,2	26,5	19,1	1,5	0,1	11,1
30	E3	Zbiorowisko z <i>Cirsio-Brachypodium pinnati</i> z <i>Juniperus vernalis</i>	58	606,5	mull	czarnoziem zdegradowany	6,7	94,4	21,3	3,5	0,3	11,5
31	E4	Zbiorowisko <i>Pinus sylvestris</i> - <i>Adonis vernalis</i>	38	214,0	mull	czarnoziem zdegradowany	6,7	127,1	22,4	3,5	0,3	10,5
32	E5	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Paris quadrifolia</i>	26	374,2	mull	brunatna właściwa	6,8	79,9	2,4	1,4	0,1	10,8
33	E6	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Crataegus monogyna</i>	15	207,5	moder	brunatna wylugowana	5,4	69,8	14,7	1,0	0,1	12,7
34	E7	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Crataegus monogyna</i>	20	298,0	moder	brunatna wylugowana	6,8	50,6	13,8	1,4	0,1	10,9
35	E8	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Crataegus monogyna</i>	16	162,5	moder	brunatna wylugowana	6,5	86,4	16,2	1,3	0,1	9,4
36	E9	<i>Ficario-Ulmetum</i>	24	279,5	mull	deluwialna brunatna	7,5	84,2	21,4	2,0	0,2	10,6
37	E10	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Paris quadrifolia</i>	23	175,0	moder	bielcowa	4,3	113,9	14,3	7,7	0,6	13,3
38	E11	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Paris quadrifolia</i>	17	122,6	moder	bielcowa	4,2	133,7	12,7	0,8	0,1	10,9
39	E12	Zbiorowisko <i>Quercus petraea</i> - <i>Melittis melissophyllum</i>	19	213,0	moder	bielcowo-rdzawa	4,0	194,0	13,2	1,0	0,1	11,7

Nr kolejny	Nr zdjęcia	Jednostka fitosocjologiczna	Liczba gatunków ruma	Pokrycie gatunków	Typ próchnicy	Typ gleby	Właściwości gleby – poziom A					
							pH	K	W	C	N	C/N
40	E15	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Paris quadrifolia</i>	27	265,5	moder	bielcowo-rdzawa	5,0	209,0	13,4	2,2	0,2	12,9
41	E16	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Crataegus monogyyna</i>	19	71,6	moder	brunatna wylugowana	6,4	152,0	13,7	2,3	0,2	12,6
42	E17	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Crataegus monogyyna</i>	19	119,0	mull	deluwialna brunatna	7,3	142,8	22,4	3,2	0,2	14,0
43	E18	<i>Ficario-Ulmetum</i>	31	146,0	mull	deluwialna brunatna	6,6	142,5	28,7	3,0	0,3	10,4
44	E19	<i>Ficario-Ulmetum</i>	17	323,6	mull	deluwialna brunatna	7,4	149,6	26,3	2,3	0,2	10,5
45	E20	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Paris quadrifolia</i>	24	195,6	moder	bielcowa	4,3	161,8	13,6	3,7	0,2	18,0
46	E23	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Crataegus monogyyna</i>	23	67,5	moder	brunatna wylugowana	5,3	25,8	19,4	2,6	0,2	12,8
47	E24	<i>Tilio-Carpinetum</i> – faza regeneracyjna	15	79,5	moder	bielcowo-rdzawa	3,7	64,3	14,2	2,0	0,1	16,0
48	E25	<i>Tilio-Carpinetum</i> var. z <i>Paris quadrifolia</i>	23	62,2	mor/ moder	bielcowa	4,0	48,5	16,2	3,2	0,2	15,6
Wigry – kateny „stoliwo”												
49	W14	<i>Arrhenatherion</i> z elementami kserotermicznymi	31	193,5	moder	brunatna	6,8	60,4	17,3	1,0	0,1	10,0
50	W15	<i>Arrhenatherion</i>	33	250,0	moder	brunatna	6,3	77,2	18,2	0,9	0,1	10,2
51	W16	<i>Arrhenatherion</i>	33	218,0	moder	brunatna	6,5	45,0	20,1	1,1	0,1	10,3
52	W17	<i>Arrhenatherion</i>	27	222,5	moder	brunatna	6,5	76,8	20,8	4,2	0,4	9,8
53	W18	<i>Callithion</i> zdegradowany	26	332,0	higro-mull	mulowo-glejowa	7,0	120,7	69,7	24,8	2,0	12,5
54	W19	<i>Caricetum gracilis</i>	14	347,0	higro-mull	gruntowo-glejowa	7,3	225,7	73,2	14,1	1,2	11,5

Czarna Hancza												
55	W7	<i>Fraxino-Alnetum</i>	27	139,0	higro-mull	mulowo-glejowa	6,8	69,2	34,7	45,3	3,1	14,9
56	W8	<i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>	23	119,1	higro-mull	torfowa	6,6	232,2	56,7	44,9	2,0	22,0
57	W9	<i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>	15	194,0	higromor	torfowa	5,4	18,5	61,3	47,6	27,8	17,1
58	W10	<i>Serratulo-Pinetum</i>	25	174,0	moder	brunatna kwaśna bielcowana	4,8	20,3	16,3	3,2	0,2	20,7
59	W11	<i>Serratulo-Pinetum</i>	26	53,5	mor/moder	brunatna bielcowana	5,4	16,2	17,8	3,5	0,2	17,3
„Zatoka”												
60	W1	<i>Filipendulo-Geranietum</i>	27	198,0	higro-mull	torfowa	6,9	20,0	56,2	37,6	2,7	14,2
61	W2	<i>Filipendulo-Geranietum</i>	19	265,5	higro-mull	murszowa	6,2	80,3	34,8	18,7	1,5	12,7
62	W3	<i>Arrhenatherion</i>	26	352,0	moder	brunatna	5,7	73,1	16,7	3,3	0,3	13,1
63	W4	<i>Arrhenatherion</i> z elementami kserotermicznymi	23	295,0	moder	brunatna właściwa	5,9	22,8	11,3	1,5	0,1	10,5
64	W5	<i>Koelerio-Corynephoroea</i> z elementami <i>Onopordion</i>	44	296,0	moder	brunatna właściwa	5,5	13,2	9,3	0,8	0,1	14,9
65	W6	<i>Agropyretum repentis</i>	28	291,5	moder	brunatna	6,0	19,0	14,6	1,1	0,1	13,7

dominują gleby bielicoziemne taksonomicznie reprezentowane przez gleby rdzawe<sup>7</sup> (*Dystric Arenosols*) i bielicowe (*Haplic Podzols*) utworzone z piasków glacyofluwialnych. Mniejsze powierzchnie zajmują gleby brunatnoziemne: gleby brunatne (*Eutric Cambisols*) utworzone z glin glacialnych i płowe (*Albic Luvisols*) wykształcone z piasków gliniastych naglinowych. Z utworów organicznych i organiczno-mineralnych wykształciły się gleby bagienne, przede wszystkim torfowe i torfowo-mułowe (*Histosols*) oraz pobagienne, głównie murszowe z wyraźnie zaznaczoną w profilu obecnością procesów glejowych (*Gleysols*).



Ryc. 38. Lokalizacja obszarów modelowych

#### 4.1.2. Roślinność

W Wigierskim Parku Narodowym dominują zbiorowiska leśne (63%), reprezentowane przez 11 zespołów. Przeważają bory mieszane (*Serratulo-Pinetum*) oraz bory sosnowe (*Peucedano-Pinetum*) występujące na ubogich, wykształconych z piasków, glebach bielicoziemnych. W części północnej występuje zwykle zespół grądu (*Tilio-Carpinetum*), zajmujący, w porównaniu z borami, żyzniejsze i wilgotniejsze gleby brunatnoziemne. Na podmokłych obrzeżach strumieni i u podnóży przyjeziornych skarp, w miejscach wysięku wód wykształca się zespół łągu olszowego (*Fraxino-Alnetum*). W trwale podtopionych zatorfionych obniżeniach, głów-

<sup>7</sup> W nawiasach podano nazwy uzgodnione w skali międzynarodowej według systemu WRB (1998).

nie w strefie jeziora Wigry, występuje zespół olsu porzeczkowego (*Ribeso-Alnetum*), o charakterystycznej kępkowo-dolinkowej strukturze dna lasu. Bezodpływowe zatorfione obniżenia z glebą torfową oraz otoczenie jezior dystroficznych zajmuje bór bagienny (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*) i świerczyna na torfie (*Sphagno girghensohnii-Piceetum*).

Inne zbiorowiska o charakterze naturalnym to niektóre płyty torfowiskowe (przede wszystkim torfowiska wysokie i przejściowe) oraz liczne zespoły szuwarowe (związki *Phragmition* i *Magnocaricion*) występujące nad brzegami jezior – są one zróżnicowane na 44 zespoły, co stanowi prawie połowę ogólnego bogactwa syntaksonomicznego terenu.

Zbiorowiska półnaturalne są reprezentowane przez zbiorowiska zaroślowe (występujące głównie na siedliskach wilgotnych) oraz przez zbiorowiska łąkowe i murawowe, zróżnicowane na ponad 15 zespołów, w zależności od siedliska i sposobu użytkowania (Solon, 2001; Solon, Kozłowska, 2001).

#### 4.1.3. Opis stanowisk badawczych

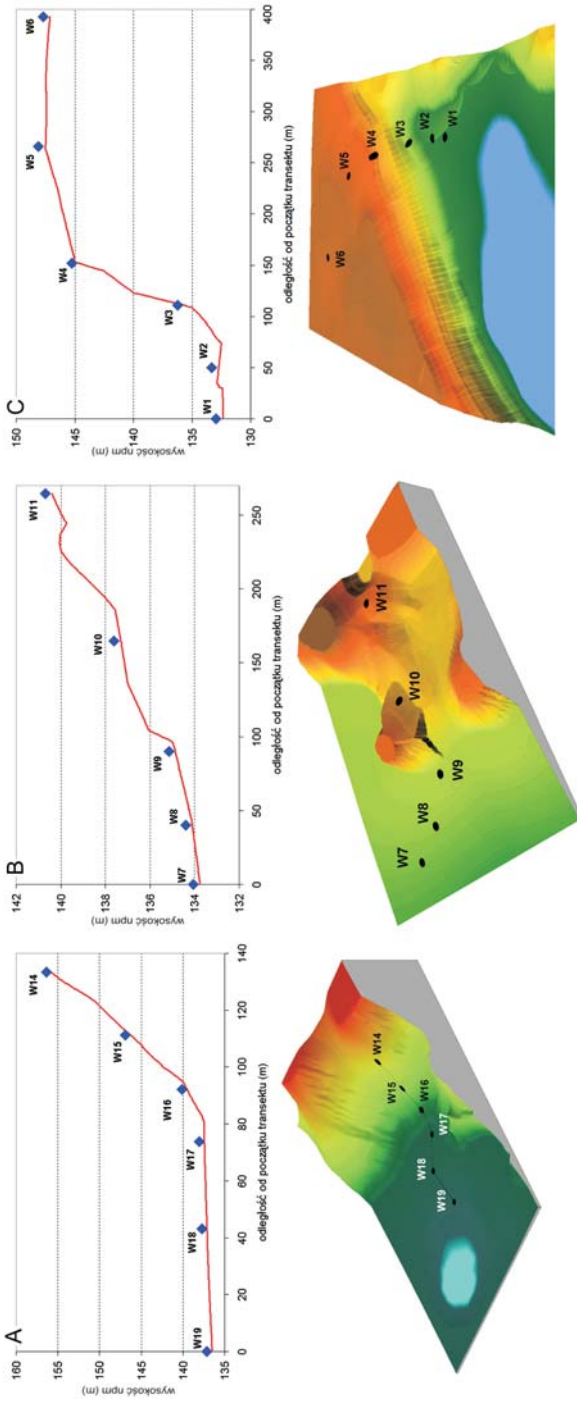
Po rozpoznaniu zróżnicowania warunków abiotycznych oraz szaty roślinnej regionu, wytypowano do szczegółowych badań trzy kateny reprezentujące najbardziej charakterystyczne i typowe układy sekwencji gleb i zbiorowisk roślinnych w krajobrazie młodoglacjalnym (ryc. 39A–C).

Pierwsza obejmowała partię stokową stoliwa kemowego, od jego krawędzi w kierunku bezodpływowej niecki położonej u podstawy stoku i miała charakter łąkowy (ryc. 39A). Pokrywą glebową toposekwencji w jej kemowej części stanowiły gleby brunatne, zaś w obniżeniu gleby oglejone i torfowe, porośnięte zbiorowiskami roślinnymi łąk należącymi do związków *Arrhenatherion*, *Molinion* i *Calthion*, oraz szuwarami wielkoturzycowymi ze związku *Magnocaricion* (tab. 21).

Drugą katenę, o charakterze leśnym, poprowadzono w dolinie ciekłu Czarnej Hańczy, od strefy krawędziowej wysoczyzny morenowej do terasów dolinnych (ryc. 39B). Glebami wysoczyznowej części kateny były gleby brunatne bielcowane, zaś części dolinnej – gleby torfowe i glejowe, które porastały odpowiednio zbiorowiska leśne należące do zespołów: *Serratulo-Pinetum*, *Sphagno girghensohnii-Piceetum* i *Ribeso-Alnetum* (tab. 21).

Trzecią toposekwencję charakteryzowała zmienność warunków glebowo-roślinnych wysoczyzny morenowej w słabo użytkowanych zbiorowiskach trawiastych – przebiegała od zdenudowanego fragmentu wysoczyzny, którym jest wypłaszczenie, poprzez skłon wysoczyzny do misy pojeziernej, zajętej obecnie przez torfowisko (ryc. 39C).

Sekwencja gleb obejmowała gleby brunatnoziemne w części wysoczyznowej i gleby torfowe w dolnej części kateny. Szatę roślinną tworzyły od góry suche zbiorowiska półruderalne z klasy *Agropyreteea*, *Arrhenatherion* z elementami *Onopordion*, *Arrhenatherion* z elementami z klasy *Festuco-Brometea*, a w dolnej części zbiorowiska trawiaste ze związków *Molinion/Caricion fuscae* i *Filipendulion* (tab. 21). Łącznie wykonano na tym terenie 17 zdjęć fitosocjologicznych i odkrywek glebowych.



Ryc. 39. Lokalizacja stanowisk badawczych w obrębie katen Wigierskiego Parku Narodowego

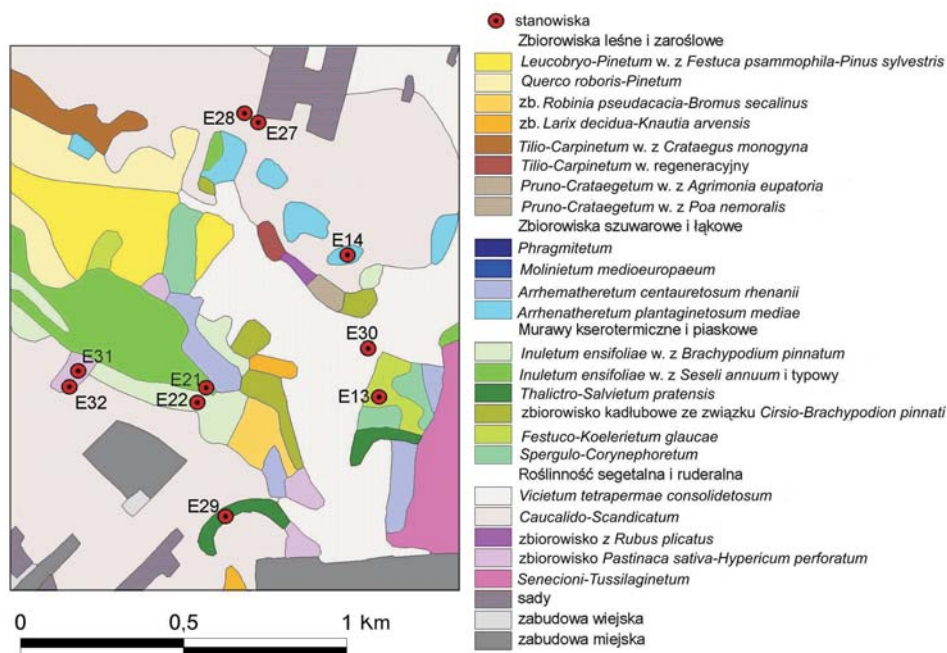
A – partia stokowa stoliwa kempowego – transekt „stoliwo”; B – dolina Czarnej Hańczy – transekt „dolina”; C – wysoczyzna morenowa – transekt „zatoka”

## 4.2. Pińczów

Ten stosunkowo niewielki obszar charakteryzuje ogromne zróżnicowanie warunków fizycznogeograficznych, jak również stosunkowo bogate formy antropopresji. Poza przeważającymi oddziaływaniami gospodarki rolnej i leśnej istotne znaczenie ma w rejonie Pińczowa wpływ odkrywkowych kopalń surowców budowlanych, przemysłu rolno-spożywczego, jak też intensywnie rozwijającego się miasta. Obszar Ponidzia, w tym rejony Garbu Pińczowskiego i Młodzaw, zostały szczegółowo scharakteryzowane pod względem wielu komponentów środowiska, zwłaszcza budowy geologicznej, flory, zbiorowisk roślinnych oraz gleb w obszernym opracowaniu *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa* (Kostrowicki, Solon, red., 1994).

Do badań szczegółowych wytypowano następujące jednostki.

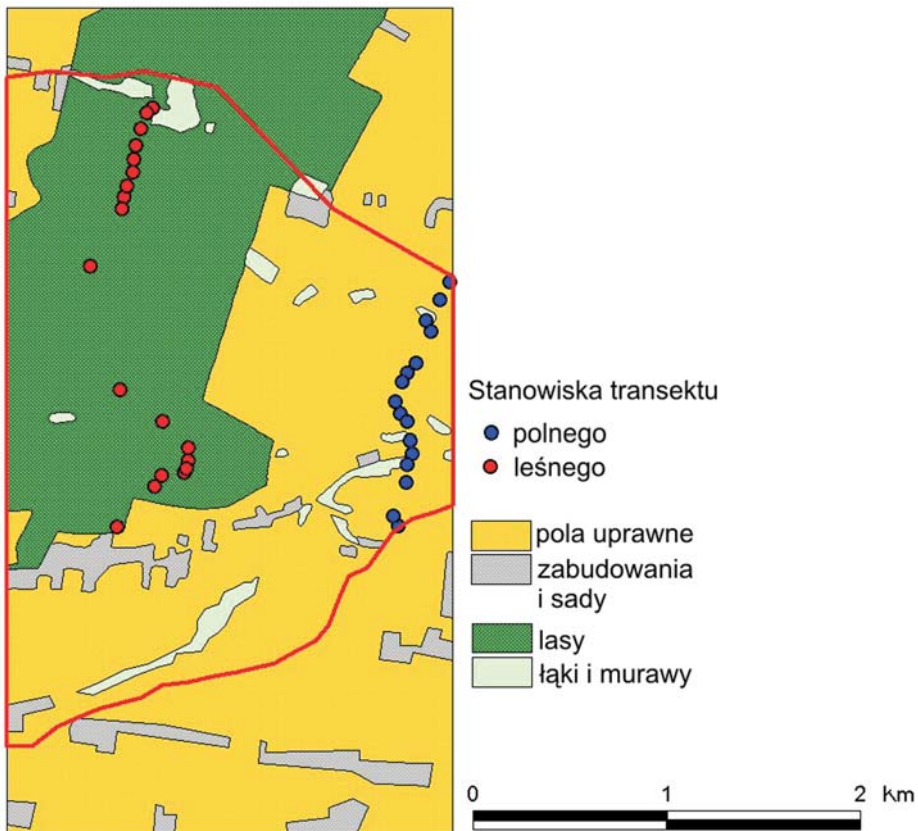
1. Garb Pińczowski zdominowany przez suche łąki należące do związku *Arrhenatherion elatioris*, a zwłaszcza przez murawy ciepłolubne należące do zespołów *Thalictro-Salvietum* oraz *Inuletum ensifoliae* porastające wapienne gleby rędzino-we; wykonano tu 11 zdjęć fitosocjologicznych i odkrywek glebowych (ryc. 40);
2. Dwa poprzeczne transekty poprowadzono przez niewielką zlewnię (o powierzchni 24 km<sup>2</sup>) w okolicach Młodzaw (na południe od Pińczowa) – ryc. 41:
  - pierwszy transekt położony jest całkowicie w lesie i charakteryzuje się obecnością wielu zbiorowisk roślinnych. Dno doliny zajmuje *Ficario-Ulmetum*,



Ryc. 40. Lokalizacja stanowisk badawczych na Garbie Pińczowskim na tle zróżnicowania roślinności rzeczywistej



- natomiast większość pozostałego obszaru to domena różnych postaci *Tilio-Carpinetum*, głównie postaci typowej, z *Quercus petraea* i *Carpinus betulus* w drzewostanie. Postać ta występuje na glebach brunatnych typowych i na zdegradowanych czarnoziemach. Postać uboga grądu z *Pinus sylvestris* w drzewostanie związana jest z glebami brunatnymi zbielicowanymi. Na niewielkim fragmencie transektu występuje również murawa kserotermiczna ze związku *Cirsio-Brachypodium pinnati*, zajmując wschodnie skał wapiennych i fragmenty czarnoziemów wytworzonych z lessów; wykonano tu 21 zdjęć fitosocjologicznych i odkrywek glebowych (tab. 21);
- drugi transekt zlokalizowano na polach obsianych pszenicą. Na analizowanych powierzchniach polnych występuje jeden zespół zbiorowisk chwastów upraw zbożowych *Vicietum tetrasperame* zróżnicowany na dwa podzespoły *V.t. typicum* oraz *V.t. consolidetosum*. Wszystkie badane gleby – to brunatne wylugowane i czarnoziemy zdegradowane wykształcone z osadów lessowych; wykonano tu 16 zdjęć fitosocjologicznych i odkrywek glebowych (tab. 21).



Ryc. 41. Położenie transektów w Młodzawach na tle użytkowania ziemi (za: Solon i inni, 2006)

## 5. Metodyka

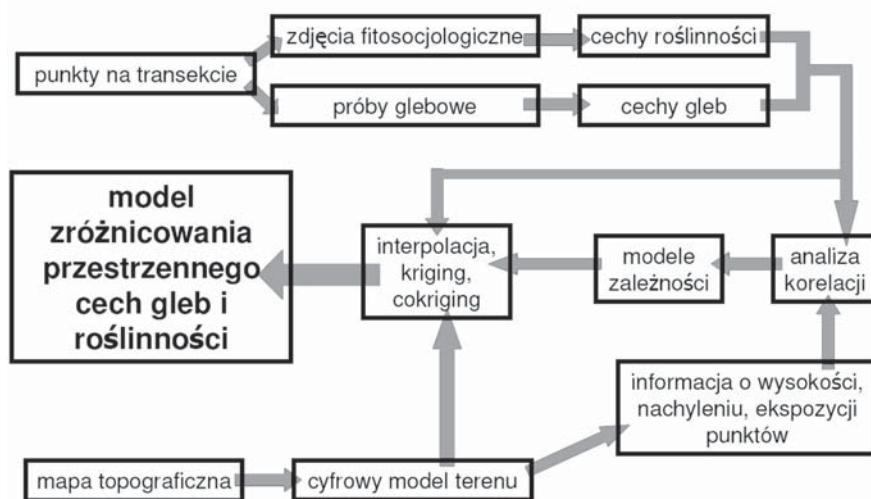
W tym rozdziale opisano podstawowe metody zastosowane w prezentowanych badaniach, natomiast w poszczególnych częściach opracowania poświęconych charakterystyce wskaźników zawarto te metody i narzędzia, które są właściwe dla każdej z tych trzech grup wskaźników: geobotanicznych, glebowych i krajo-brazowych (por. rozdz. 3).

W pracy wykorzystano:

- do analizy właściwości gleb – pomiary terenowe i laboratoryjne,
- do analizy struktury roślinności – zdjęcia fitosocjologiczne,
- do analizy roli wskaźnikowej roślinności – ekologiczne skale liczb wskaźnikowych Ellenberga i Landolta (Landolt, 1977; Ellenberg i inni, 1991; Lindacher, red., 1995; Roo-Zielińska, 2004),
- techniki modelowania matematycznego (Degórski, 2002; Solon, 2002; Roo-Zielińska, 2004).

### 5.1. Schemat prac badawczych

Prace badawcze przebiegały w kilku etapach. Pierwszy, przygotowawczy, sprowadzał się do ogólnego rozpoznania obszarów badań oraz utworzenia dla nich cyfrowych modeli terenu. Drugi etap obejmował prace terenowe, w trzecim wykonano analizy laboratoryjne i interpretowano dane dotyczące roślinności. Ostatni etap prac – to analizy statystyczne i geostatystyczne (ryc. 42).



Ryc. 42. Schemat ogólnej procedury badawczej na obszarach modelowych

### 5.1.1. Cyfrowy model terenu

Do opisu lokalizacji zdjęć i ich położenia hipsometrycznego wykorzystano mapy topograficzne: w skali 1:25 000 dla transektów w Młodzawach oraz w skali 1:10 000 dla katen w Wigierskim Parku Narodowym. Na tej podstawie stworzono cyfrowe modele terenów (por. rozdz. 4).

### 5.1.2. Metody zbioru danych – prace terenowe

#### 5.1.2.1. Analiza struktury roślinności

Podstawowe prace terenowe wykonano latem 2002 r., a uzupełniono je w 2003. Na każdym z 65 punktów badawczych na sześciu wytypowanych transektach wykonano zdjęcia fitosocjologiczne opisujące płaty roślinności według klasycznej metody Braun-Blanqueta (Braun-Blanquet, 1951; Scamoni, 1967). Każde zdjęcie obejmowało powierzchnię o wymiarach 2 m (w górę stoku) x 10 m (na tej samej wysokości npm.) i zawierało następujące podstawowe informacje o konkretnym płacie roślinności: (1) skład gatunkowy; (2) pokrywanie (tj. udział powierzchniowy poszczególnych gatunków); (3) warstwowość (strukturalna cecha zbiorowiska dotycząca jego pionowej budowy, najczęściej wyróżniane są warstwy: drzew – A, krzewów B, runa C, warstwy przyziemnej – mchów i porostów D). Ilościowość gatunków (pokrywanie) oszacowano w zmodyfikowanej skali 12-stopniowej, w której r, +, 1 oznaczają odpowiednio 0,1%, 0,5% i do 10%, pozostałe wartości od 2 do 10 to kolejne przedziały 10-procentowe.

#### 5.1.2.2. Analizy właściwości gleb

W centrum każdego z 65 badanych płatów roślinności zlokalizowano odkrywkę glebową, w której wykonano diagnozę typologiczną pedonu, zgodnie z obowiązującą w Polsce systematyką gleb (*Systematyka...*, 1989) oraz taksonomią UNESCO/FAO (1990). Następnie określono miąższość poziomów genetycznych gleby, ich barwę według atlasu Munsella (1990) oraz odczyn (pH) i przewodnictwo elektryczne (EC) metodą potencjometryczną. Pobrano również materiał glebowy do dalszych analiz laboratoryjnych.

### 5.1.3. Metody analizy i opracowania danych

Opracowanie danych przebiegało w kilku etapach. W pierwszym wykonano analizy laboratoryjne zebranych próbek gleb oraz obliczono wskaźniki charakteryzujące roślinność badanych powierzchni. W drugim przeprowadzono analizy statystyczne, a następnie dokonano interpretacji uzyskanych wyników.

#### 5.1.3.1. Analizy prób glebowych

Określono: (1) zawartość węgla organicznego (C) w poziomach ektopróchnicy metodą Alтена, w poziomach mineralnych zmodyfikowaną metodą Tiurina; (2) azotu ogólnego (N) zmodyfikowaną metodą Kjeldahla; (3) wilgotność chwilową (W) metodą suszarkowo-wagową. Na podstawie otrzymanych wyników obliczono stosunek C:N oraz zapasy wody glebowej.

### 5.1.3.2. Metoda ekologicznych liczb wskaźnikowych

Określono wymagania siedliskowe każdego badanego płatu roślinności opisanego na podstawie zdjęcia fitosocjologicznego, stosując metodę liczb wskaźnikowych Ellenberga (Ellenberg i inni, 1991) i Landolta (1977) z wykorzystaniem danych o gatunkach zawartych w opracowaniu Lindachera (Lindacher, red., 1995). Określono wymagania w stosunku do cech klimatu: dostępności światła (wskaźnik L), temperatury (wskaźnik T), stopnia kontynentalizmu (wskaźnik K) oraz właściwości gleb: wilgotności (wskaźnik F), kwasowości (wskaźnik R), zawartości azotu w glebie (wskaźnik N), zawartości humusu (wskaźnik H) oraz dyspersji gleby (wskaźnik granulometryczny D). Szczegółowy opis metodyki liczb wskaźnikowych zawiera rozdział 3.1.

### 5.1.3.3. Analizy statystyczne i geostatystyczne

Powiązania między zmiennymi określano na podstawie wskaźnika korelacji Pearsona oraz modeli regresji. Do większości analiz statystycznych stosowano programy Statgraphics 6.0 i Statistica 5.0. Do tworzenia modeli regresji i oceny siły związków między cechami wykorzystano program CurveExpert 1.3. Do uporządkowania zmiennych zastosowano analizę głównych składowych PCA (*Principal Component Analysis*) – porównaj R. Jongman i inni (red., 1995).

Model zróżnicowania powierzchniowego wilgotności gleby dla transektów w Młodzawach tworzono metodą punktowego cokrigingu z użyciem anizotropowych semiwariogramów sferycznych (Yates, Warrick, 1987; Stein i inni, 2001; Officer i inni, 2004), przyjmując hipsometrię (wysokość nad poziomem morza) jako zmienną wspomagającą. Podejście to jest jednym z wariantów tzw. krigingowych metod interpolacyjnych. Polegają one na rozdzieleniu zróżnicowania przestrzennej zmiennej na trzy składniki: (1) zmienność o charakterze deterministycznym (którą można opisać np. za pomocą linii regresji), (2) autokorelację przestrzenną, przedstawianą za pomocą tzw. semiwariogramów, opisującą na ile wartość zmiennej w jednym punkcie zależy od wartości zmiennej w punktach sąsiednich, (3) zmienną losową opisującą tzw. zakłócenia. W przeciwieństwie do zwykłego krigingu, cokriging wykorzystuje dwie zmienne, tj. główną (będącą przedmiotem modelowania), dla której znane są wartości z niewielkiej liczby punktów i tzw. zmienną pomocniczą (wspomagającą), której wartości są znane dla dużej liczby punktów. Dzięki określeniu powiązań między tymi zmiennymi (drogą analizy kowariancji i semiwariogramów krzyżowych) interpolacja przestrzenna wartości zmiennej głównej jest znacznie bardziej precyzyjna (Burrough, 1993; Burrough, McDonnell, 1998).

## 6. Powiązania w obrębie zestawów wskaźników i między zestawami

W niniejszym rozdziale przeprowadzono i omówiono wyniki analiz statystycznych dotyczących:

- 1) związków w obrębie wskaźników geobotanicznych – tj. grup ekologicznych gatunków często o ekstremalnie różnych wymaganiach siedliskowych, a także wartości średnich ważonych liczb ekologicznych dla płatów roślinnych;
- 2) związków między wskaźnikami geobotanicznymi a bezpośrednio mierzonymi parametrami glebowymi.

Współzależności między parametrami glebowymi mierzonymi bezpośrednio a ich diagnozą na podstawie gatunków roślin naczyniowych i budowanych przez nie zbiorowisk roślinnych – to temat wielu prac z zakresu ekologii i geografii roślin. Oceny bioindykacyjne skonfrontowane z bezpośrednimi pomiarami glebowymi dały dowód dużej wiarygodności liczb wskaźnikowych (m.in. Ellenberg i inni, 1991; Diekmann, 1995, 2003; Hill, Carey, 1997; Schaffers, Sykora, 2000; Dzwonko, 2001a; Zas, Alonso, 2002).

W dalszej części pracy przedstawiono związki korelacyjne między wartościami wybranych cech glebowych i obliczonych wskaźników fitoindykacyjnych określających udziały procentowe gatunków w grupach ekologicznych oraz średnie liczby ekologiczne dla płatów (zbiorowisk) roślinnych. Przedstawiono jedynie zależności, dla których wskaźniki korelacji ( $r$ ) są wyższe od 0,6 (przy  $p \leq 0,01$ ), zakładając, że tylko w takich przypadkach występują silne powiązania między zmiennymi.

### 6.1. Powiązania korelacyjne między wskaźnikami geobotanicznymi

Związki w obrębie zestawu wskaźników geobotanicznych przeanalizowano na podstawie dwóch grup zdjęć fitosocjologicznych. Pierwsza grupa – to 29 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 1984–1991 w okolicach Pińczowa.

Zdjęcia te, tendencyjnie wybrane, reprezentują płaty roślinne należące do różnych, najniższych jednostek fitosocjologicznych – zespołów, podzespołów lub wariantów o różnych (często skrajnie) wymaganiach ekologicznych. Były one podstawą interpretacji ich wartości jako wskaźników geobotanicznych (por. rozdz. 3.1, tab. 3).

Druga grupa – to zdjęcia fitosocjologiczne wykonane w latach 2002–2003 w dwóch obszarach różniących się poziomem odkształcenia antropogenicznego i charakterem roślinności naturalnej w Wigierskim Parku Narodowym i Pińczowie (por. rozdz. 4, tab. 21).

Do analizy współzależności w obrębie zestawu wskaźników geobotanicznych wykorzystano: (1) udziały procentowe ekologicznych grup gatunków najczęściej o skrajnie różnych wymaganiach względem warunków środowiska przyrodniczego, którym przyporządkowane są określone liczby ekologiczne Ellenberga i Lan-

dolta, np. wskaźniki gleb suchych (F1-3), wilgotnych (F6-7), bądź mokrych (F9-10); (2) wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych, jako syntetyczne miary wymagań siedliskowych analizowanych płatów (por. rozdz. 3.1).

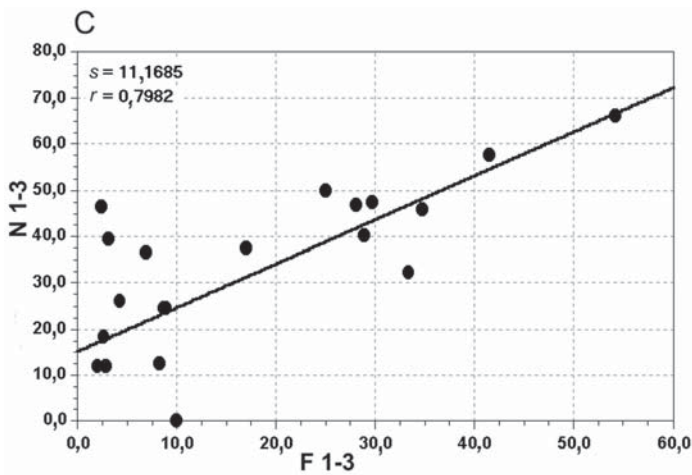
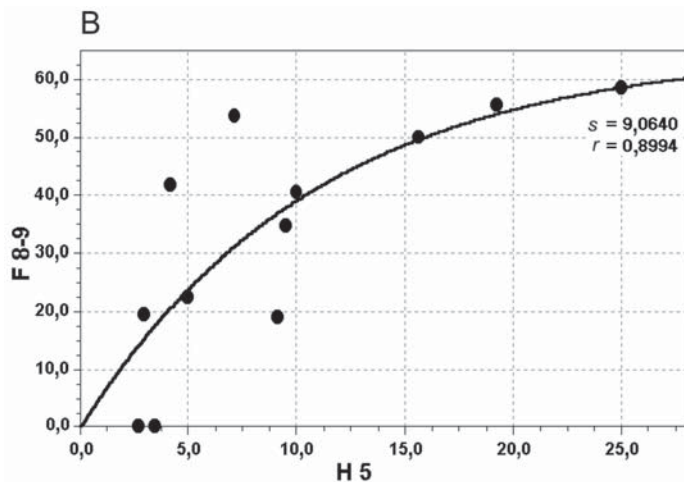
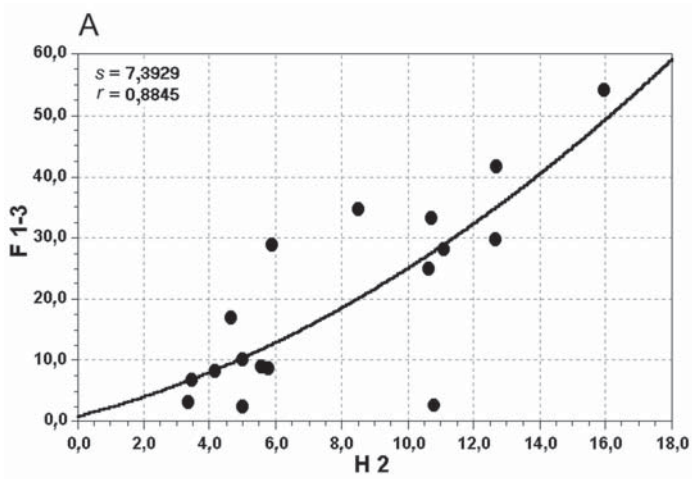
Na podstawie zbioru 29 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w okolicach Pińczowa w latach 1984–1991 wykazano występowanie licznych istotnych statystycznie współzależności między grupami ekologicznymi gatunków oraz między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych. Szczególnie silne powiązania korelacyjne obserwuje się między następującymi grupami ekologicznymi (ryc. 43):

- wskaźnikami na siedliska o niskiej zawartości materii organicznej, z bardzo cienką warstwą próchnicy (**H2**), a indykatorami gleb bardzo suchych (często przesuszonych) i suchych (**F1-3**). Wraz ze wzrostem udziału liczby gatunków H2 zwiększa się udział liczby gatunków F1-3. Związek ten, statystycznie istotny, najlepiej opisuje funkcja kwadratowa, przy wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,88$  (tab. 22, ryc. 43A);
- wskaźnikami gleb wyraźnie zasobnych w próchnicę (jednoznacznych indykatorów gleb bogatych w materię organiczną) – **H5** a wskaźnikami gleb wilgotnych i mokrych (**F8-9**). Wraz ze wzrostem udziału liczby gatunków H5 wzrasta udział liczby gatunków F8-9. Zależność istotną statystycznie opisuje najlepiej funkcja wykładnicza przy wysokim współczynniku korelacji  $r=0,89$  (tab. 22, ryc. 43B);
- wskaźnikami gleb bardzo suchych (często przesuszonych) i suchych (**F1-3**), a wskaźnikami siedlisk oligotroficznych ubogich w związki azotowe (**N1-3**). Wraz ze wzrostem udziału liczby gatunków sucholubnych (F1-3) rośnie udział oligotrofów (N1-3). Istotną statystycznie zależność opisuje najlepiej funkcja liniowa przy wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,80$  (tab. 22, ryc. 43C);
- wskaźnikami gleb gliniastych lub torfowych wykształconych z materiału drobnoziarnistego, nieprzepuszczalnych, w niewielkim stopniu przewietrzanych (ubogich w tlen) – **D5**, a gatunkami wskazującymi na gleby wyraźnie zasobne w próchnicę (bogate w materię organiczną) – **H5**. Wraz ze wzrostem, do około 60%, udziału liczby gatunków D5 wzrasta udział wskaźników żywnych siedlisk H5. Zależność istotną statystycznie opisuje najlepiej funkcja logistyczna przy wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,83$  (tab. 22, ryc. 43D).

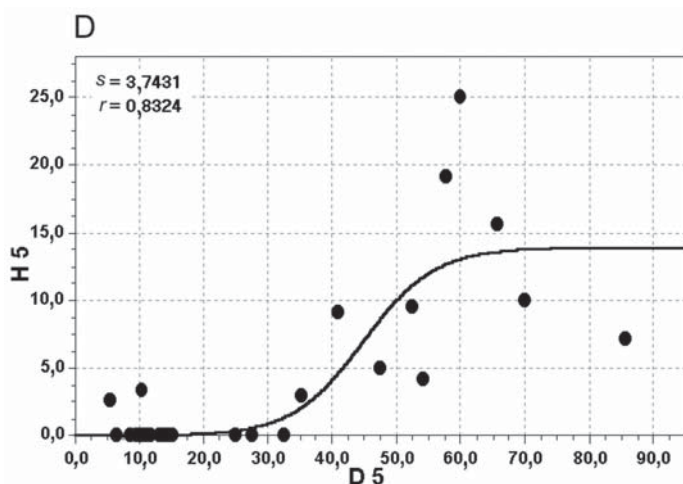
Zależności między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych, syntetycznymi miarami wymagań siedliskowych analizowanych płatów dotyczą:

- **D** i **F**, co oznacza, że wraz ze wzrostem średniej liczby D – opisującej uziarnienie i przewietrzanie gleb (D od około 2,7 do ~4,9) wzrasta średnia liczba F opisująca stopień wilgotności siedlisk omawianych płatów zbiorowisk roślinnych (F od ~3,0 do 8,5). Zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja geometryczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,67$  (tab. 22, ryc. 44A);
- **D** i **H**, czyli wraz ze wzrostem średniej liczby D (tzn. ze wzrostem udziału frakcji pylistych i ilastych w uziarnieniu i zmniejszeniem przewietrzania gleb) zwiększa się średnia liczba H opisująca stopień żywności siedlisk omawianych płatów zbiorowisk roślinnych (H od ~2,7 do ~4,3). Zależność istotną









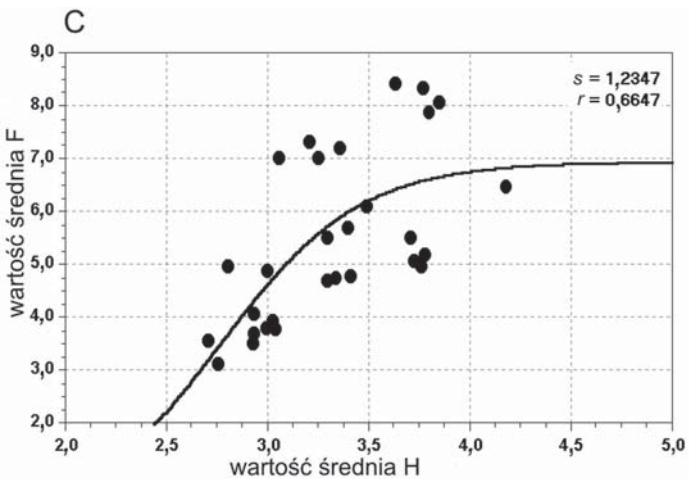
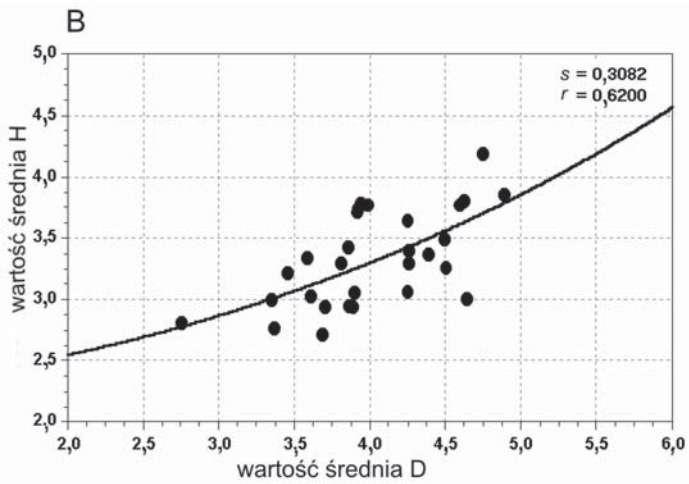
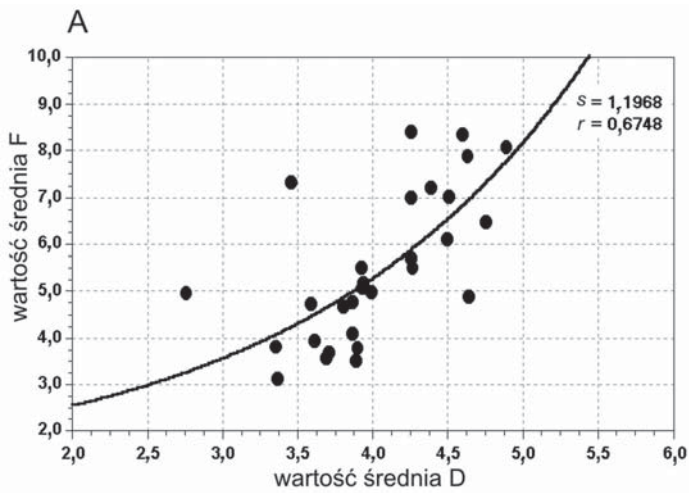
Ryc. 43. Związki między grupami ekologicznymi gatunków roślin na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 1984–1991:

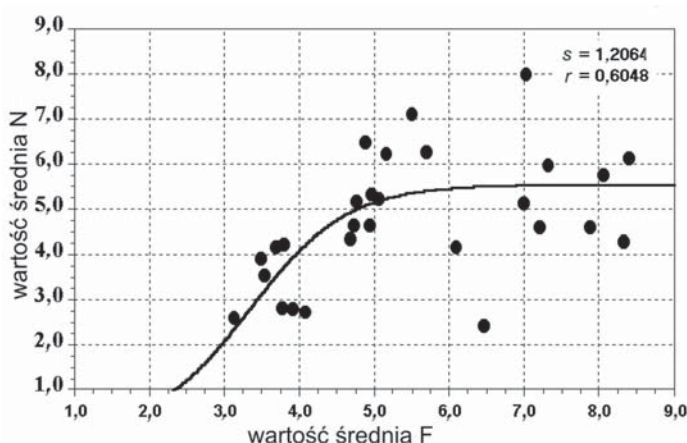
A – wskaźnikami gleb o niskiej zawartości materii organicznej (H2) oraz gleb suchych (F1-3); B – wskaźnikami gleb bogatych w materię organiczną (H5) oraz wilgotnych i mokrych (F8-9); C – wskaźnikami gleb suchych (F1-3) oraz oligotroficznych (N1-3); D – wskaźnikami gleb drobnoziarnistych (D5) oraz bogatych w materię organiczną (H5)

statystycznie najlepiej opisuje funkcja geometryczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,62$  (tab. 22, ryc. 44B);

- **H i F**, co oznacza, że wraz ze wzrostem średniej liczby H (wzrostem udziału próchnicy i materii organicznej w glebach) od około 2,7 do 4,3 wzrasta średnia liczba F opisująca stopień wilgotności siedlisk omawianych płatów zbiorowisk roślinnych (F od ~3,0 do ~8,5). Przy niższych wartościach średniej H (2,5–4,0) wzrost wartości średniej F jest zdecydowanie wyraźniejszy niż wówczas, gdy skala H przekracza liczbę żyzności 4,0. Zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja logistyczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,66$  (tab. 22, ryc. 44C);
- **F i N**, co oznacza, że wraz ze wzrostem średniej liczby F (zmieniający się stopień wilgotności siedlisk) wzrasta średnia liczba N (szacująca zawartość azotu w glebach omawianych płatów zbiorowisk roślinnych (N 2,2–8,0). Przy niższych wartościach średniej F (2,5–6,0) wzrost wartości średniej N jest zdecydowanie wyraźniejszy niż wówczas, gdy skala F przekracza liczbę wilgotności 6. Zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja logistyczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,60$  (tab. 22, ryc. 44D).

Podobne (choć nie identyczne) powiązania między grupami ekologicznymi gatunków oraz między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych wykazano na podstawie 65 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003 w Wigierskim Parku Narodowym i w okolicach Pińczowa.





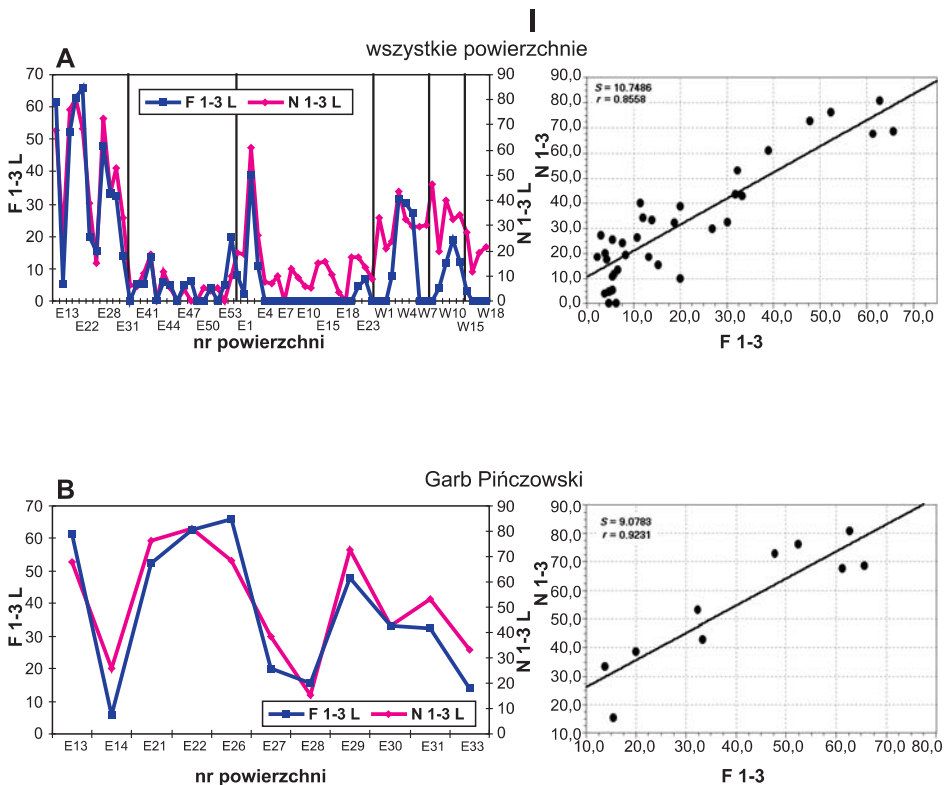
Ryc. 44. Związki między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych dla płatów na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 1984–1991

A – między średnią liczbą D (zwięzłość gleby i jej przewietrzanie), a średnią liczbą F (wilgotność gleb); B – między średnią liczbą D (zwięzłość gleby i jej przewietrzanie) a średnią liczbą H (zawartość próchnicy i materii organicznej); C – między średnią liczbą H (zawartość próchnicy i materii organicznej w glebie) a średnią liczbą F (wilgotność gleb); D – między średnią liczbą F (wilgotność gleb), a średnią liczbą N (zawartość azotu w glebach)

Szczególnie silne powiązania korelacyjne obserwuje się między następującymi grupami ekologicznymi:

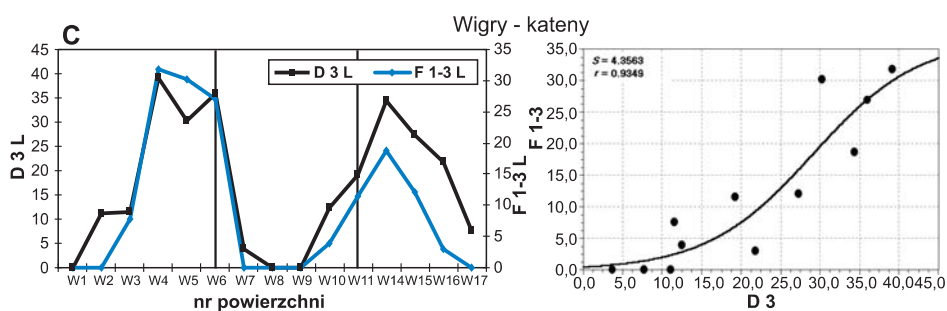
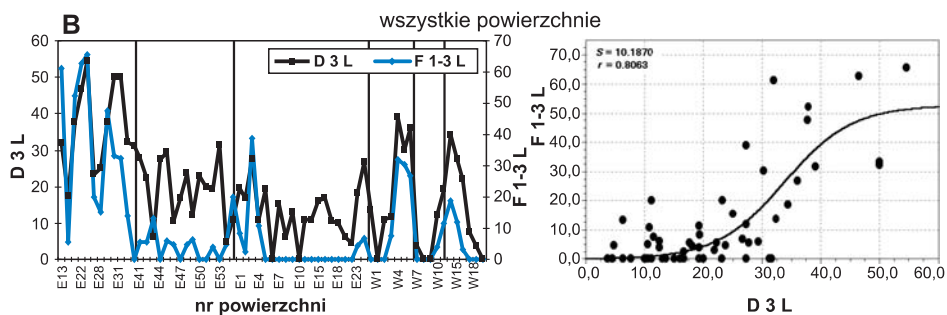
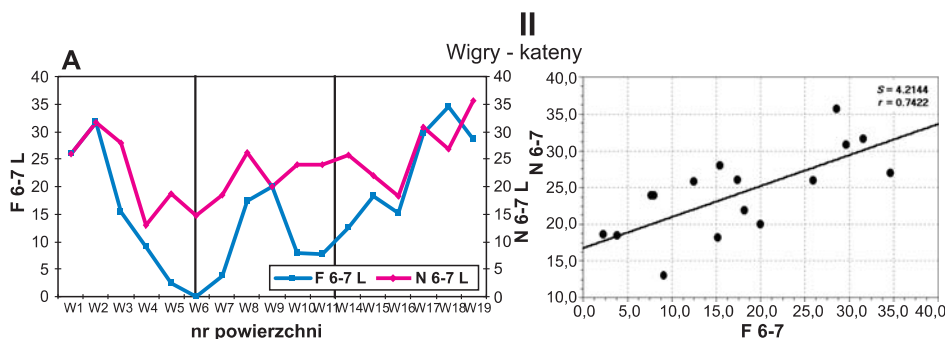
- wskaźnikami gleb bardzo suchych (często przesuszonych) i suchych (**F1-3**) a wskaźnikami siedlisk oligotroficznych, ubogich w związki azotowe (**N1-3**). Wraz ze wzrostem udziału liczby gatunków sucholubnych (F1-3) zwiększa się udział liczby oligotrofów (N1-3). Przy analizie wszystkich zdjęć fitosocjologicznych istotną statystycznie zależność opisuje najlepiej funkcja liniowa przy wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,86$  (tab. 22, ryc. 45IA), a przy analizie zdjęć ze stanowisk badawczych Garbu Pińczowskiego także funkcja liniowa przy jeszcze wyższym współczynniku korelacji  $r=0,92$  (tab. 22, ryc. 45IB);
- wskaźnikami gleb wilgotnych (**F6-7**) a wskaźnikami gleb zasobnych w mineralne związki azotowe (**N6-7**). Zależność ta została stwierdzona na podstawie zbioru zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących kateny wigierskie. Wraz ze wzrostem udziału liczby gatunków „wilgotnych” (F6-7) rośnie udział gatunków zasobnych w mineralne związki azotowe (N6-7). Istotną statystycznie zależność opisuje najlepiej funkcja liniowa przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,74$  (tab. 22, ryc. 45IIA);

- wskaźnikami przepuszczalnych gleb wykształconych z utworów żwirowych lub piaszczystych, dobrze przewietrzanych **D3** a wskaźnikami gleb bardzo suchych (często przesuszonych) i suchych (**F1-3**). Analiza statystyczna wszystkich zdjęć fitosocjologicznych wykazuje, że wraz ze wzrostem (do ~40%) udziału liczby gatunków D3 wzrasta udział gatunków „sucholubnych” F1-3 (do około 50–60%). Najlepiej tę istotną statystycznie zależność opisuje funkcja logistyczna przy wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,81$  (tab. 22, ryc. 45IIB). Natomiast analiza statystyczna zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących zbiorowiska roślinne katen węgierskich wskazuje na silny związek tych dwóch



Ryc. 45. Związki między grupami ekologicznymi gatunków roślin na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003

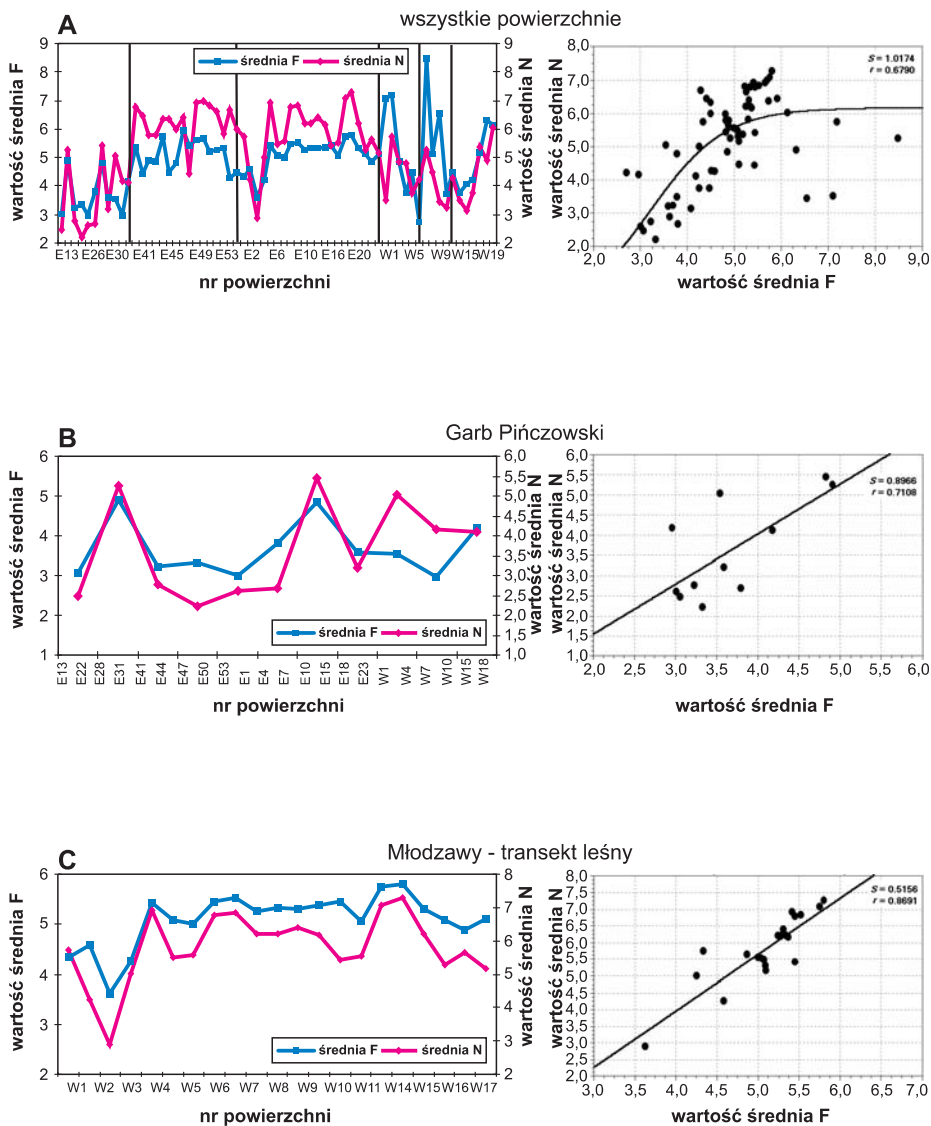
I A i B – wskaźnikami gleb suchych (F1-3) a wskaźnikami siedlisk oligotroficznych, ubogich w związki azotowe (N1-3); II A – wskaźnikami gleb wilgotnych (F6-7) a wskaźnikami gleb zasobnych w mineralne związki azotowe (N6-7); II B i C – wskaźnikami przepuszczalnych gleb wykształconych z utworów żwirowych lub piaszczystych, dobrze przewietrzanych (D3) a udziałem wskaźników gleb suchych (F1-3)



grup gatunków, opisany także najlepiej funkcją logistyczną przy bardzo wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,93$  (tab. 22, ryc. 45IIC).

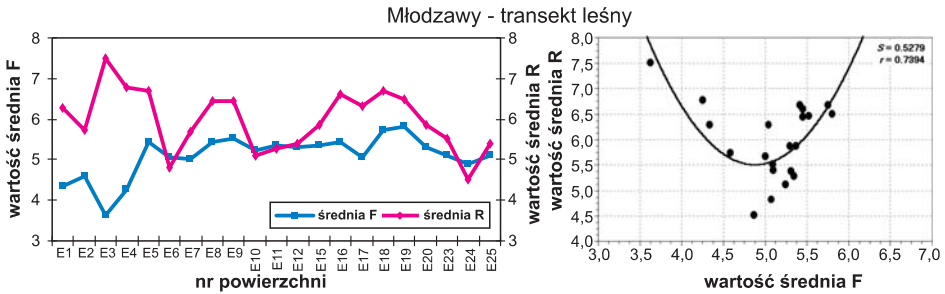
Najważniejsze powiązania między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych dotyczą następujących wskaźników.

- **F i N**, co oznacza, że wraz ze wzrostem średniej liczby F (zmieniający się stopień wilgotności siedlisk) wzrasta średnia liczba N szacująca zawartość azotu w glebach omawianych płatów zbiorowisk roślinnych (N<sub>2,2-8,0</sub>). Analiza statystyczna wszystkich zdjęć fitosocjologicznych wykazała, że przy niższych wartościach średniej F (do ok. 6,2) wzrost wartości średniej N jest zdecydowanie wyraźniejszy (i dochodzi do 7) niż wówczas, gdy skala F przekracza liczbę wilgotności 6,2. Tę zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja logistyczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,68$  (tab. 22, ryc. 46A). W przypadku zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących ciepłolubne zbiorowiska Garbu Pińczowskiego, przy zdecydowanie mniejszych średnich wartościach F i N (niż wyżej opisanego zbioru), zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja liniowa przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,71$  (tab. 22, ryc. 46B). Jeszcze wyższą wartość współczynnika korelacji między zmiennymi F i N ( $r=0,87$ ) wykazano dla zbiorowisk leśnych okolic Młodzaw, a istotną statystycznie zależność opisuje funkcja liniowa (tab. 22, ryc. 46C);
- **F (stopień wilgotności siedlisk) i R (stopień zakwaszenia gleb – ich odczyn)**. Analiza statystyczna zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących zbiorowiska leśne okolic Młodzaw wykazała, że przy niższych wartościach średniej F (do około 5) następuje spadek średnich wartości R (od 7,5 do 4,5), po czym przy wzroście wilgotności o jeden stopień skali (F<sub>5-6</sub>) ponownie wzrasta wartość średniej R. Wskazuje to, że zarówno suchsze jak i wilgotniejsze zbiorowiska mają zbliżoną wartość średnią R (6-7), a przy świeżych (F<sub>4,5-5,5</sub>) jest ona najniższa (R<sub>4,5-5,5</sub>). Tę zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja kwadratowa przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,74$  (tab. 22, ryc. 47);
- **D i F**. Statystycznie istotny związek tych dwóch zmiennych wykazano na podstawie czterech zbiorów zdjęć fitosocjologicznych. Analiza statystyczna trzech z nich wykazała, że wraz ze wzrostem średniej liczby D (od siedlisk gruboziarnistych do drobnoziarnistych gleb gliniastych) wzrasta średnia liczba F opisująca stopień wilgotności siedlisk omawianych płatów zbiorowisk roślinnych. Przy wzroście średniej wartości D (od około 2 do ok. 5) następuje wyraźny wzrost średniej wartości F (od ok. 2,5 do ok. 8,5). To znaczy, że wraz ze wzrostem frakcji piasku drobnego, pyłu i ilu w uziarnieniu gleb wzrasta ich wilgotność. Tę zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja logistyczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,66$  (tab. 22, ryc. 48A). Podobny obraz zależności uzyskano dla zbiorowisk leśnych transektu w Młodzawach. Związek ten istotny statystycznie opisany jest podobnie jak poprzedni – funkcją logistyczną przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,65$  (tab. 22, ryc. 48B). Z analizy statystycznej zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących zbiorowiska roślinne katen wigierskich można wnioskować o zdecydowanie silniejszym niż już opisane, statystycznie istotnym związku



Ryc. 46. Związki między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych F (wilgotności) i N (zawartości azotu w glebach) na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003

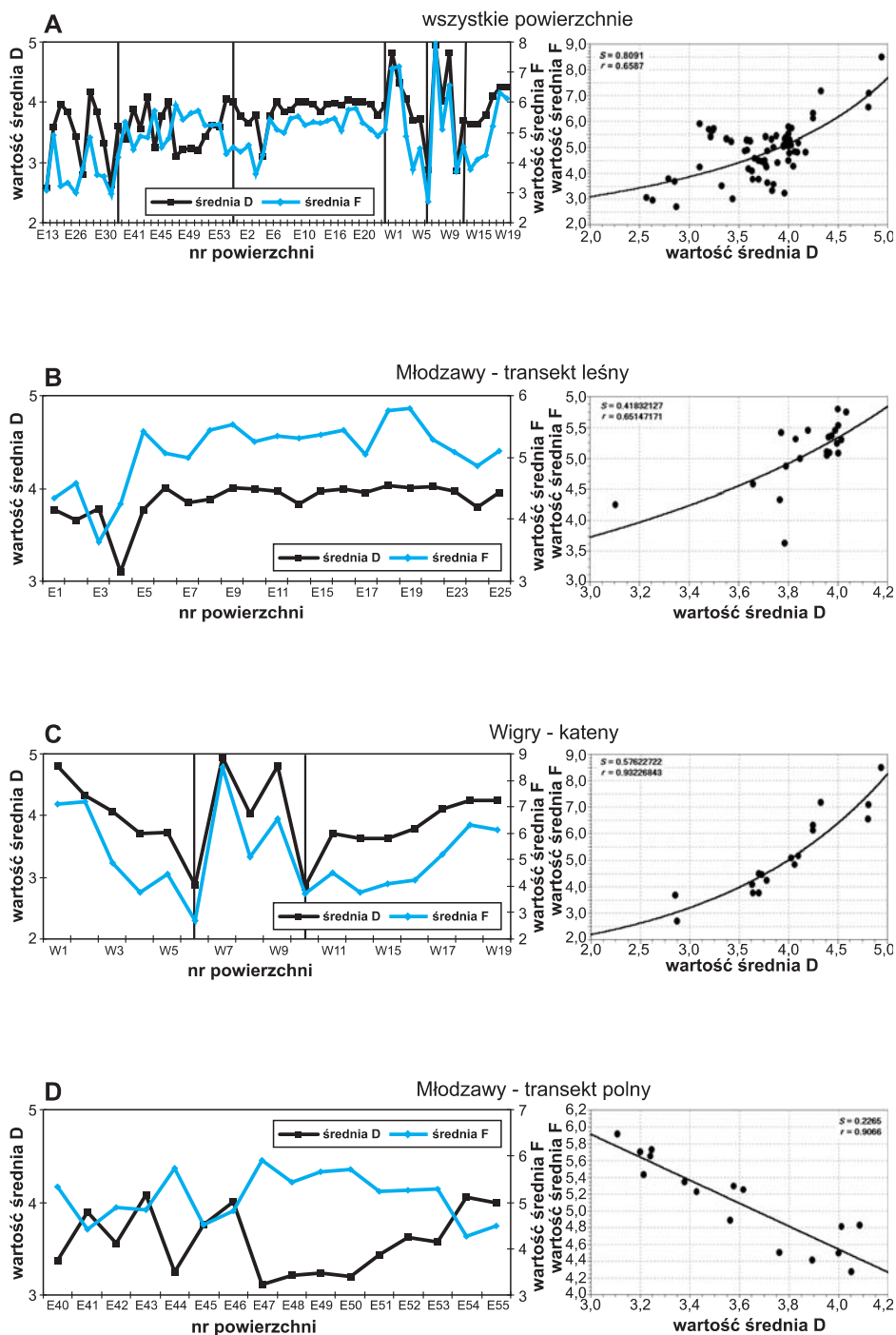




Ryc. 47. Związek między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych F (wilgotności gleb) i R (zakwaszenia gleb) na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003

tych dwóch zmiennych. Zależność tę najlepiej obrazuje funkcja geometryczna przy bardzo wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,93$  (tab. 22, ryc. 48C). Natomiast analiza statystyczna zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących zbiorowiska polne w Młodzawach wskazuje na zupełnie odmienną zależność niż na podstawie trzech opisanych już zbiorów zdjęć. Zaobserwowano, że wzrost udziału frakcji drobnego materiału w tych glebach nie wpływa na większą ich wilgotność, bowiem wraz ze wzrostem wartości średnich D (wprawdzie tylko o jeden stopień skali D3 do D4) następuje spadek wartości średniej F od 6 do 4. Ta zależność, która może być tłumaczona hydrofobowością, wskazuje, że im drobniejsze są frakcje glebowe, tym mniejsza jest wilgotność siedlisk zbiorowisk polnych (od względnie wilgotnych do względnie suchych F6-4). Tę istotną statystycznie zależność najlepiej opisuje funkcja liniowa o bardzo wysokim współczynniku korelacji  $r=0,91$  (tab. 22, ryc. 48D);

- **D i H** – na podstawie analizy statystycznej czterech zbiorów zdjęć fitosocjologicznych stwierdzono, że wraz ze wzrostem średniej liczby D (od siedlisk gruboziarnistych do drobnoziarnistych gleb gliniastych) wzrasta średnia liczba H opisująca stopień żyzności siedlisk omawianych płatów zbiorowisk roślinnych. Analiza wszystkich zdjęć fitosocjologicznych wykazała, że wraz ze wzrostem średniej liczby D (od ok. 2,7 do ok. 5,0) (zmieniający się skład mechaniczny i przewietrzanie gleb) wzrasta średnia liczba H opisująca stopień żyzności siedlisk omawianych płatów zbiorowisk roślinnych (H od ok. 2,2 do ok. 4,5). Zależność istotną statystycznie najlepiej opisuje funkcja logistyczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,70$  (tab. 22, ryc. 49A). Podobna tendencja zmian dotyczy zbiorowisk roślinnych Garbu Pińczowskiego – wskaźników składu mechanicznego gleb D i żyzności siedlisk H, przy czym rozpiętość tej ostatniej dotyczy tylko jednego stopnia (H 2,2–3,0). Silny związek istotny statystycznie najlepiej opisuje funkcja liniowa przy wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,86$  (tab. 22, ryc. 49B). Podobny obraz zależności uzyskano dla zbiorowisk leśnych transektu w Młodzawach. Związek ten istotny



Ryc. 48. Związki między wartościami średnich ważonych D (zwięzłość gleby i jej przewietrzanie) i F (wilgotność gleb) na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003

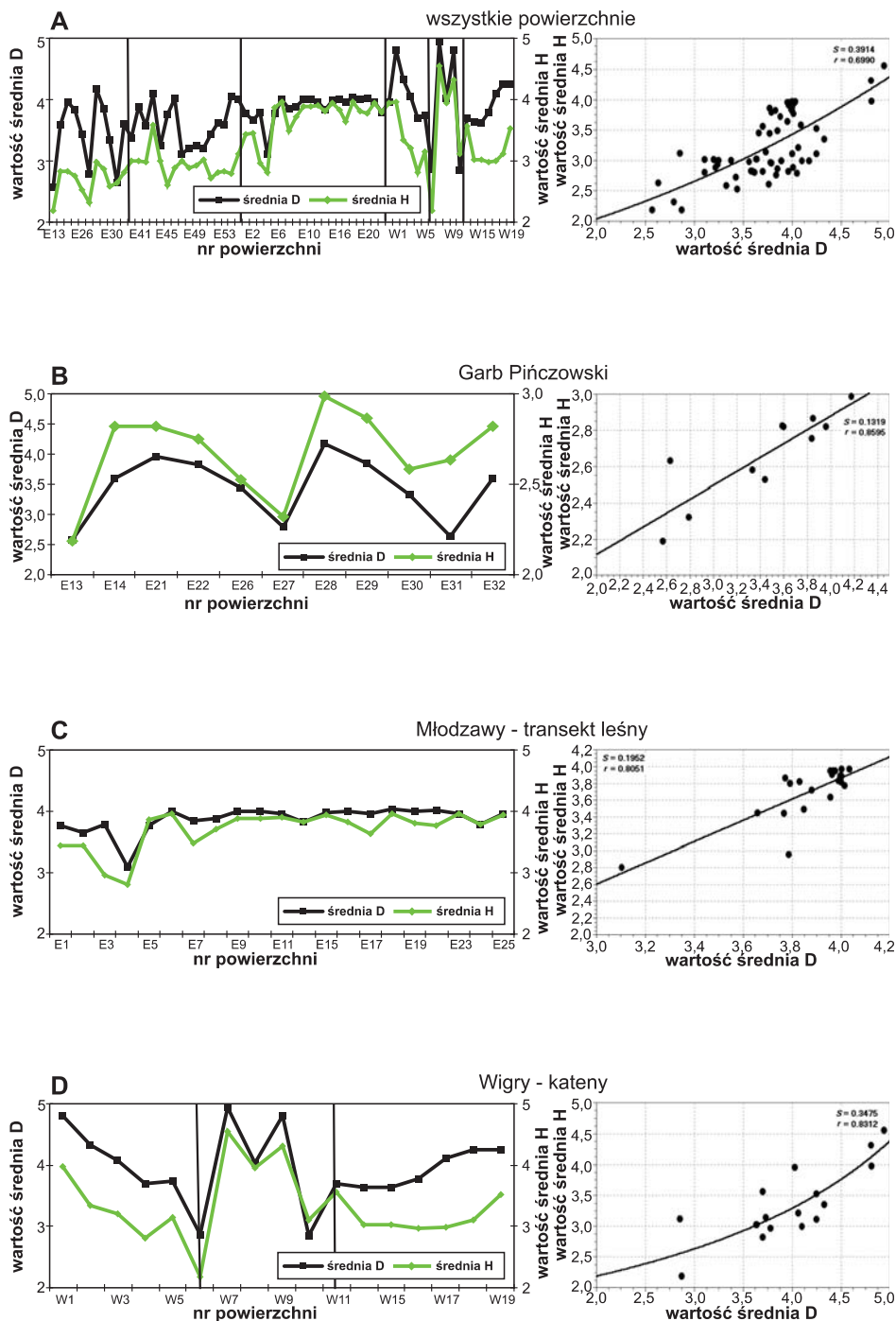
statystycznie opisany jest podobnie jak poprzedni – funkcją liniową o wysokim współczynniku korelacji  $r=0,81$  (tab. 22, ryc. 49C). Dzięki analizie zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących zbiorowiska roślinne katen wigierskich wykazano statystycznie istotny związek tych dwóch zmiennych (średnie wartości D i H), przy dużej (3 stopnie) rozpiętości dwóch skal. Zależność tę najlepiej obrazuje funkcja logistyczna przy wysokiej wartości współczynnika korelacji  $r=0,83$  (tab. 22, ryc. 49D).

\*

Przeprowadzona analiza statystyczna zbioru zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 1984–1991 czyni zasadnym stwierdzenie, że związki między wskaźnikami geobotanicznymi są znacznie silniejsze wówczas, gdy przedmiotem analizy są grupy ekologiczne o skrajnie różnych wymaganiach siedliskowych (wartości współczynników korelacji między zmiennymi w zakresie  $r=0,80-0,90$ ) niż syntetyczne wartości średnich ważonych dla zbiorowisk roślinnych ( $r$  waha się od 0,60 do 0,67) – tabela 22.

Podobne wyniki uzyskano przy analizie zbioru wszystkich zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003. Relacje były zdecydowanie silniejsze między grupami ekologicznymi ( $r=0,80$ ;  $r=0,86$ ) niż między wartościami średnimi „liczb ekologicznych” ( $r=0,66-0,70$ ) – tabela 22.

Warto podkreślić, że pierwszy zbiór zdjęć został wybrany tendencyjnie i reprezentował zbiorowiska roślinne często o różnych typach gleb, odmiennym składzie mechanicznym (liczba ekologiczna D), a także skrajnie różnych wymaganiach, zwłaszcza żyznościowo-wilgotnościowych (liczby F, N i H). Znalazło to wyraz w wysokich wartościach współczynników korelacji między grupami ekologicznymi, a także między syntetycznymi wartościami średnimi liczb wskaźnikowych. Najsilniejsze związki wystąpiły między grupami ekologicznymi gatunków – wskaźnikami gleb przesuszonych lub suchych (F1-3) a wskaźnikami z jednej strony gleb o niskiej zawartości mineralnych związków azotowych (N1-3) – tabela 22, rycina 43C, a z drugiej gleb z cienką warstwą próchnicy (H2) – tabela 22, rycina 43A. Wymienione grupy ekologiczne gatunków dominują zwłaszcza w składzie muraw ciepłolubnych, zarośli tarniny, a także boru sosnowego, jaskrawo skromnie są natomiast reprezentowane (lub nie występują wcale) w składzie łąk, łąk i wilgotnych zbiorowisk trawiastych (rozd. 3.1, ryc. 13 i 15). Należy również odnotować wysokie istotne statystycznie związki między udziałem gatunków wskaźnikowych gleb wyraźnie zasobnych w próchnicę (H5) a grupą gatunków wilgociolubnych (F8-9) z jednej strony (ryc. 43B), a z drugiej z grupą wskaźników drobnoziarnistych gleb gliniastych lub torfowych, nieprzepuszczalnych, w niewielkim stopniu przewietrzanych (ubogich w tlen) – D5 (ryc. 43D). Te grupy ekologiczne gatunków dominują zwłaszcza w składzie olsu, wilgotnych, żyznych łąk, młaki turzycowej oraz zbiorowiska szerokolistnych wierzb – łożowiska (rozd. 3.1, ryc. 13, 16, 17). Podobne współzależności (choć o niższym współczynniku korelacji) wystąpiły między średnimi wartościami liczb ekologicznych – F, N, H i D (ryc. 44A–D). Niskie wartości średnich ważonych tych liczb przypisane są przede wszystkim murawom ciepłolubnym, piaszkowym i zaroślom tarniny, najwyższe zaś odnotowano w olsie, łożowisku i młacie turzycowej (rozd. 3.1, ryc.: 13A, 15A–20A, 24).



Ryc. 49. Związki między wartościami średnich ważonych D (uziarnienie i przewietrzanie gleb) i H (zawartość materii organicznej) w glebach na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003

Tabela 22. Statystyczne związki między wskaźnikami geobotanicznymi

Zbiór zdjęć fitosocjologicznych	Zmienne		model	Funkcja			Współczynnik korelacji (r)	
	x	y		parametry krzywej regresji				
				a	b	c		nazwa
1984-1991	grupy ekologiczne							
	H2	F1-3	$y=a+bx+cx^2$	0,9194361	1,4042696	0,1020108	kwadratowa	0,884
	H5	F8-9	$y=a(1-\exp(-bx))$	65,3406250	0,0915894		wykładnicza	0,899
	F1-3	N1-3	$y=a+bx$	15,2145160	0,9518784		liniowa	0,798
	D5	H5	$y=a/(1+b*\exp(-c*x))$	13,9091530	3208,8521	0,1808201	logistyczna	0,832
	wartości średnie							
	D	F	$y=ax^*(bx)$	2,0061733	0,175245		geometryczna	0,675
	D	H	$y=ax^*(bx)$	2,3368894	0,062365		geometryczna	0,620
	H	F	$y=a/(1+b*\exp(-c*x))$	6,9420068	2949,1673	2,8962292	logistyczna	0,665
	F	N	$y=a/(1+b*\exp(-c*x))$	5,5404896	168,799330	1,5435401	logistyczna	0,605
2002-2003	grupy ekologiczne							
	F1-3	N1-3	$y=a+bx$	10,819105	1,0410139		liniowa	0,856
	F1-3	N1-3	$y=a+bx$	16,856219	0,9493521		liniowa	0,923
	F6-7	N6-7	$y=a+bx$	16,807774	0,4219975		liniowa	0,742
	D3	F1-3	$y=a/(1+b*\exp(-c*x))$	52,726526	351,560710	0,1741218	logistyczna	0,806
	D3	F1-3	$y=a/(1+b*\exp(-c*x))$	36,740105	73,9417720	0,1483488	logistyczna	0,935
	wartości średnie							
	F	N	$y=a/(1+b*\exp(-c*x))$	6,165777	56,5840430	1,2619449	logistyczna	0,679
	F	N	$y=a+bx$	-0,9332936	1,2434274		liniowa	0,711
	F	N	$y=a+bx$	-2,7874605	1,6889018		liniowa	0,869

Młodzawy – transekt leśny	F	R	$y=a+bx+cx^2$	41,250394	-14,67281	1,5059155	kwadratowa	0,739
Wszystkie zdjęcia	D	F	$y=a/(1+b*exp(-c*x))$	-0,0823519	-1,0372697	0,0051965	logistyczna	0,659
Młodzawy – transekt leśny	D	F	$y=a/(1+b*exp(-c*x))$	-0,0906674	-1,0465638	0,0071712	logistyczna	0,651
Młodzawy – transekt polny	D	F	$y=a+bx$	10,027814	-1,3709282		liniowa	0,907
Wigry – kateny	D	F	$y=ax^b(bx)$	1,6797918	0,1980579		geometryczna	0,932
Wszystkie zdjęcia	D	H	$y=a/(1+b*exp(-c*x))$	23,033926	18,462207	0,2935974	logistyczna	0,699
Garb Pińczowski	D	H	$y=a+bx$	-1,7074546	1,9287365		liniowa	0,860
Młodzawy – transekt leśny	D	H	$y=a+bx$	1,9664971	0,5138942		liniowa	0,805
Wigry – kateny	D	H	$y=a/(1+b*exp(-c*x))$	-0,0660715	-1,0403078	0,0049186	logistyczna	0,831

Tabela 23. Statystyczne związki między wskaźnikami glebowymi (zmienne x) a geobotanicznymi (zmienne y); 2002–2003

Poligony badawcze	Zmienne		model	Funkcja			Współczynnik korelacji (r)	
	x	y		parametry krzywej regresji				
				a	b	c		
Wigry – kateny	W	F6-7	$y=a+b*ln(x)$	-19,115306	10,912743		logarytmiczna	0,683
	W	F	$y=a/(1+b*exp(-c*x))$	6,6604607	3,5855999	0,1139828	logistyczna	0,783
Wigry – kateny	C:N	H4-5	$y=a+bx+cx^2$	-259,42273	37,215421	-1,1088560	kwadratowa	0,651
Młodzawy – transekt leśny	pH	R	$y=a+b/x$	98,808161	-495,86593		hiperboliczna	0,751
	Garb Pińczowski	pH	$y=a+b/x$	98,808161	-495,86593		hiperboliczna	0,637

Podobne zależności stwierdzono później (2002–2003), choć analiza dotyczyła wytypowanych transektów. Wykazano istotne statystycznie związki (zależności liniowe) między gatunkami sucholubnymi (F1-3) a oligotroficznymi (N1-3) dla wszystkich zdjęć łącznie i oddzielnie dla Garbu Pińczowskiego (tab. 22, ryc. 45A, B). Trzeba zaznaczyć, że zbiorowiska roślinne Garbu to przede wszystkim murawy ciepłolubne (rozdz. 4, tab. 24) zdominowane przez te grupy gatunków i to zapewne miało wpływ na wysoką korelację ( $r=0,92$ ) – tabela 22.

Dla fitocenozy układów katenalnych Wigier wykazano ściśle współzależności: między grupą gatunków wskaźnikowych gleb wilgotnych (F6-7) i nitrofilnych (N6-7) – tabela 22, rycina 45 IIA, a także między wskaźnikami przepuszczalnych gleb o uziarnieniu żwirowym lub piaszczystym i dobrej aercacji (D3) a wskaźnikami gleb bardzo suchych (często przesuszonych) i suchych (F1-3) – tabela 22, rycina 45 IIB. Uzyskane wyniki statystycznych korelacji między grupami ekologicznymi gatunków roślin potwierdzają wykazane zależności między wartościami średnimi liczb ekologicznych F, N, D, H dla badanych fitocenozy. Związki między liczbą D (szacującą wymagania płatu względem uziarnienia gleb) i H (określającą wymagania co do żyzności gleb) oraz między liczbą D i liczbą F (szacującą wilgotnościowe wymagania płatu względem gleb) są szczególnie wysokie dla zbiorowisk roślinnych katen wigierskich – odpowiednio wartości współczynnika korelacji wynoszą  $r=0,83$  i  $r=0,93$  (tab. 22, ryc. 48C i ryc. 49D). Może to być spowodowane szerokim spektrum wilgotnościowo-żyźnościowym tych fitocenozy – od trawiastych (suchych, świeżych i wilgotnych łąk) do leśnych (olsu, świerczyny, boru mieszanego).

Relacje między średnimi wartościami liczb ekologicznych F i N są wysokie i mają postać funkcji liniowej dla zbiorowisk Garbu Pińczowskiego i transektu leśnego w Młodzawach. Z jednej strony wąska amplituda ekologiczna fitocenozy Garbu Pińczowskiego względem wilgotności i trofizmu siedlisk wyrażająca się związkiem gatunków sucholubnych (F1-3) i oligotroficznych (N1-3) wpłynęła na wartości średnie liczb F i N i ich ściśle współzależności (por. ryc. 45B i 46B, tab. 22), z drugiej natomiast różne wymagania wilgotnościowo-żyźnościowe lasów w Młodzawach wpłynęły na wysoką wartości współczynnika korelacji między tymi zmiennymi (ryc. 46C, tab. 22).

Zależność średnich wartości liczb D i F dla transektu polnego Młodzaw, choć wyrażona funkcją liniową przy wysokim współczynniku korelacji ( $r=0,91$ ), jest odwrotna w stosunku do pozostałych zbiorów. Wraz ze wzrostem udziału gatunków wskaźnikowych drobnych frakcji w poziomie próchniczo-akumulacyjnym gleb, wprawdzie tylko o jeden stopień skali – (D3-4), następuje spadek wartości średniej F (6-4). Ta zależność wskazuje, że im drobniejsze są frakcje glebowe, tym mniejsza jest wilgotność siedlisk zbiorowisk polnych (od względnie wilgotnych do względnie suchych, F6-4) – rycina 48D. Oddziaływania antropogeniczne na fitocenozy polne, takie jak przesuszenie gleby w wyniku zabiegów agrotechnicznych, nawożenie, przemieszanie gleby – szczególnie jej poziomu próchniczego – czy też sztuczne nawadnianie, a także wiele innych ingerencji ze strony człowieka mogły być przyczyną odmiennego typu zależności D i F (por. ryc. 48D i ryc. 48A-C).



W przypadku czterech zbiorów zdjęć współczesnych (2002–2003) odnotowano istotne statystycznie związki między wartościami średnimi liczb ekologicznych D i H. Zbiorowisk roślinnych Garbu Pińczowskiego i transektu leśnego w Młodzawach dotyczą zależności liniowe o wysokich współczynnikach korelacji – odpowiednio  $r=0,86$  i  $r=0,81$  (tab. 22, ryc. 49).

Jak już wcześniej sygnalizowano (por. rozdz. 3.1), omówione wyżej współzależności są w znacznym stopniu zgodne z objaśnieniami E. Landolta (1977), który zwraca uwagę, że skala zawartości humusu H ma następujące związki ze skalą wiązłości i przewietrzania gleb D: wraz ze wzrostem liczby humusu H (np. do H5) wzrasta wiązłość gleb wyrażona liczbą D (np. do D5), skala wiązłości gleb D wskazuje zaś na związki z innymi skalami ekologicznymi, np. gatunki roślin z liczbą D5 mogą być związane z różną wilgotnością gleb (F5, F4, F3, F2). Niską liczbę D – 1 mają przeważnie gatunki roślin związane jednocześnie z niewielką wilgotnością podłoża (niską liczbą wilgotności F).

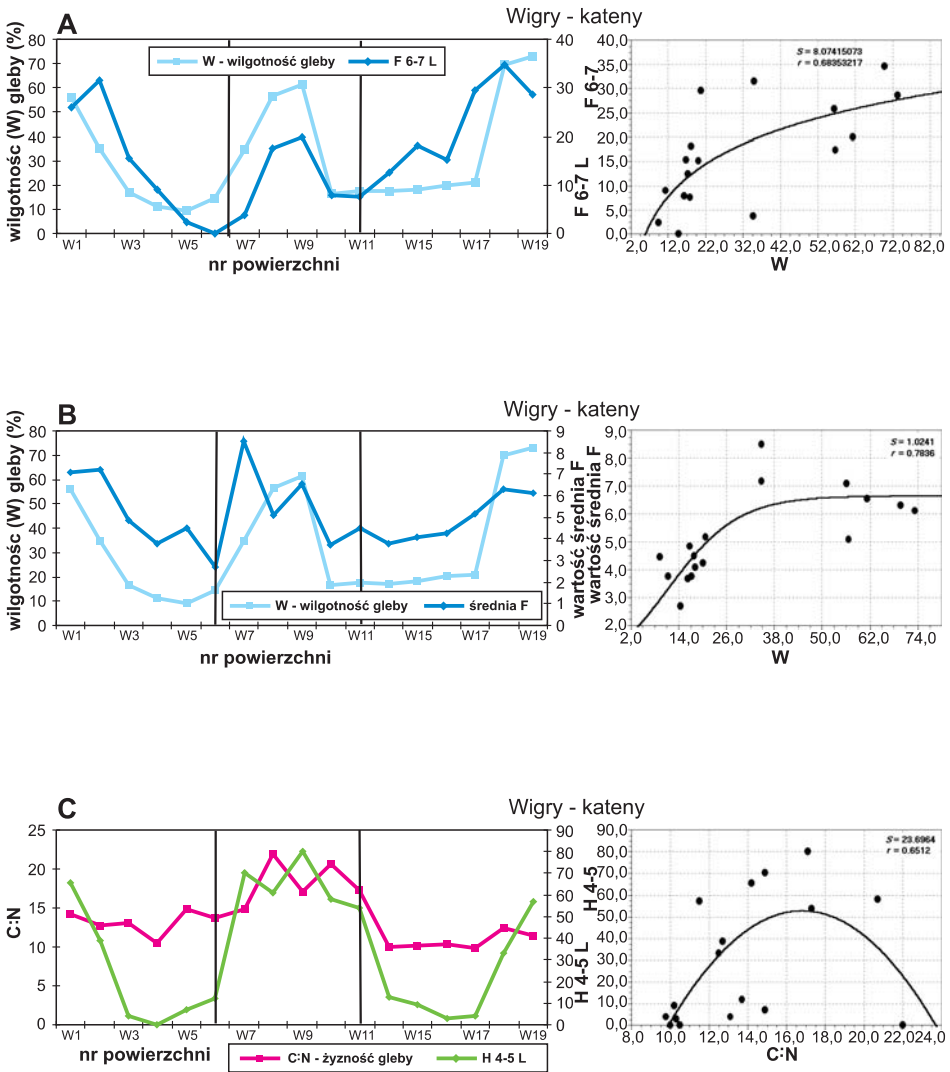
## 6.2. Powiązania korelacyjne między wskaźnikami geobotanicznymi i glebowymi

W obrębie układów katenalnych Wigier, na podstawie 17 zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących zbiorowiska roślinne i przypisane im parametry glebowe, zwłaszcza poziomu próchnicznego (A), wykazano:

- istotny statystycznie związek wilgotności chwilowej gleb **W** z udziałem liczby gatunków – wskaźników gleb wilgotnych (**F6-7**), przy czym warto zauważyć, że w zakresie niższych wartości wilgotności chwilowej (W około 10–22%) wzrost udziału gatunków wilgociolubnych (F6-7) jest wyraźniejszy niż przy wyższej wilgotności gleby. Istotny statystycznie związek najlepiej opisuje funkcja logarytmiczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,68$  (tab. 23, ryc. 50A);
- istotny statystycznie związek wilgotności chwilowej **W** w poziomie próchnicznym gleb ze średnimi ważonymi wartościami **F**. Wraz ze wzrostem do poziomu około 35% wilgotności W rośnie wyraźnie wartość średnia F (od płatów roślinnych–wskaźników gleb suchych, poprzez świeże, do wilgotnych), natomiast przy wartościach wilgotności chwilowej w zakresie 50–74% krzywa się wypłaszcza i brak jest wyraźnych tendencji zmian wartości średniej F. Zależność tę, istotną statystycznie, najlepiej opisuje dwuczłonowa funkcja logistyczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,78$  (tab. 23, ryc. 50B);
- istotny statystycznie związek wskaźnika żywności gleb **C:N** z udziałem liczby gatunków – jednoznacznych wskaźników gleb bogatych w materię organiczną (**H4-5**). Przy niższych wartościach stosunku C:N (ok. 10 do ok. 17) następuje zdecydowanie szybszy wzrost udziału gatunków wskaźnikowych gleb bogatych w materię organiczną niż przy wyższych. Zależność tę najlepiej opisuje funkcja kwadratowa przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,65$  (tab. 23, ryc. 50C).

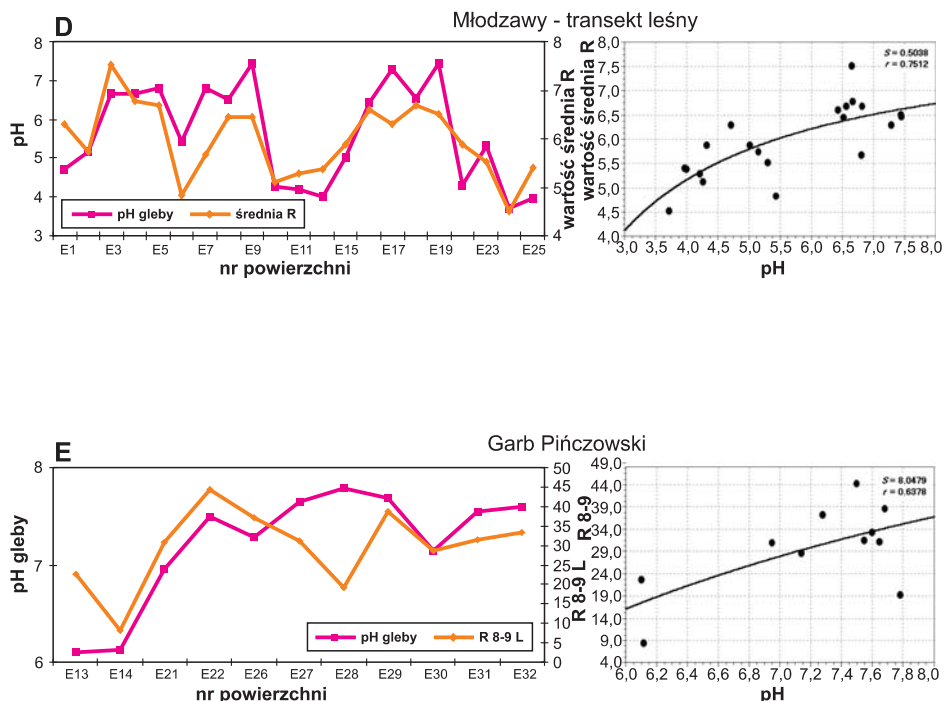
Na podstawie 21 zdjęć fitosocjologicznych i pomiarów odczynu gleb pH wykonanych w lasach okolic Młodzaw wykazano:

- istotny statystycznie związek odczynu **pH** poziomu próchnicznego gleb (A) z syntetyczną wartością średnią **R**. Wraz ze wzrostem pH gleby (od około



Ryc. 50. Związki między wskaźnikami geobotanicznymi i glebowymi

A – między wilgotnością chwilową (W) poziomu próchnicznego gleb a udziałem liczby gatunków wilgociolubnych (F6-7); B – między wilgotnością chwilową (W) poziomu próchnicznego gleb a średnimi ważonymi wartościami wilgotności (F); C – między wskaźnikiem żyźności gleb (C:N) a udziałem liczby gatunków wskaźnikowych gleb bogatych w materię organiczną (H4-5); D – między odczynem (pH) poziomu próchnicznego gleb a wartościami średnich ważonych R; E – między odczynem (pH) poziomu próchnicznego gleb a udziałem liczby gatunków wskaźnikowych gleb zasadowych (R8-9)



3,7 do 7,5) wzrasta wartość średnia liczby R – od płatów, indykatorów gleb kwaśnych i umiarkowanie kwaśnych (R4,5) do wskazujących na słabokwaśne i słabozasadowe siedliska (R7,5). Zależność tę najlepiej opisuje funkcja hiperboliczna przy współczynniku korelacji  $r=0,75$  (tab. 23, ryc. 50D).

Na podstawie analizy 11 zdjęć fitosocjologicznych i pomiarów **pH** gleby w obrębie muraw ciepłolubnych i suchych łąk Garbu Pińczowskiego wykazano:

- związek między **pH** gleby poziomu próchnicznego (A) a udziałem liczby gatunków wskazujących na gleby zasadowe bogate w wapń (**R8-9**). W zakresie pH 6,1–7,8 wzrasta wyraźnie udział liczby gatunków zasadolubnych (9%–44%). Zależność tę najlepiej opisuje funkcja hiperboliczna przy wartości współczynnika korelacji  $r=0,64$  (tab. 23, ryc. 50E).

\*

Wilgotność jest decydującym czynnikiem przy analizie lokalno-siedliskowej i opisie najniższych jednostek systematycznych, nawet w randze podzespołów czy wariantów (Matuszkiewicz W., 2001; Pender, 1997). Na podstawie pełnego zestawu gatunków budujących zbiorowiska łąkowe doliny Dolnej Ślęzy K. Pender (1997) wykazała, że różnice między syntaksonami w udziale grup gatunków wskaźnikowych dowodzą zróżnicowania wilgotnościowego siedlisk nawet w randze podzespołów. Wskazała także na znaczne różnice w odczynie gleby i zasobności siedlisk między podzespołami.

Najsilniejsze istotne statystycznie związki między wilgotnością glebową W a grupą ekologiczną gatunków wskazującą na gleby wilgotne (F6-7), a także średnią liczbą F dla analizowanych płatów wykazano dla zbiorowisk roślinnych trzech układów katenalnych Wigier (dwóch łąkowych i leśnego), które w analizie statystycznej potraktowano łącznie (ryc. 50AB). Wynik ten pozwala wnioskować, że zbiorowiska roślinne są w przypadku trzech katen dobrymi wskaźnikami wilgotności gleb, zwłaszcza niższych jej wartości. Otrzymane w niniejszym opracowaniu wyniki korelacji współzależności analizowanych zmiennych (tab. 23) zgadzają się z poglądem M. Diekmanna (1995). Sugeruje on, a także inni autorzy (Schaffers, Sykora, 2000), że najniższe wartości mierzonych parametrów wilgotności (wilgotność chwilowa, głębokość zwierciadła wody gruntowej) dają nieco lepsze korelacje ze średnimi ważonymi F niż przeciętne wartości mierzonych parametrów – wskazują bowiem, że wrażliwość roślin na okresową lub przypadkową suszę jest ważniejsza niż ich długookresowa przeciętna wilgotność oraz tolerancja na przypadkowe okresy wysokiej wilgotności gleby. Ponadto M. Diekmann (2003) zwraca uwagę, że korelacje między średnimi ważonymi F a wilgotnością gleby są zadziwiająco rzadkie, szczególnie wówczas, gdy gradient zmian jest krótki.

A. Ertsen i inni (1998) oraz S. Godefroid i inni (2003) wykazali, że w analizie relacji między roślinnością a poziomem wody gruntowej powinna być uwzględniona także struktura gleby. Dyskutują oni zwłaszcza znaczenie związków gleby i wilgotności dla trwałości gospodarki leśnej i dostępu wody do dna lasu. W prezentowanych badaniach uziarnienie gleby objaśniane jest na podstawie skali wymagań gatunków roślin – wskaźników związków (składu mechanicznego) i przewietrzania gleb (D) – rozdział 3.1, tabela 14, rycina 17.

Także dla katen wigierskich odnotowano istotny statystycznie związek wskaźnika żyzności gleb **C:N** z udziałem liczby gatunków wskaźnikowych gleb bogatych w materię organiczną (**H4-5**). Tendencja ta jest przy tym podobna do relacji liczby ekologicznej F z wilgotnością gleb, bowiem przy niższych wartościach (węższym) stosunku C:N następuje zdecydowanie szybszy wzrost udziału gatunków – wskaźników gleb bogatych w materię organiczną (ryc. 50C).

Wyraźne różnicowanie topograficzne, geomorfologiczne, siedliskowe oraz roślinności trzech katen wigierskich spowodowało, że w stosunku do innych stanowisk (Garbu Pińczowskiego, transektu leśnego i polnego w Młodzawach), związki między bezpośrednimi pomiarami glebowymi a wskaźnikami geobotanicznymi są najczęstsze. Spośród bowiem pięciu zależności – trzy dotyczą układów katenalnych Wigier. Relacje te omówiono szerzej w dalszej części pracy.

Otrzymane wyniki korelacji 'parametry gleby-ekologiczne liczby wskaźnikowe' są zgodne z danymi literaturowymi o braku istotnych statystycznie zależności między bezpośrednimi pomiarami zawartości mineralnych związków azotowych a liczbami ekologicznymi azotu N. Z praktycznego punktu widzenia indykacja azotu glebowego wydaje się szczególnie użyteczna, ponieważ jest on jednym z najważniejszych składników odżywczych w lądowych ekosystemach. Jest go zdecydowanie trudniej mierzyć laboratoryjnie niż odczyn (pH) gleby czy wilgotność. Warto tu zaznaczyć, że liczba azotu N szacowana na podstawach fitoindykacji może odpowiadać: (1) zawartości mineralnych

związków azotowych, (2) relacji C:N, (3) pomiarom innych nutrientów, takich jak związki potasu (K) i fosforu (P), a także (4) innym parametrom pochodnych samych roślin (biomasy, koncentracji azotu w liściach). Nie ma wyraźnego dowodu na to, który czynnik jest najlepiej indykowany przez liczby N, jednak na podstawie bogatego przeglądu literatury można sformułować następujące uogólnienia:

- 1) całkowita zawartość mineralnych związków azotowych ( $\text{NO}_3^-$  i  $\text{NH}_4^+$ ) jest w wielu przypadkach słabo indykowana przez średnie ważone N, natomiast często inne składniki odżywcze (P, K) są dobrze szacowane na podstawie wartości średnich ważonych N;
- 2) parametry „pochodne” od roślinności, przede wszystkim biomasa, najlepiej odpowiada średnim ważonym N, wskazującym, że liczby N nie odzwierciedlają odpowiedzi gatunków na zawartość azotu w glebie, lecz efektywnie integrują dostawę kilku składników odżywczych i innych parametrów powiązanych z potencjałem siedliska i produkcją biomasy. Faktycznie wyniki potwierdzają sugestię, że lepiej związane z liczbami N są „wartości produktywności” (Ellenberg i inni, 1991; Hill, Carey, 1997; Schaffers, Sykora, 2000).

Należy zaznaczyć, że w żadnej z analizowanych katen wigerskich nie znaleziono zgodności zmian odczynu gleby mierzonego laboratoryjnie z rozkładem uwzględnianych miar (udziały liczby gatunków o skrajnych wymaganiach w stosunku do odczynu gleby, a także wartości średniej ważonej R) i dotyczy to zarówno zbiorowisk łąkowych, trawiastych jak również lasów. Może to być związane z bardzo małymi różnicami pH gleby w poziomie próchnicznym (A) w obrębie katen. Na przykład w obrębie „stoliwa” odczyn gleby waha się tylko o jedną jednostkę (pH 6,3–7,3), „zatoki” – około 1,5 jednostki (pH 5,5–6,9), a na transekcie „dolina” około dwóch jednostek (pH 4,8–6,8) – por. rozdział 4, tabela 21. Wynik ten potwierdzają badania A. Schafersa i K. Sykory (2000), którzy wykazali, że przy  $\text{pH} > 5$  indykacyjne wartości średnich ważonych R nie zmieniają się istotnie. W takich przypadkach zastosowanie średnich R zamiennie z wartościami pH może być niewłaściwe.

Przy szerszym spektrum pH (3,5–7,5) w glebach lasów okolic Młodzaw wykazano natomiast istotny statystycznie związek odczynu pH poziomu próchnicznego gleb z syntetyczną wartością średnią R (4,0–7,5) – por. rycina 50D. Analizowany obszar leśny charakteryzuje obecność wielu różnych zbiorowisk roślinnych. Dno doliny zajmuje łągowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum*, natomiast większość pozostałego obszaru zajmują różne postaci grądów – *Tilio-Carpinetum*, głównie postaci typowej, z *Quercus petraea* i *Carpinus betulus* w drzewostanie, ale także występuje postać uboga z sosną *Pinus sylvestris*. Są to zbiorowiska występujące na różnych typach gleb o odmiennych wymaganiach siedliskowych, w tym – względem odczynu (pH) – rozdział 4, tabela 24. Znalazło to wyraz w silnie istotnej statystycznie współzależności ‘pH gleby–liczba reakcji R’ (ryc. 50D).

Natomiast przy wąskiej amplitudzie odczynu – niespełna dwóch jednostek (pH ok. 6,1–7,8) słabokwaśnych, obojętnych i słabozasadowych gleb ciepłolubnych zbiorowisk Garbu Pińczowskiego nie dziwi wzrost (wraz ze wzrostem odczynu gleby) udziału grupy gatunków roślin bazyfilnych – R8-9 (ryc. 50E).

Wprawdzie badania A. Schafersa i K. Sykory (2000), wykazały, że przy  $\text{pH} > 5$  średnie ważone R nie zmieniają się istotnie, jednak holenderscy naukowcy w dużym zbiorze danych (3000 powierzchni zbiorowisk łąkowych) w Holandii (Wamelink i inni, 2002), a także E. Roo-Zielińska (2004) w różnych typach zbiorowisk roślinnych Poniższa znaleźli istotny statystycznie związek średnich ważonych R z mierzonymi wartościami pH.

Statystycznej zależności wartości wskaźnikowych Ellenberga wilgotności F, azotu N oraz reakcji R z pomiarami właściwości gleb, poszukiwali A. Schafers i K. Sykora (2000) analizując 74 płyty roślinne w 14 różnych typach zbiorowisk Holandii. Okazało się, że wartości wilgotności F Ellenberga korelowały najlepiej ze średnią najniższą wilgotnością glebową w okresie lata. Natomiast wartości indykacyjne N wydają się być tylko słabo skorelowane z glebowym azotem mineralnym i dostępnym dla roślin. Podobne wyniki otrzymali także M. Degórski (1982) w uroczysku „Grabowy” oraz E. Roo-Zielińska i inni (2003) w Wigierskim Parku Narodowym. Natomiast A. Schaffers i K. Sykora (2000) oraz M. Hill i P. Carey (1997) wykazali silną korelację liczby azotowej Ellenberga N z produkcją biomasy i proponują, aby liczbę N zastąpić „liczbą produktywności (wydajności)” *productivity values*. Także M. Diekmann (2003) zwraca uwagę, że całkowita zawartość mineralnych związków azotowych ( $\text{NO}_3^-$  i  $\text{NH}_4^+$ ) jest w wielu przypadkach słabo „indykowana” przez wartości średnich ważonych N. Inne składniki odżywcze, a wśród nich przede wszystkim fosfor i potas są dobrze „oceniane” przez średnie ważone N.

Według A. Schaffersa i K. Sykory (2000) średnie wartości pH dla stanowiska korelują najlepiej ( $r=0,92$ ) z całkowitą zawartością wapnia (łącznie wapń wymienny  $\text{Ca}^{+2}$  oraz pochodzący z węglanów wapnia). Na tej podstawie autorzy opracowania proponują zastąpienie liczby R „liczbą wapnia”. Sugerują również, że stosowanie pokrycia projekcyjnego gatunków w szacowaniu średnich wartości wskaźnikowych dla konkretnego płatu zbiorowiska roślinnego zwiększa przydatność analiz statystycznych do wykazania zależności ‘roślinność–gleba’. Na zakończenie autorzy ci wyrażają pogląd, że system liczb wskaźnikowych Ellenberga dostarcza bardzo wartościowego narzędzia do oceny warunków siedliskowych pod warunkiem, że ocenie podlegają właściwe parametry siedliska.

Ocena właściwości siedlisk na podstawie ekologicznych skal liczb wskaźnikowych jest szybka, tania i wiarygodna, a uzyskane wyniki w większości odpowiadają rzeczywistym pomiarom glebowym. Brak wysokiej korelacji między wartościami liczb wskaźnikowych a danymi glebowymi w wielu przypadkach wynika z tego, że inne cechy są mierzone, a inne indykowane (Schafers, Sykora, 2000; Diekmann, 2003). Zdarza się jednak, że nie dysponujemy danymi glebowymi, ze względu na kosztowne i pracochłonne metody terenowe i laboratoryjne. Wówczas znakomicie sprawdzają się gatunki roślin i budowane przez nie zbiorowiska jako wskaźniki warunków siedliskowych, a ich znaczenie „indykacyjne” wyrażone jest poprzez ekologiczne liczby wskaźnikowe (Ellenberg i inni 1991; Landolt, 1977; Zarzycki i inni, 2002; Roo-Zielińska, 2004).



### 6.3. Powiązania korelacyjne między topografią, glebą i roślinnością w skali lokalnej

Już R. Whittaker (1973) zwrócił uwagę, że można analizować gradient środowiskowy według nie tylko jednego, ale także kilku czynników, na przykład topografii terenu i wilgotności gleb. Roślinność reaguje bowiem i na zmiany wilgotności (Degórski, 1990, 2002; Roo-Zielińska, 2004; Walker, Langridge, 1996), i na różnice żyzności (Degórski, 2002; Roo-Zielińska, 2004; Pugnaire, Luque, 2001; Elgersma, Dhillon, 2002), odczynu (pH) gleb (Pärtel i inni, 2004) oraz przewodnictwa elektrycznego (K). W skali lokalnej na kształtowanie zbiorowisk roślinnych może mieć wpływ, poza właściwościami gleb, intensywność światła dochodzącego do warstwy runa zbiorowisk roślinnych (Diekmann, 1995; Roo-Zielińska, 2004).

Analizy opisanych zależności są przeprowadzane najczęściej w powtarzalnych przestrzennie sekwencjach glebowo-roślinnych, zależnych przede wszystkim od rzeźby terenu i związanych z nią cech pośrednich. Są to toposekwencje (Milne i inni, 1935; Nettleton i inni, 1986) lub chronosekwencje glebowo-roślinne (Salisbury, 1925; Vreeken, 1975; Huggett, 1998).

Zależności w obrębie wskaźników geobotanicznych, a także ich powiązań z parametrami glebowymi zostały omówione w poprzednim rozdziale między innymi na podstawie trzech układów katenalnych reprezentatywnych dla większego obszaru – Wigierskiego Parku Narodowego. Zależności te dotyczyły fitocenotycznego poziomu organizacji szaty roślinnej i tylko prostych relacji między wskaźnikami geobotanicznymi a parametrami glebowymi. Jak wykazano, były one w większości istotne statystycznie, z wysokimi wartościami współczynników korelacji (rozd. 6.2, tab. 23). To zainspirowało autorów opracowania do poszukiwania dalszych szczególnych zależności ‘topografia–gleby–roślinność’ w skali lokalnej na transektach Wigierskiego Parku Narodowego.

Podstawowym celem analizy było znalezienie odpowiedzi na pytanie, czy w skali lokalnej, w warunkach zróżnicowanej topografii analizowanych katen, sekwencja zmian wskaźników glebowych znajduje odzwierciedlenie w sekwencji zmian cech zbiorowisk roślinnych (m.in. ich bogactwa gatunkowego, ilościowej i jakościowej kompozycji gatunkowej oraz roli wskaźnikowej gatunków).

Numery powierzchni badawczych trzech katen wraz z wysokością npm., typami zbiorowisk roślinnych, liczbą gatunków roślin naczyniowych je budujących, a także typami gleb przedstawia tabela 24. Łącznie, w obrębie trzech katen wytypowano 17 powierzchni badawczych (por. rozdz. 5, ryc. 39, tab. 21).

Ocena powiązań między 23 zmiennymi (tab. 25) wykonana na podstawie korelacji pozwoliła na wydzielenie 6 grup istotnie statystycznie różnych, w których wartość współczynnika korelacji między zmiennymi była większa niż 0,6 (tab. 26).

1. Pierwsza z nich obejmowała wartości średnich ważonych liczb określających wymagania zbiorowisk roślinnych względem:

- intensywności światła (L),
- kwasowości gleb opisanych liczbą reakcji (R).

Grupa ta wskazuje zatem na zależność, jaka zachodzi między tymi dwiema zmiennymi (L i R). Uzyskana prawidłowość wskazuje, że im bardziej gleby są naświetlone, tym są „mniej zdolne” do zakwaszania oraz „cieplejsze” w porów-



Tabela 24. Skrócona charakterystyka stanowisk badawczych na transektach w Wigierskim Parku Narodowym

Numer kolejny	Numer zdjęcia fitosocjologicznego	Wysokość m npn.	Typ zbiorowiska roślinnego	Typ gleby	Liczba ęgakunków warstwy runa
Transekt 1 („Stoliwo”)					
1	W19	136,5	mokra łąka turzycowa ( <i>Caricetum gracilis</i> )	gruntowo-glejowa	14
2	W18	137,1	łąka wilgotna ( <i>Calthion</i> )	mułowo-glejowa	26
3	W17	137,4	łąka świeża ( <i>Arrhenatherion</i> )	brunatna	27
4	W16	139,4	łąka świeża ( <i>Arrhenatherion</i> )	brunatna	33
5	W15	146,0	łąka świeża ( <i>Arrhenatherion</i> )	brunatna	33
6	W14	155,4	łąka sucha ( <i>Arrhenatherion</i> z el. kserotermicznymi)	brunatna	31
Transekt 2 („Dolina”)					
1	W7	133,7	łęg na terenie zabagnionym ( <i>Fraxino-Alnetum</i> )	mułowo-glejowa	27
2	W8	134,1	świerczyna na torfie ( <i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i> )	torfowa	23
3	W9	134,9	świerczyna na torfie ( <i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i> )	torfowa	15
4	W10	138,1	bór mieszany świerkowo-sosnowy ( <i>Serratulo-Pinetum</i> )	brunatna kwaśna bielicowana	25
5	W11	140,4	bór mieszany świerkowo-sosnowy ( <i>Serratulo-Pinetum</i> )	brunatna bielicowana	26
Transekt 3 („Zatoka”)					
1	W1	132,4	wilgotne ziólorośla ( <i>Filipendulo-Greraniatum</i> )	torfowa	27
2	W2	132,8	wilgotne ziólorośla ( <i>Filipendulo-Greraniatum</i> )	murszowa	19
3	W3	134,5	łąka świeża ( <i>Arrhenatheretum</i> )	brunatna	26
4	W4	143,3	łąka sucha ( <i>Arrhenatherion</i> z el. kserotermicznymi)	brunatna właściwa	23
5	W5	146,5	murawa piaskowa ( <i>Koelerio-Coryneporetea</i> z el. <i>Onopordion</i> )	brunatna właściwa	44
6	W6	147,3	ugór ( <i>Agropyretum repentis</i> )	brunatna	28

naniu z glebami zacienionymi. Substancja organiczna rozkłada się w glebach naświetlonych szybciej, są one też intensywniej zmieniane przez faunę glebową. Zależność ta może być uwarunkowana rozmieszczeniem przestrzennym zbiorowisk leśnych, głównie iglastych i związanych z nimi kwaśnych gleb bielicoziemnych oraz zbiorowisk łąkowych bardziej prześwietlonych wykształconych na żyzniejszych, głównie brunatnoziemnych glebach. Prawdopodobnie tę potwierdza ujemnie skorelowana wartość stosunku węgla organicznego do azotu (C:N) w glebie ze średnimi wartościami liczby światła (L) i kwasowości – reakcji (R). Wskazuje to na węższy stosunek C:N w bardziej prześwietlonych płatach roślinności, czyli żyzniejszych w porównaniu z płatami bardziej zacienionymi.

2. Drugą główną grupą porządkująca rozkład innych zmiennych, to wzajemnie ze sobą związane:

- udział gatunków o liczbie wilgotności 3 – wskazujący na gleby względnie suche (F3),
- udział gatunków o liczbie wilgotności 4 – wskazujący na gleby przeciętnie wilgotne (F4),
- łączny, procentowy udział gatunków o liczbie wilgotności 3 i 4 (F3-4),
- wysokość npm. (WYS),
- wysokość względna (WYS2).

Grupa ta najlepiej charakteryzuje główny układ czynników decydujących o przestrzennym rozkładzie typów zbiorowisk roślinnych i gleb. Jest nim współzależność wilgotności, zwłaszcza udziału gatunków o umiarkowanych wymaganiach względem wilgotności gleb (F4) oraz wysokości położenia danego płatu npm.

Pomiędzy tą grupą a następną (trzecią), wyodrębnia się grupa pośrednia, charakteryzująca zależności wynikające z odczynu gleby. Tworzą ją gatunki o liczbie kwasowości 7, tzn. wskazujące na gleby słabokwaśne i słabozasadowe (R7), łączny udział gatunków o liczbach kwasowości (reakcji) 7 i 8 (R7-8), a także gatunki wskazujące na gleby zasadowe (R8).

3. Trzecią grupę stanowią zmienne związane ze strukturą warstwy runa: bogactwem gatunkowym opisanym na podstawie wskaźnika równomierności (H\_HMAX), liczby gatunków (L\_GAT), liczby gatunków o pokryciu >10% (H10) oraz wskaźnika maksymalnej różnorodności (HMAX).

4. Czwarta – to grupa powiązanych ze sobą zmiennych – cech glebowych: odczynu (pH), przewodnictwa elektrycznego (K) i wilgotności (W), które nawiązują do żyzności gleb (C:N). Większej wartości wskaźnika pH, odpowiada wyższa wartość przewodnictwa elektrycznego (K), jak również większa wilgotność gleb (W).

5. Kolejna, piąta grupa zmiennych również nawiązuje do troficzności siedlisk. Tworzą ją zmienne:

- wilgotność gleby (W),
- zawartość węgla organicznego w glebie (C),
- zawartość azotu mineralnego w glebie (N), a także
- średnia ważona liczba wilgotności (F).

Wzrost wartości wyżej wymienionych parametrów glebowych wpływa na wzrost żyzności analizowanych siedlisk.

6. Ostatnią, szóstą grupę stanowią zmienne związane z przestrzennym zróżnicowaniem zawartości azotu w siedliskach. Dotyczy to:

- udziału gatunków oligotroficznych – o liczbie azotu 3 (N3),
- łącznego udziału gatunków skrajnie oligotroficznych – o liczbie azotu 2 i oligotroficznych o liczbie 3 (N2-3).

Tabela 25. Objasnienia skrótów zmiennych

Skrót	Objasnienie
L_GAT	liczba gatunków roślin zielnych na powierzchni 20 m <sup>2</sup>
H10	wskaźnik różnorodności runa liczony wzorem $H10 = - \sum p_i \log_{10} p_i$ , gdzie $p_i$ – udział pokrywania <i>i</i> tego gatunku w ogólnym pokryciu roślinnością
HMAX	wskaźnik maksymalnej różnorodności runa liczony wzorem $HMAX = \log_{10} n$ , gdzie $n$ – liczba gatunków
H_HMAX	wskaźnik równomierności liczony wzorem $H\_HMAX = H10/HMAX$
WYS	bezwzględne położenie punktu pomiarowego (m npm.)
WYS2	względne położenie punktu pomiarowego (dla najniższego na transekcji WYS2 = 0 dla najwyższego WYS2 = 100)
PH	pH w poziomie A gleby
K	przewodnictwo elektryczne w poziomie A gleby (mS)
W	wilgotność chwilowa w poziomie A gleby (%)
C	zawartość węgla organicznego w poziomie A gleby (%)
N	zawartość całkowitego azotu w poziomie A gleby (%)
C_N	stosunek węgla do azotu
LIND	średnia ważona liczba wymagań świetlnych liczona na podstawie liczby gatunków
FIND	średnia ważona liczba wilgotności liczona na podstawie liczby gatunków
FIND3	% gatunków o liczbie wilgotności = 3
FIND4	% gatunków o liczbie wilgotności = 4
FIND34	% gatunków o liczbie wilgotności = 3 i 4
RIND	średnia ważona liczba kwasowości liczona na podstawie liczby gatunków
RIND7	% gatunków o liczbie kwasowości = 7
RIND8	% gatunków o liczbie kwasowości = 8
RIND78	% gatunków o liczbie kwasowości = 7 i 8
NIND	średnia ważona liczba wymagań w stosunku do azotu liczona na podstawie liczby gatunków
NIND2	% gatunków o liczbie azotu = 2
NIND3	% gatunków o liczbie azotu = 3
NIND23	% gatunków o liczbie azotu = 2 i 3

Należy również podkreślić, że w przestrzennej zmienności i współzależności analizowanych zmiennych do prawidłowości należą ujemne korelacje między zmiennymi grupy 2 i 5 oraz między niektórymi cechami z 3 i 4 grupy (tab. 26).

Analiza PCA (*Principal Component Analysis*) wykonana dla przebiegu 23 zmiennych (tab. 28) we wszystkich punktach badawczych położonych na trzech kate-

Tabela 26. Wskaźniki korelacji Pearsona między 23 zmiennymi\*

Zmienne	C_N	LIND	RIND	FIND3	FIND4	FIND34	WYS	WYS2	RIND8	RIND78	RIND7	H_HMAX	L_GAT	H10	HMAX	PH	K	W	FIND	C	N	NIND3	NIND23	
C_N	1	-0,78	-0,68																					
LIND	-0,78	1	0,719																					
RIND	-0,68	0,719	1																					
FIND3				1	0,78	0,885	0,804	0,869											-0,67	-0,71				
FIND4				0,78	1	0,982	0,7	0,667											-0,84	-0,83	-0,77			
FIND34				0,885	0,982	1	0,766	0,761											-0,83	-0,84	-0,76			
WYS				0,804	0,7	0,766	1	0,828												-0,72	-0,61			
WYS2				0,869	0,667	0,761	0,828	1	0,684										-0,68	-0,75				
RIND8								0,684	1	0,684		0,608												
RIND78								0,684	1	0,925														
RIND7									0,925	1														
H_HMAX									0,608		1	0,648	0,797	0,676										
L_GAT											0,648	1	0,963	0,979										
H10											0,797	0,963	1	0,984					-0,63					
HMAX											0,676	0,979	0,984	1					-0,62					
PH															1	0,679								
K															0,679	1	0,688							
W				-0,673	-0,842	-0,832	-0,68										0,688	1	0,66	0,701				
FIND				-0,707	-0,833	-0,835	-0,72	-0,75										0,66	1	0,735				
C					-0,773	-0,756	-0,61											0,701	0,735	1	0,615			
N																				0,615	1			
NIND3																						1	0,697	
NIND23																						0,697	1	

\* przedstawiono tylko wskaźniki o wartości absolutnej powyżej 0,6.

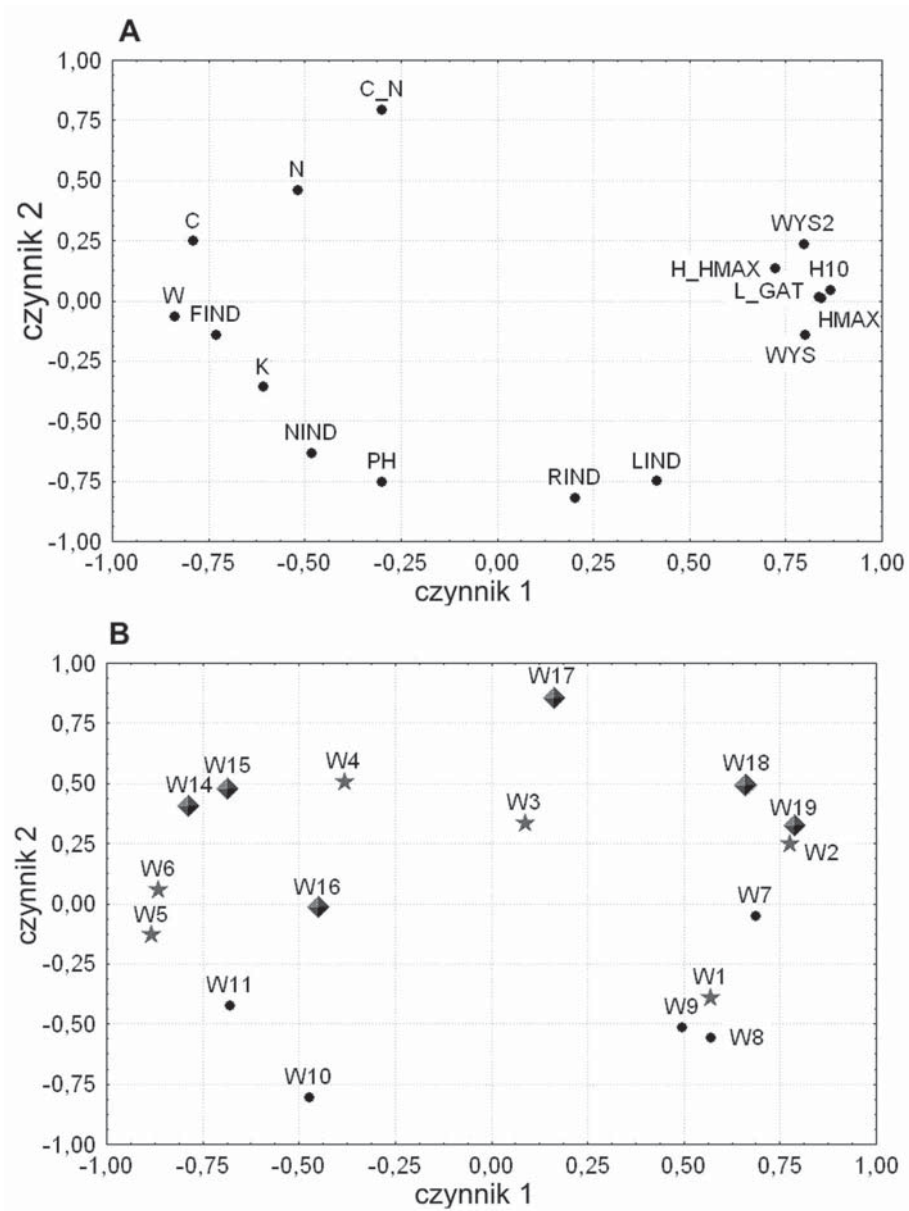
nach wykazała, że czynnikami porządkującymi zmienność przestrzenną badanych toposekwencji są gradient wilgotnościowo-wysokościowy (pierwszy czynnik) i gradient żyznościowy, wyrażony zawartością węgla organicznego i azotu mineralnego w glebach oraz ich odczynem (drugi czynnik). Należy jednak podkreślić, że wpływ pierwszego czynnika na dywersyfikację zbioru jest wyraźniejszy niż drugiego, silniej bowiem porządkuje zbiór zmiennych (ryc. 51A). Wskazuje to, że głównym czynnikiem determinującym przestrzenną zmienność roślinności i gleb jest wilgotność. Są z nią istotnie statystycznie związane między innymi cechy struktury warstwy runa: wskaźniki różnorodności (H10), wskaźnik maksymalnej różnorodności (HMAX) oraz liczba gatunków (LGAT) – tabela 27.

Tabela 27. Ładunki czynników otrzymane na podstawie analizy głównych składowych (PCA) dla 16 zmiennych

Zmienne	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3
W	<b>-0,839</b>	-0,065	0,233
C	<b>-0,790</b>	0,249	0,251
FIND	<b>-0,731</b>	-0,141	0,318
H_HMAX	<b>0,722</b>	0,138	0,374
WYS2	<b>0,796</b>	0,237	-0,331
WYS	<b>0,798</b>	-0,139	-0,241
L_GAT	<b>0,834</b>	0,018	0,439
HMAX	<b>0,841</b>	0,010	0,468
H10	<b>0,865</b>	0,047	0,474
RIND	0,201	<b>-0,818</b>	-0,253
PH	-0,300	<b>-0,750</b>	0,403
LIND	0,413	<b>-0,749</b>	-0,176
C_N	-0,299	<b>0,794</b>	0,280
NIND	-0,484	-0,631	-0,033
K	-0,608	-0,358	0,404
N	-0,519	0,461	-0,389
Expl.Var	7,069	3,344	1,814
Prp.Totl	0,442	0,209	0,113

Ładunki o wartości bezwzględnej >0,7 wytłuszczono.

Analiza PCA dla wszystkich badanych obiektów została przeprowadzona według trzech osi porządkujących. Pierwsza związana jest z gradientem wysokościowym, druga z użytkowaniem terenu (zbiorowiska leśne–zbiorowiska nieleśne), trzecia z jego morfogenezą (tab. 28). Na tej podstawie wykazano, że dla zbiorowisk leśnych czynnikiem różnicującym ich przestrzenny rozkład jest gradient żyznościowy, zaś dla płatów z roślinnością nieleśną brak jest zasadniczego czynnika decydującego o zróżnicowaniu między położeniem płatów w toposekwencjach (ryc. 51B). Należy podkreślić, że w obu przypadkach analiz PCA, dwie pierwsze osie (gradient wysokościowy i sposób użytkowania terenu) objaśniają ponad 60% zmienności, trzecia zaś (związana z morfogenezą układów katenalnych) tylko około 10%.



Ryc. 51. Wyniki analizy głównych składowych (PCA)

A – dla 16 zmiennych (ładunki poszczególnych czynników zawiera tab. 27);  
 B – dla 17 stanowisk (ładunki poszczególnych czynników zawiera tab. 28);  
 gwiazdka – stanowiska badawcze (W1–W6) poligonu – „Wysoczyzna morenowa” („Zatoka”);  
 kropka – stanowiska badawcze (W7–W11) poligonu „Czarna Hańcza”;  
 romb – stanowiska badawcze (W14–W19) poligonu „Stoliwo kemowe”

Tabela 28. Ładunki czynników otrzymane na podstawie analizy głównych składowych (PCA) dla 17 stanowisk

Stanowiska	Czynnik 1	Czynnik 2	Czynnik 3
W5	<b>-0,884</b>	-0,128	0,029
W6	<b>-0,864</b>	0,060	0,380
W14	<b>-0,784</b>	0,409	-0,289
W2	<b>0,777</b>	0,251	0,534
W19	<b>0,787</b>	0,313	-0,036
W10	-0,475	<b>-0,804</b>	0,116
W17	0,160	<b>0,864</b>	-0,228
W16	-0,451	-0,017	<b>-0,728</b>
W4	-0,385	0,509	<b>0,731</b>
W8	0,570	-0,557	-0,173
W9	0,495	-0,514	0,164
W11	-0,680	-0,423	0,010
W1	0,568	-0,388	-0,056
W7	0,686	-0,048	-0,229
W3	0,084	0,338	0,680
W15	-0,685	0,491	-0,340
W18	0,663	0,501	-0,441
Expl.Var	6,711	3,512	2,530
Prp.Totl	0,395	0,207	0,149

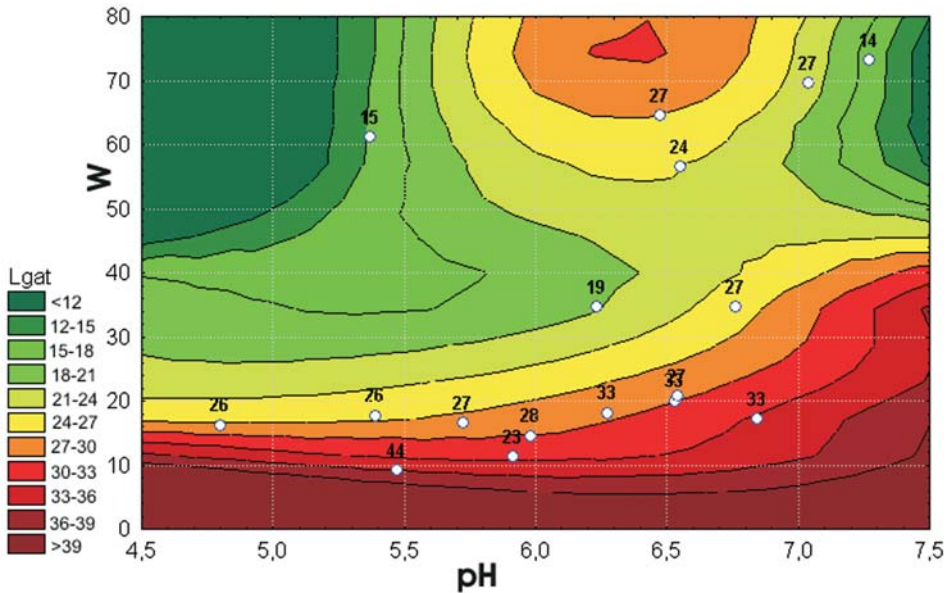
Ładunki o wartości bezwzględnej >0,7 wytuszczono.

Określenie czynników oddziałujących na przestrzenne rozmieszczenie płatów w badanych toposekwencjach pozwoliło na poszukiwanie zależności pomiędzy nimi i określaniu ich wpływu na przestrzenne zależności 'gleba-roślinność'. Jednym z efektów tych powiązań jest kształtowanie się liczby gatunków w poszczególnych płatach. Wykonana na podstawie analizy statystycznej ocena zależności liczby gatunków od odczynu gleby i jej wilgotności wskazała na kilka prawidłowości, między innymi na to, że przy pH 6–7 wilgotność nie ma istotnego wpływu na liczbę gatunków, natomiast przy wzroście pH i wilgotności oraz zmniejszaniu się pH i wzroście wilgotności liczba gatunków wyraźnie spada (ryc. 52). Prawidłowość ta może być spowodowana specyficzną dynamiką odczynu gleby, który jest cechą bardzo zmienną (Degórski, 1990), choć jak wynika z wielu badań odpowiedź roślinności (mierzona średnią ważoną liczbą reakcji – R Ellenberga) na zmiany pH > 5 może być nieistotna (Schafers, Sykora, 2000). Warto jednak odnotować, że holenderscy naukowcy (Wamelink i inni, 2002) w dużym zbiorze danych (3000 powierzchni zbiorowisk łąkowych w Holandii) znaleźli istotny statystycznie związek średnich ważonych liczb wskaźnikowych (R) z mierzonymi w glebie wartościami pH.

Statystycznie istotna zależność została stwierdzona również pomiędzy wartością stosunku zawartości węgla organicznego i ogólnej zawartości azotu w badanych glebach (C:N) a średnią wartością liczby reakcji R wskazującą na



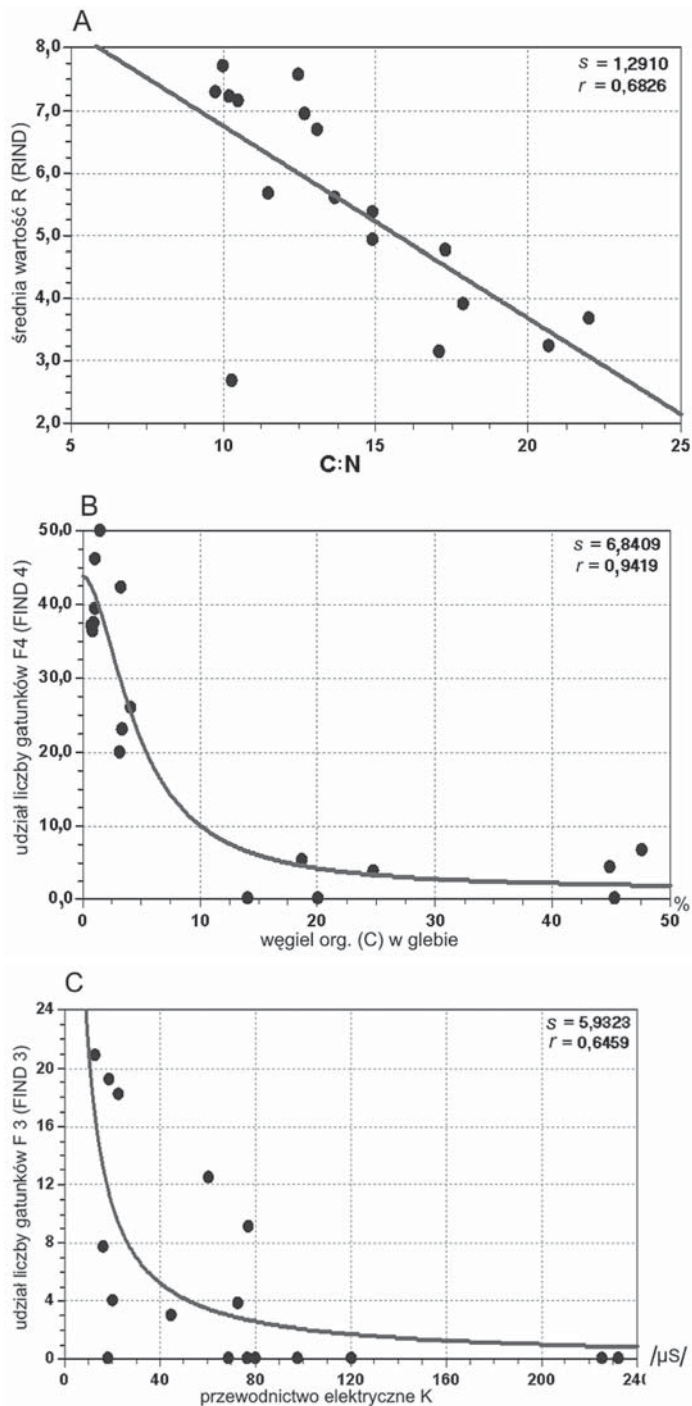
przeciętne wymagania ekologiczne badanych płatów roślinnych względem odczynu gleby. Zależność ta jest odwrotnie proporcjonalna i ma charakter liniowy, co oznacza, że dla gleb ubogich, o kwaśnym odczynie typowy jest szeroki stosunek C:N, charakterystyczny dla gleb o niskiej aktywności biologicznej i chemicznej, zaś wysoka wartość wskaźnika R odpowiada glebom żyznym i bardzo „sprawnym ekologicznie” (ryc. 53A). Spostrzeżenie to jest zgodne z ogólnymi zależnościami, stwierdzonymi w pokrywie glebowej pomiędzy odczynem a procesami zachodzącymi w materii organicznej (Dziadowiec, 1990; Bednarek i inni, 2005; Degórski, 1990, 2002).



Ryc. 52. Wpływ odczynu gleby (pH) i jej wilgotności (W%) na liczbę gatunków (Lgat) w płacie roślinnym

W porównaniu z korelacją liniową, jeszcze wyraźniejsze zależności między zmiennymi istotnie statystycznie wpływające na przestrzenne zróżnicowanie roślinności i gleb otrzymano na podstawie parametrów modeli regresji nieliniowych (tab. 29).

Wśród statystycznie istotnych związków pomiędzy czynnikami charakteryzującymi relacje 'gleby-roślinność' jest odwrotnie proporcjonalna zależność między zawartością węgla w glebie a udziałem gatunków wskaźnikowych siedlisk przeciętnie wilgotnych F4. Charakteryzuje ją wyraźna dwuczłonowość siły związku pomiędzy zmiennymi: przy niskiej zawartości węgla organicznego w poziomie organicznym gleby (do 8%) następuje znacznie silniejszy spadek udziału gatunków o umiarkowanych wymaganiach względem wilgotności (F4), w warunkach wzrostu zawartości węgla organicznego w glebie powyżej 10% zależność ta słabnie (ryc. 53B).

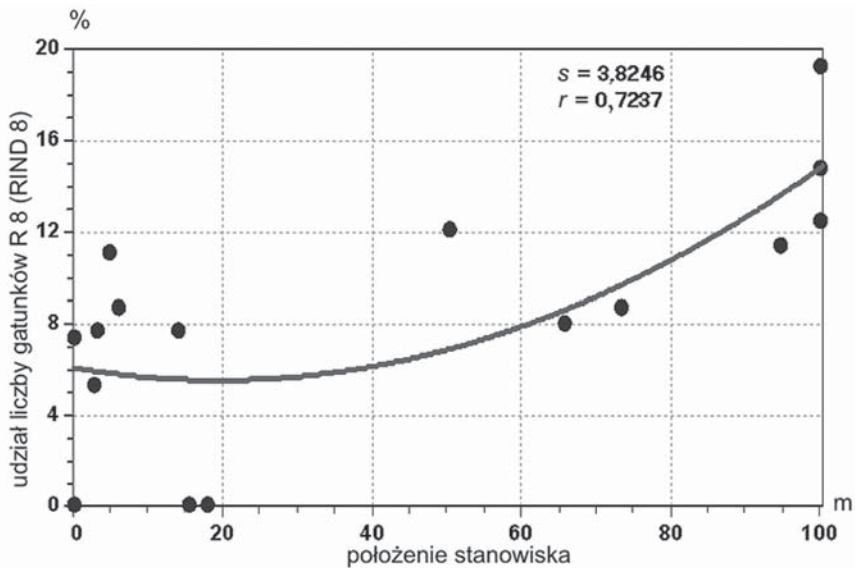


Ryc. 53. Związek między zmiennymi:

A – średnią wartością liczy wskaźnikowej RIND a wartościami stosunku C:N w glebie; B – udziałem liczby gatunków – wskaźników siedlisk przeciętnie wilgotnych FIND 4 a zawartością węgla organicznego w glebie (C); C – udziałem liczby gatunków – wskaźników siedlisk suchych FIND 3 a przewodnictwem elektrycznym w glebie (K)

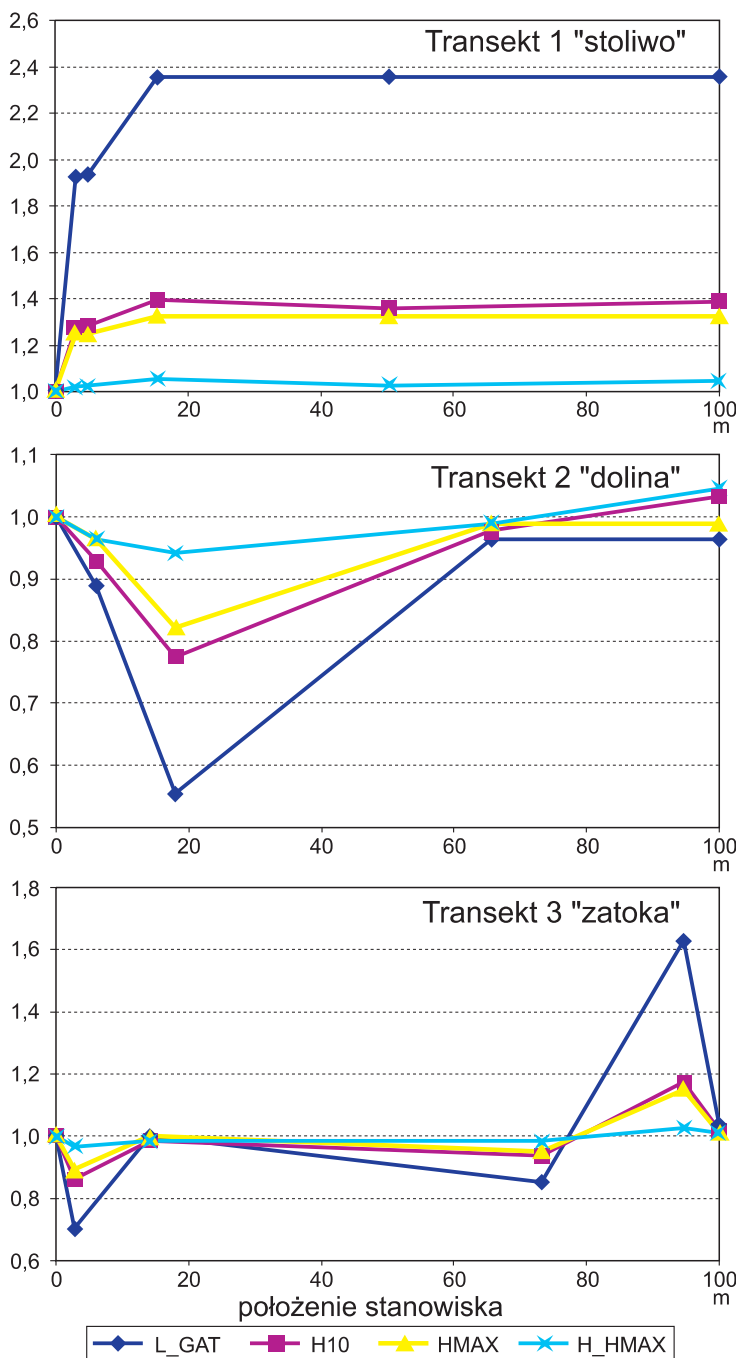
Podobny rozkład funkcji regresji możemy zaobserwować w przypadku zależności przewodnictwa elektrycznego i udziału gatunków sucholubnych (F3). Tu także występuje dwuczłonowość. W warunkach niskich wartości przewodnictwa elektrycznego (w zakresie od 0 do  $70 \times 10^{-6}$  S) wzrasta udział gatunków o liczbie wilgotności 3 (F3), zaś powyżej tej wartości ta grupa gatunków nie występuje (ryc. 53C). Przyczyna tego związku wynika z wprost proporcjonalnego wzrostu przewodnictwa elektrycznego i wilgotności. W warunkach dużej wilgotności gleby wzrasta również przewodnictwo elektryczne, a tym samym zaczynają dominować w runie gatunki wilgociolubne.

Interesujące jest także, że we wszystkich katenach udział gatunków zasadolubnych (R8) wzrasta wraz ze względną wysokością (ryc. 54). W dolnych partiach katen przeważają bowiem typy gleb kwaśnych, głównie torfowe i oglejone, w wyższych natomiast gleby brunatne o wyższym pH w poziomie próchnicznym (A), stąd większy udział gatunków zasadolubnych (R8) w górnych partiach katen.

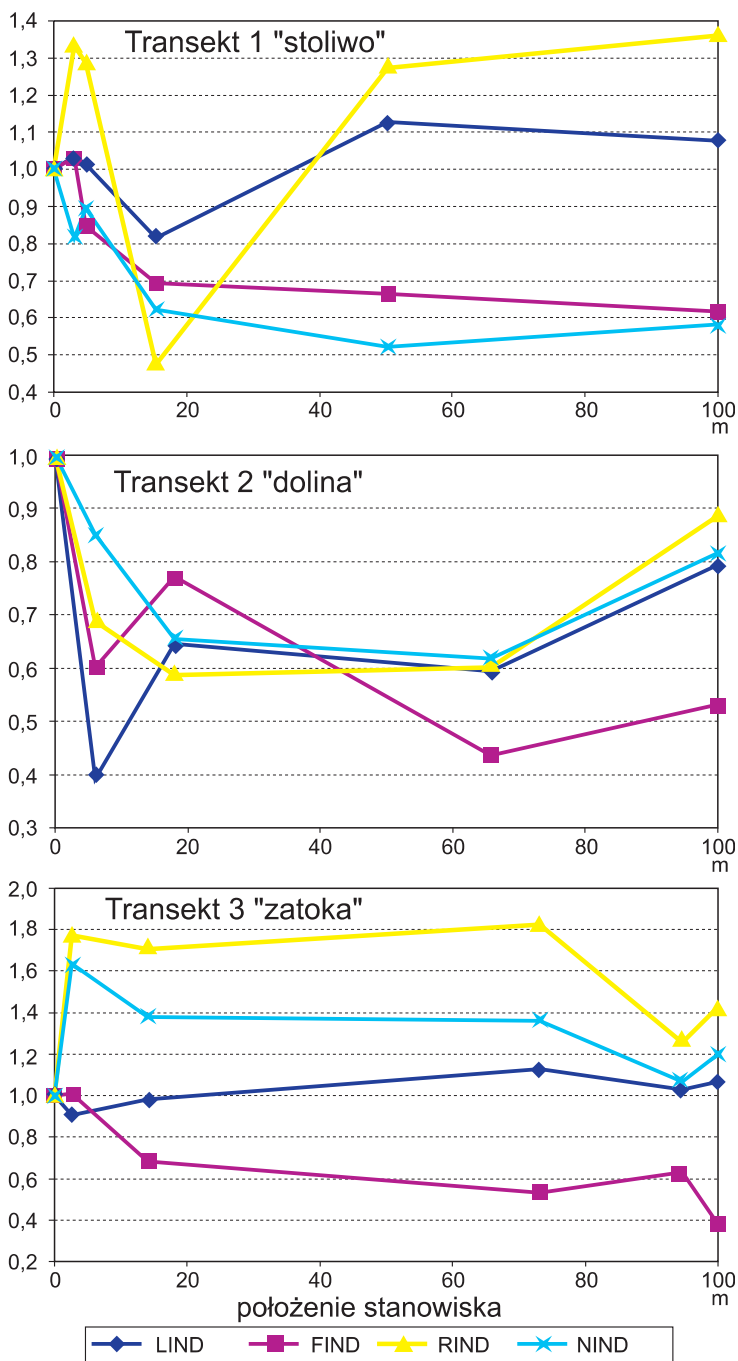


Ryc. 54. Wpływ położenia stanowisk badawczych (npm.) na trzech katenach w Wigierskim Parku Narodowym na udział gatunków roślin – wskaźników gleb zasadowych RIND 8

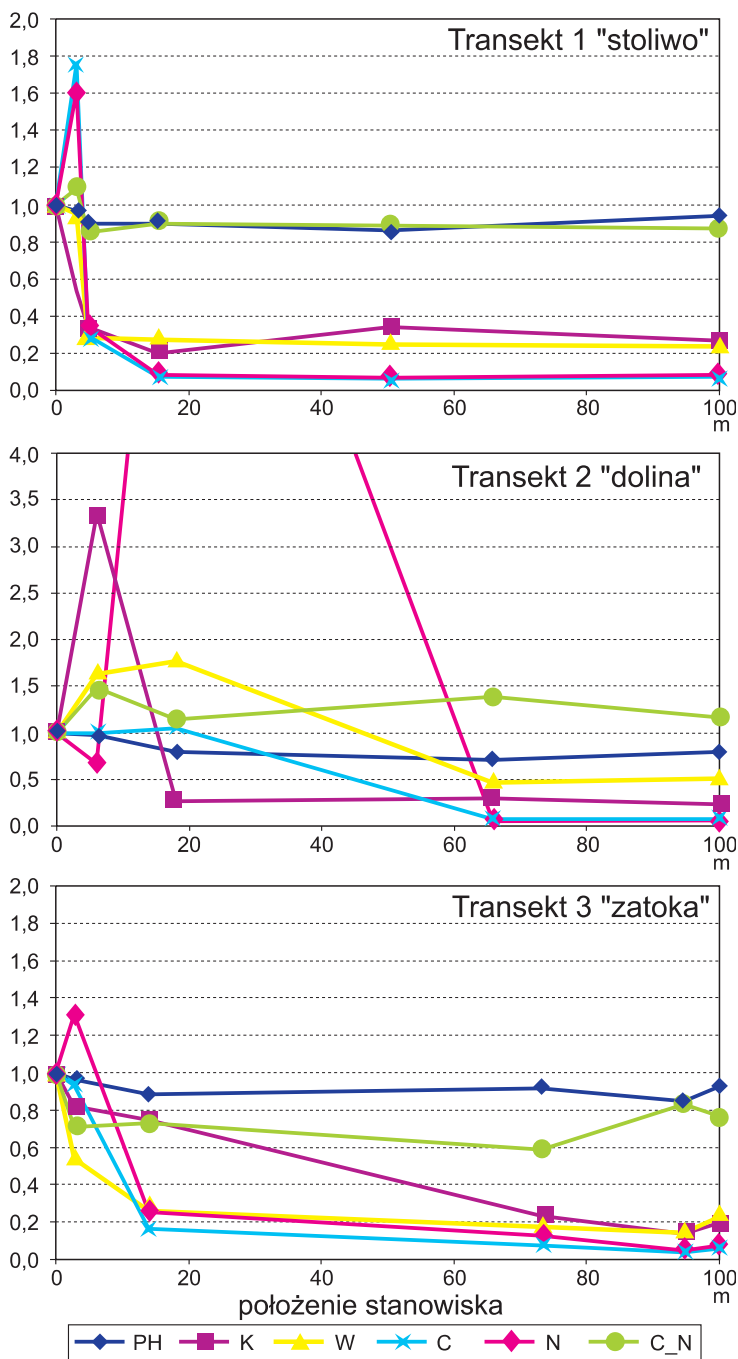
Odpowiedź na postawione pytanie, czy sekwencja zmian wskaźników gleb pokrywa się z sekwencją zmian zbiorowiska roślinnego, jest złożona. Wytypowane do analiz trzy układy katenalne różnią się najbardziej pod względem cech bogactwa gatunkowego (ryc. 55), a najmniej z uwagi na cechy glebowe (ryc. 56). Miejsce pośrednie zajmują średnie ważone liczby wskaźnikowe (ryc. 57). Dolne odcinki katen mają bardziej zbliżone zależności 'właściwości gleby-roślinność'



Ryc. 55. Zróżnicowanie trzech katen w Wigierskim Parku Narodowym pod względem wskaźników: liczby gatunków roślin zielnych (L\_GAT), różnorodności runa (H10), maksymalnej różnorodności runa (HMAX), równomierności (H\_HMAX) – por. tabela 25



Ryc. 56. Zróżnicowanie trzech katen w Wigierskim Parku Narodowym pod względem średnich ważonych liczb wskaźnikowych: światła (LIND), wilgotności (FIND), kwasowości (RIND) i zawartości azotu (NIND) – por. tabela 25



Ryc. 57. Zróżnicowanie trzech katen w Wigierskim Parku Narodowym pod względem właściwości glebowych: odczynu gleby (PH), przewodnictwa elektrycznego (K), wilgotności chwilowej (W), zawartości całkowitego azotu (N) i stosunku węgla do azotu (C\_N) – por. tabela 25

niż górne (por. katena 1 i katena 3 – ryc. 56 i 57). Da się to objaśnić najsilniejszym oddziaływaniem procesów masowych oraz czynnika gospodarki wodnej w dolnych odcinkach (spływ powierzchniowy i zwiększona retencja wody w glebie). Nie można też pominąć spływu materii organicznej i jej akumulacji w dolnych odcinkach, a wynikiem tego jest zdecydowanie niższy udział gatunków oligotroficznych (N1-3) w obniżeniach (Roo-Zielińska, 2004).

Tabela 29. Modele zależności między zmiennymi

Zmienne		Model	Parametry				R
x	y		a	b	c	d	
C:N	RIND	$y=a+bx$	9,8211	-0,3070			0,6826
K	FIND3	$y=a+b/x$	-0,0419	211,1673			0,6458
W	FIND	$y=a/(1+b*\exp(-cx))$	6,6586	3,5553	0,1135		0,7841
W	FIND4	$y=a/(1+b*\exp(-cx))$	-22351135	-270209,8700	-0,0549		0,8979
C	FIND4	$y=(a*b+c*x^d)/(b+x^d)$	1,1812	0,0645	43,9877	-1,7720	0,9416
wys2	RIND8	$y=a+bx+cx^2$	6,0649	-0,0552	0,0014		0,7242

Podano tylko te zależności, dla których współczynniki R są >0,6 lub większe niż absolutne wartości współczynnika korelacji Pearsona (por. tab. 29).

#### 6.4. Powiązania między roślinnością i glebą w zależności od sposobu użytkowania ziemi jako podstawa modelowania krajobrazu

Zdaniem P.A. Burrougha i innych (2001) przy różnych skalach przestrzennych różne procesy i struktury mają decydujący, bezpośredni i pośredni wpływ na określenie warunków życia organizmów żywych (w tym m.in. różnorodność, produkcję, rozkład materii organicznej). W skali „nano” czynnikiem bezpośrednio kontrolującym jest aktywność mikrobiologiczna gleby, wpływająca na dostępność pierwiastków i związków chemicznych. W skali „mikro” struktura wyższych warstw roślinności (np. fizjonomia, zwarcie i wysokość koron) determinuje dostępność światła, wilgotność podłoża oraz możliwość wykorzystywania zasobów glebowych przez rośliny runa. W skali „topo” najważniejszym czynnikiem jest morfologia powierzchni, tzn. nachylenie, ekspozycja i miąższość gleby. Warunki geologiczne i litologiczne, czyli czynniki determinujące chemię gleby oraz wpływające na topoklimat, odgrywają najważniejszą rolę przy analizach w skali „mezo”. Uwarunkowania makroklimatyczne ujawniają się dopiero przy badaniach w skalach ponadregionalnych i globalnych. Z powyższych rozważań Burrougha i innych (2001) wynika, że w zależności od postawionego celu, zarówno analizy powiązań między cechami gleby a strukturą roślinności jak i badania zróżnicowania poszczególnych zmiennych mogą być prowadzone w różnych skalach przestrzennych (Volobuev, 1964; Fridland, 1976; Degórski, 2003). Obiektami wykorzystywanymi powszechnie w badaniach są wcześniej już opisane powtarzalne przestrzennie toposekwencje glebowo-roślinne (kateny), zależne

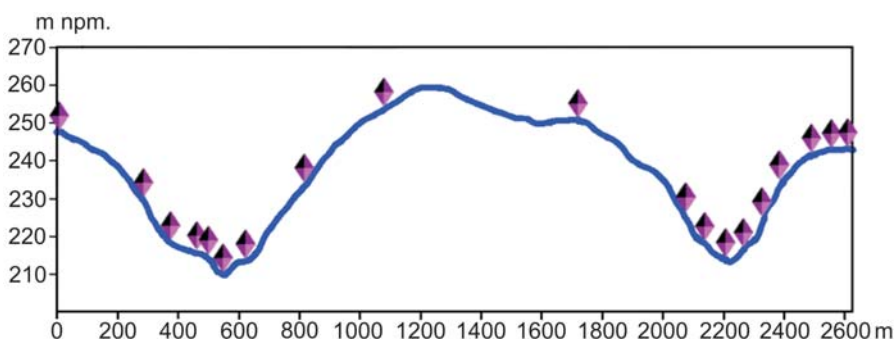


przede wszystkim od rzeźby terenu i związanych z nią cech pośrednich (Nettleton i inni, 1986). Coraz częściej przedmiotem badań są całe powierzchnie lub mozaiki krajobrazowe. Jednak analizy takie są bardzo czasochłonne; dlatego najczęściej stosuje się metody pośrednie, związane z badaniami w wybranych punktach (oczkach regularnej sieci) lub właśnie na katenach, a otrzymane dane interpoluje się na całą badaną powierzchnię. Stosuje się przy tym różne techniki interpolacji, wykorzystując między innymi związki korelacyjne między cechami, autokorelację przestrzenną lub zmienne dyskryminacyjne (Voltz i inni, 1997; Sun i inni, 2003; Officer i inni, 2004; Tan i inni, 2004).

Przy tak prowadzonych badaniach pojawia się problem skalowalności otrzymanych wyników punktowych oraz wątpliwość co do możliwości stosowania takich samych zasad interpolacji przy różnych formach użytkowania ziemi i typach formacji roślinnych (Stein i inni, 2001; Sun i inni, 2003). Pomocą przy rozwiązywaniu tych problemów są metody geostatystyczne, w tym tzw. kriging i cokriging, już od 20 lat z powodzeniem stosowane do przewidywania zmienności przestrzennej cech gleby (Yost i inni, 1982; Trangmar i inni, 1987; Miller i inni, 1988; Voltz, Webster, 1990; Lark i inni, 2002).

Prezentowane tu badania dotyczą próby zastosowania cokrigingu w modelowaniu zmienności przestrzennej wilgotności gleby. Ich celem jest określenie związków między cechami strukturalnymi roślinności a fizycznymi i chemicznymi właściwościami gleb w zależności od użytkowania ziemi.

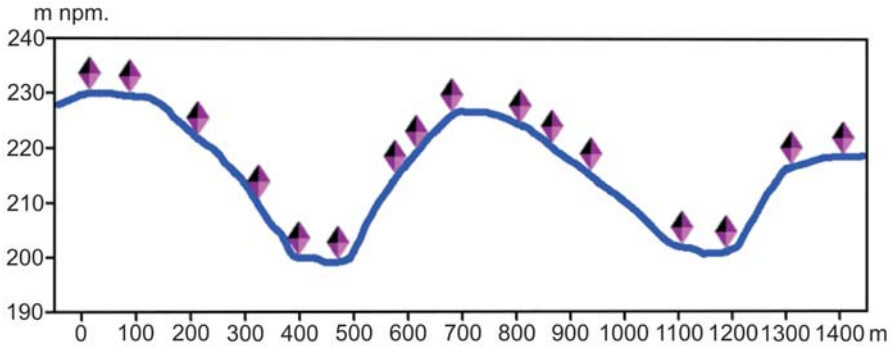
Transekt leśny, o długości 2600 m, obejmował 19 punktów. Najniższy punkt był położony na wysokości 209,6 m npm., a najwyższy na 253,5 m npm. (ryc. 58). Transekt polny był krótszy – 1400 m; obejmował 16 punktów badawczych. Najniżej zlokalizowany punkt był położony na 199,7, a najwyższy na 230 m npm. (ryc. 59).



Ryc. 58. Profil hipsometryczny transektu leśnego w Młodzawach (źródło: Solon i inni, 2006)

Związki korelacyjne między cechami gleb i roślinności są na obu transektach dość słabe. W przypadku transektu leśnego na 96 obliczonych wskaźników (6 cech roślinności x 16 cech gleby) zaledwie w 17 przypadkach korelacje są istotne

statystycznie przy  $p < 0,1$ , natomiast na transekcje polnym na 60 możliwych powiązań (6 cech roślinności x 10 cech gleb) korelacje istotne wystąpiły jedynie 4 razy (tab. 30).



Ryc. 59. Profil hipsometryczny transektu polnego (źródło: Solon i inni, 2006)

Tabela 30. Istotne statystycznie współczynniki korelacji Pearsona dla powiązań między roślinnością i glebą

	Zmienne	Kod zmiennej	Wskaźniki bioindykacyjne Ellenberga					Liczba gatunków
			humusu [H]	kwasowości [R]	wilgotności [F]	azotu [N]	dyspersji [D]	
Transekt leśny	pH poziom B	BPH	-0,408 <sup>a</sup>	0,876 <sup>c</sup>				
	pH poziom C	CPH	-0,397 <sup>a</sup>	0,868 <sup>c</sup>				
	pH poziom A	APH		0,770 <sup>c</sup>				
	pH poziom AB	ABPH		0,844 <sup>c</sup>				
	wilgotność poziom AB	ABW		0,512 <sup>b</sup>				
	wilgotność poziom B	BW		0,447 <sup>a</sup>				
	wilgotność poziom C	CW		0,518 <sup>b</sup>				
	stosunek C:N poziom A	AC_N		-0,487 <sup>b</sup>				
	przewodnictwo poziom C	CK			0,467 <sup>b</sup>	0,465 <sup>b</sup>		
	wysokość m n.p.m.	WYS			-0,424 <sup>a</sup>	-0,407 <sup>a</sup>	-0,405 <sup>a</sup>	
	zawartość azotu poziom A	AN						0,438 <sup>a</sup>
	przewodnictwo poziom B	BK						0,430 <sup>a</sup>
Transekt polny	wilgotność poziom Ap	W_AP		0,504 <sup>b</sup>	-0,486 <sup>a</sup>			
	stosunek C:N poziom Ap	C_N_AP					-0,503 <sup>b</sup>	
	zawartość azotu poziom Ap	N_AP					0,583 <sup>b</sup>	

<sup>a</sup>  $p < 0,1$ ; <sup>b</sup>  $p < 0,05$ ; <sup>c</sup>  $p < 0,01$ .

Wskaźniki korelacji dają tylko przybliżony obraz powiązań między cechami. Bardziej szczegółowa analiza korelacji wskazuje na występowanie licznych dodatkowych zależności – spośród nich najistotniejsze wydają się relacje między wilgotnością gleby a wysokością nad poziomem morza (tab. 31).

Tabela 31. Parametry linii regresji opisującej związek między wysokością npm. (x) i wilgotnością różnych poziomów gleby (y)

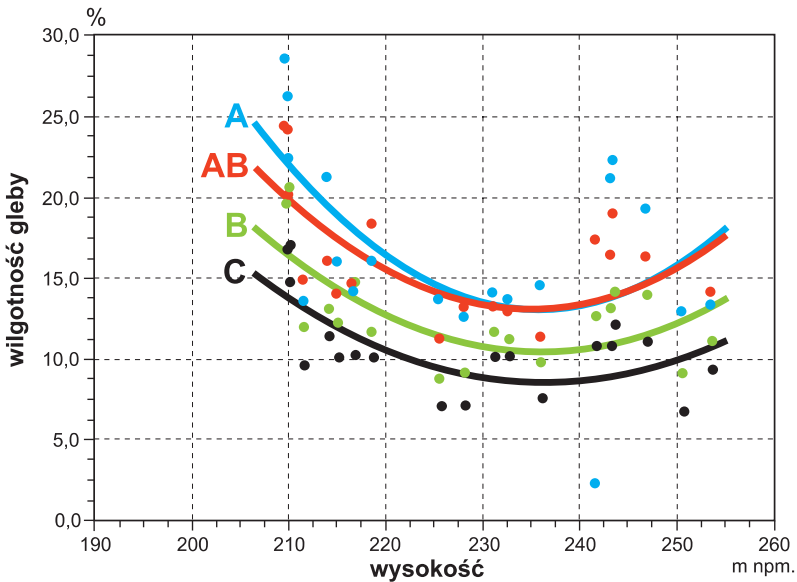
Typ użytkowania ziemi	Las				Pole	
	A	AB	B	C	Ap	A
Poziom gleby						
Funkcja	$y=a+bx+cx^2$	$y=a+bx+cx^2$	$y=a+bx+cx^2$	$y=a+bx+cx^2$	$y=a+bx$	$y=a+bx$
a	754,829	607,814	503,343	427,369	86,318	41,907
b	-6,293	-5,069	-4,182	-3,549	-0,295	-0,119
c	0,013	0,011	0,009	0,008		
Błąd stand.	5,259	3,086	2,555	2,326	2,781	1,942
Wsp. korelacji	0,554	0,639	0,672	0,656	0,776	0,579

W przypadku transektu leśnego najwilgotniejsze są oczywiście miejsca położone relatywnie najniżej, natomiast najsuchsze są stanowiska stokowe. Zależność tę najlepiej opisuje równanie kwadratowe (ryc. 60). Na transekcje polnym sytuacja jest odmienna – najsuchsze są miejsca położone najwyżej (ryc. 61). Odmienność obu transektów można wytłumaczyć wpływem szaty roślinnej na warunki mikroklimatyczne. Na obszarach leśnych w położeniach szczytowych ściółka i przyziemna warstwa runa akumulują wilgoć i stanowią ochronę przed nadmiernym parowaniem.

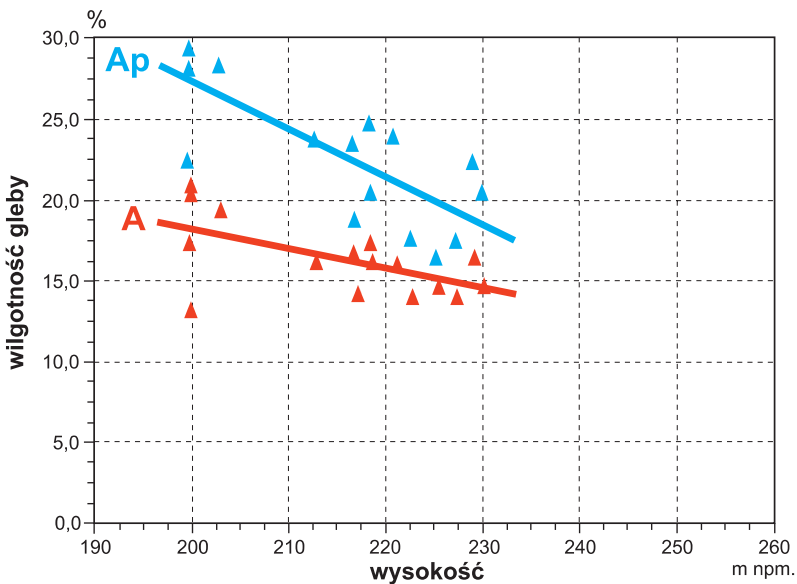
Należy również podkreślić, że na obu transektach w okresie badań najwilgotniejsze były wierzchnie warstwy gleby, a wilgotność spadała stopniowo w dół profilu. Jest to prawdopodobnie łączna konsekwencja pory wykonywania badań oraz słabej przepuszczalności podłoża.

Odrębność powiązań między zmiennymi charakteryzującymi gleby, roślinność i położenie nad poziomem morza powoduje konieczność opracowania odrębnych modeli przestrzennych dla lasów i obszarów polnych. Otrzymany na drodze cokrigingu model wilgotności wierzchniej warstwy gleby stosunkowo dobrze odpowiada zróżnicowaniu hipsometrycznemu terenu (ryc. 62). Uwzględnia również odmienności wynikające z występowania różnych typów lasu oraz wskazuje na stopniową zmianę wilgotności od wyniesień do obniżen terenu.

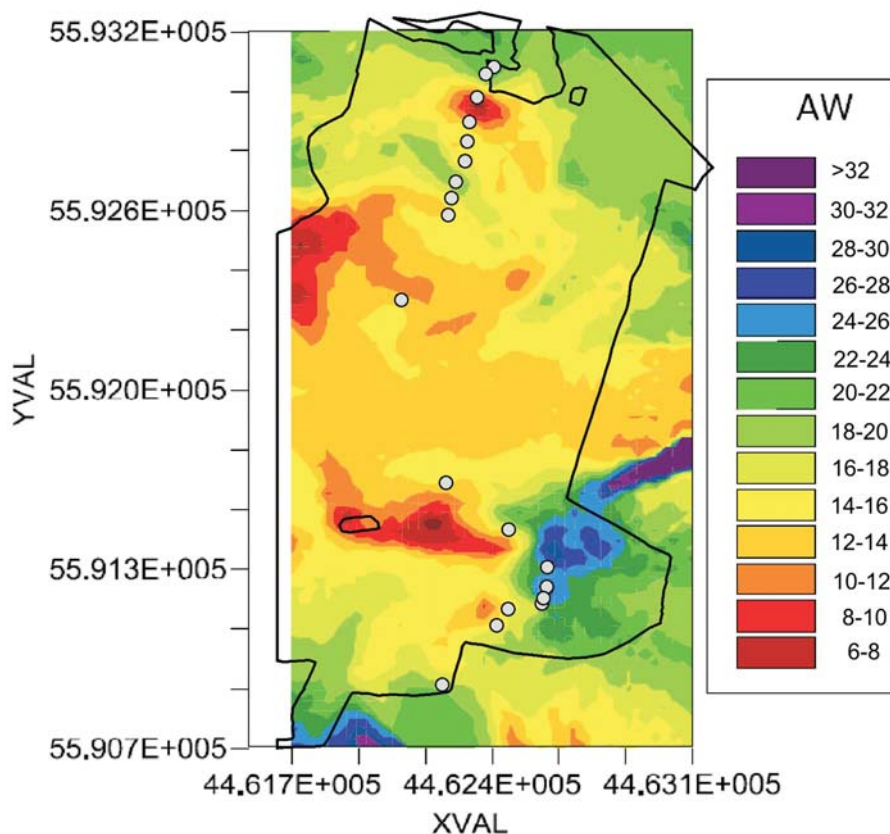
Zupełnie odmienny obraz przestrzennego zróżnicowania wilgotności otrzymano dla obszarów polnych (ryc. 63). Cały teren jest podzielony na dwie wyraźnie odmienne jednostki. Dna dolin i obniżen są wyraźnie wilgotniejsze lub wilgotne, natomiast większość stoków i wyniesień jest raczej sucha. Przejścia między obszarami suchszymi a wilgotnymi są raptowne; obszary o pośrednim stopniu wilgotności tworzą tylko wąskie pasy w dolnej części stoków.



Ryc. 60. Zależności między wysokością n.p.m. a wilgotnością różnych poziomów genetycznych gleby na transekcje leśnym w Młodzawach. Parametry linii regresji podano w tabeli 31 (źródło: Solon i inni, 2006)



Ryc. 61. Zależności między wysokością n.p.m. a wilgotnością różnych poziomów genetycznych gleby na transekcje polnym w Młodzawach. Parametry linii regresji podano w tabeli 31 (źródło: Solon i inni, 2006)



Ryc. 62. Przestrzenne zróżnicowanie wilgotności wierzchniej warstwy gleby obszarów leśnych w Młodzawach. Model otrzymany na drodze cokrigingu (źródło: Solon i inni, 2006)

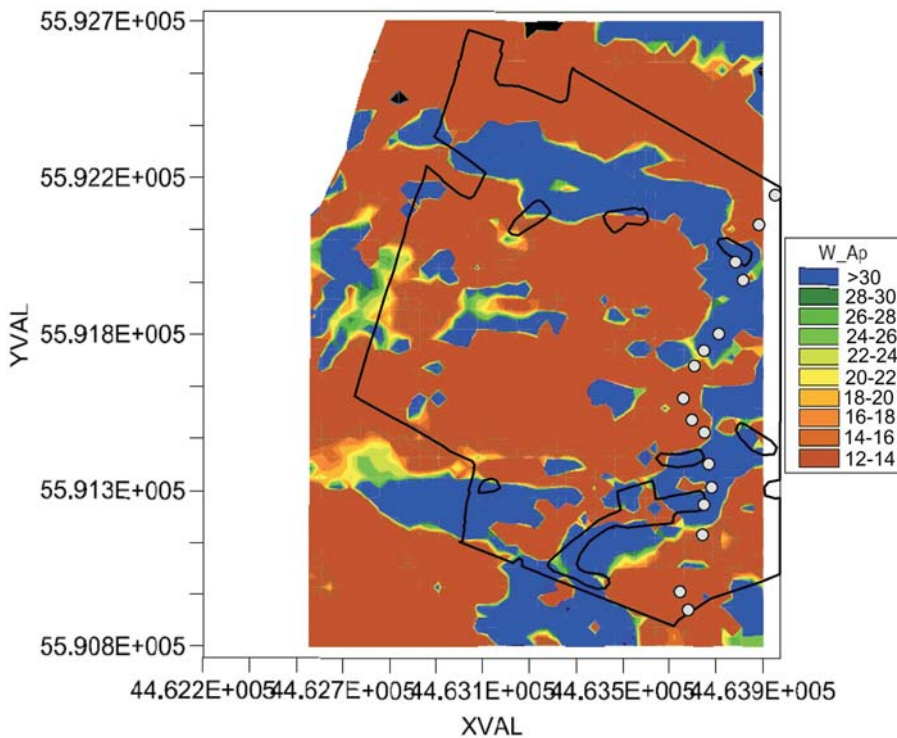
Wykonane analizy wskazują na znacznie większą zmienność cech gleb w lesie niż na obszarach polnych oraz na występowanie kilku odmiennych wzorów zmienności przestrzennej tych cech (przede wszystkim zmienności pH, wilgotności oraz zawartości węgla i azotu). Ponadto użytkowanie ziemi (typ pokrycia terenu) wyraźnie wpływa na istotność i wiarygodność relacji 'cechy gleby–bioindykacyjna ocena gleby' oraz modyfikuje zależności między cechami gleby a położeniem hipsometrycznym.

Otrzymane wyniki umożliwiają modelowanie zmienności cech roślinności i gleb w przestrzeni na podstawie znajomości hipsometrii i badań w wybranych punktach, reprezentujących położenia charakterystyczne dla danego typu krajobrazu. Warto jednak pamiętać, że do modelowania z zastosowaniem cokrigingu można wykorzystywać tylko dane jednorodnie wewnętrznie, reprezentujące ten sam typ zależności, czyli obejmujące tereny o tym samym typie użytkowania. Niezależnie od dokładności i wiarygodności wyników otrzymanych dla konkretnych

punktów, zastosowana metoda dobrze oddaje ogólny typ rozkładu badanej cechy w przestrzeni.

Należy także podkreślić jedno ograniczenie zastosowanej metody cokrigingu: nie można mechanicznie połączyć w jedną mapę obrazów zróżnicowania przestrzennego obszarów leśnych i polnych. Wynika to z faktu, że podczas modelowania autokorelacja przestrzenna była określana na podstawie dwóch różnych semiwariogramów krzyżowych.

Badań analizujących wpływ użytkowania ziemi na przestrzenną zmienność cech glebowych jest niezbyt wiele (por. Sun i inni, 2003). Z opublikowanych prac wynika jednak konieczność odrębnego modelowania powierzchni o odmiennym typie pokrycia terenu (Bio i inni, 2002). Otrzymane przez nas wyniki są również zgodne z rezultatami prac Z. Tana i innych (2004), którzy stwierdzili, że wpływ poszczególnych zmiennych glebowych na strukturę i przebieg procesów w obrębie szaty roślinnej jest różny przy różnych formach użytkowania ziemi. Z ich badań wynika również, że rola hipsometrii w zróżnicowaniu przestrzennym wilgotności gleby jest znacznie większa na powierzchniach leśnych niż na obszarach polnych, co jest przedmiotem następnego rozdziału.



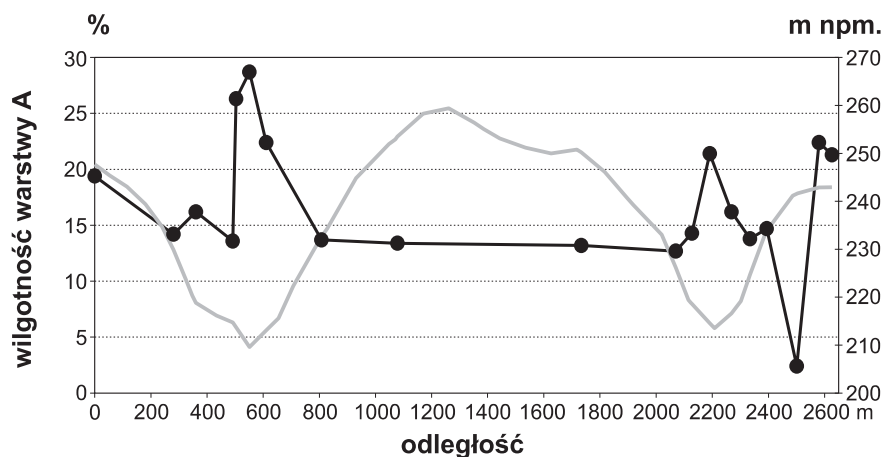
Ryc. 63. Przestrzenne zróżnicowanie wilgotności wierzchniej warstwy gleby obszarów polnych w Młodzawach. Model otrzymany na drodze cokrigingu (źródło: Solon i inni, 2006)

## 6.5. Zależności 'hipsometria–parametry glebowe–wskaźniki geobotaniczne' na przykładzie zbiorowisk leśnych i polnych w Młodzawach

Zaobserwowane różnice wartości parametrów glebowych oraz wskaźników geobotanicznych wraz z wysokością npm. zainspirowały autorów niniejszej pracy do zilustrowania zmian wartości wskaźników zależnie od położenia stanowisk badawczych na dwóch transektach – leśnym i polnym w Młodzawach (por. rozdz. 4, ryc. 41).

### 6.5.1. Zbiorowiska leśne

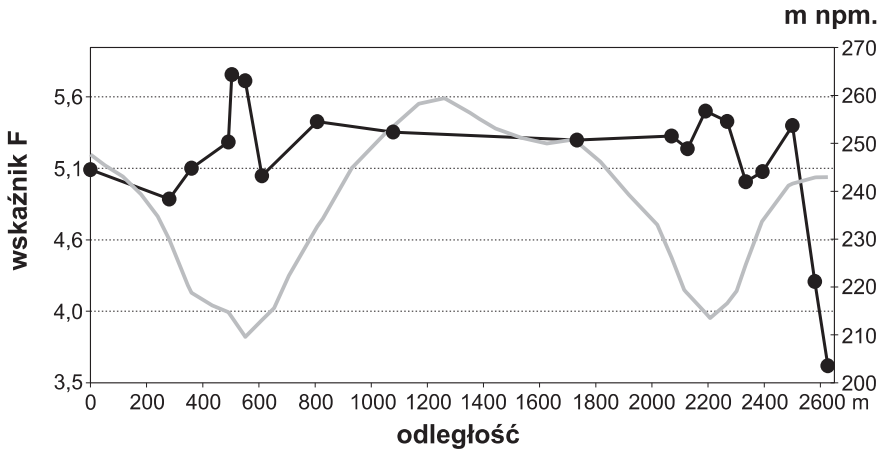
Zanotowano dość oczywistą prawidłowość wyrażającą się wzrostem wilgotności gleb w poziomie próchnicznym odwrotnie proporcjonalnie do wysokości npm.: w obniżeniach terenu wilgotność gleb osiąga niemal 29%, natomiast na wierzcholinie spada nawet do 2,5% (ryc. 64). Wyniki te są podobne do zależności między wysokością npm. a wartościami średnich ważonych F (wskaźnik F) – w obniżeniach terenu wartość średnia F osiąga 5,8, natomiast w wyżej położonych płatach spada do 3,6 (ryc. 65).



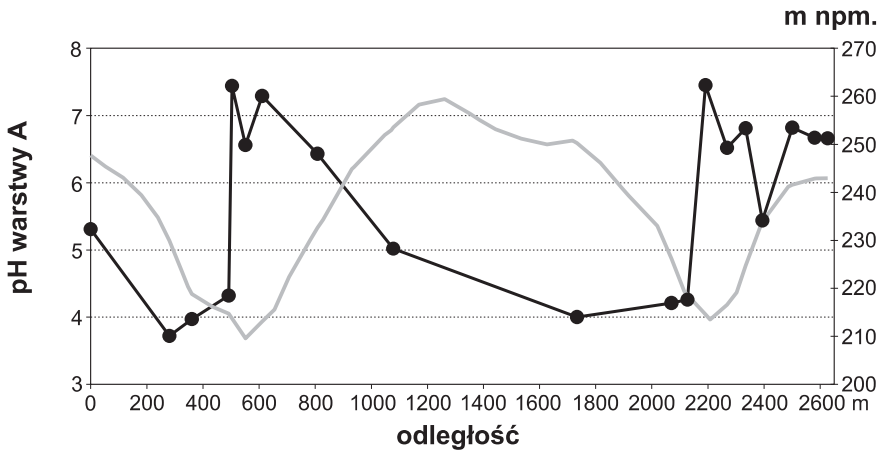
Ryc. 64. Zmiany wilgotności gleby (W) w poziomie próchnicznym gleby zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

W zbiorowiskach leśnych zmiany odczynu gleby także zależą od hipsometrii terenu. W obniżeniach pH osiąga wartość 7,5, natomiast na wierzcholinie spada nawet do 4 (ryc. 66). Zależność między wysokością npm. a wartościami średnich ważonych R (wskaźnik R) jest zbliżona. W obniżeniach wartość średnia R osiąga 6,7, natomiast w wyżej położonych płatach spada o ponad dwie jednostki – do 4,5 (ryc. 67).



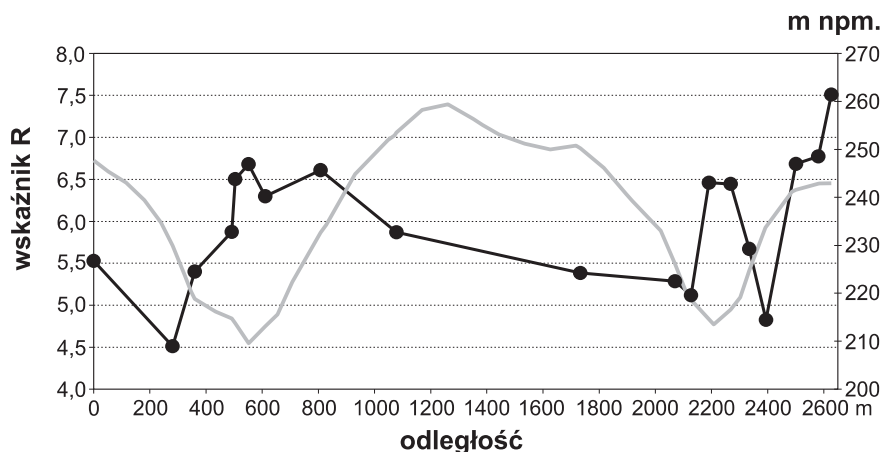


Ryc. 65. Zmiany wskaźnika F (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych wilgotności gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

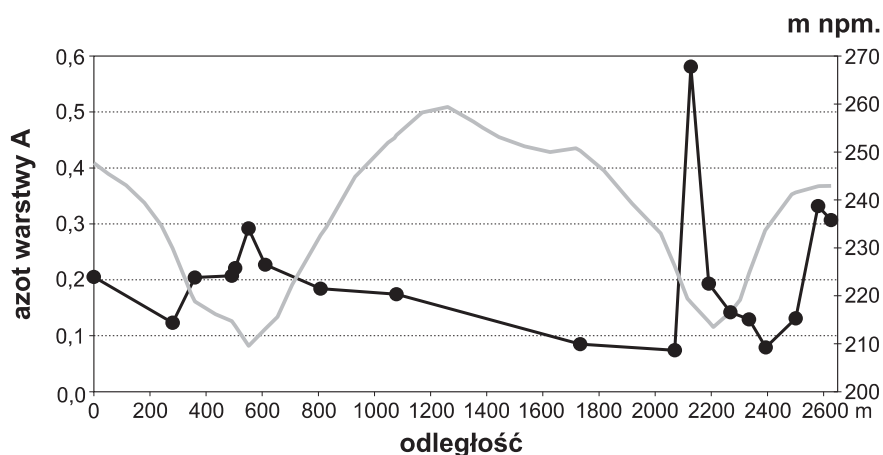


Ryc. 66. Zmiany odczynu (pH) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

Widoczna jest też tendencja zmian zawartości azotu ogółem w glebie zależnie od wysokości względnej: w obniżeniach terenu zawartość tego pierwiastka osiąga niemal 0,6%, natomiast przy większych wysokościach względnych spada nawet do 0,07% (ryc. 68). Podobna jest tendencja zmian wartości średnich ważonych N (wskaźnik N) wraz ze zmieniającą się wysokością n.p.m. – od 7,3 w obniżeniach do nawet 2,9 w wyżej położonych płatach (ryc. 69).



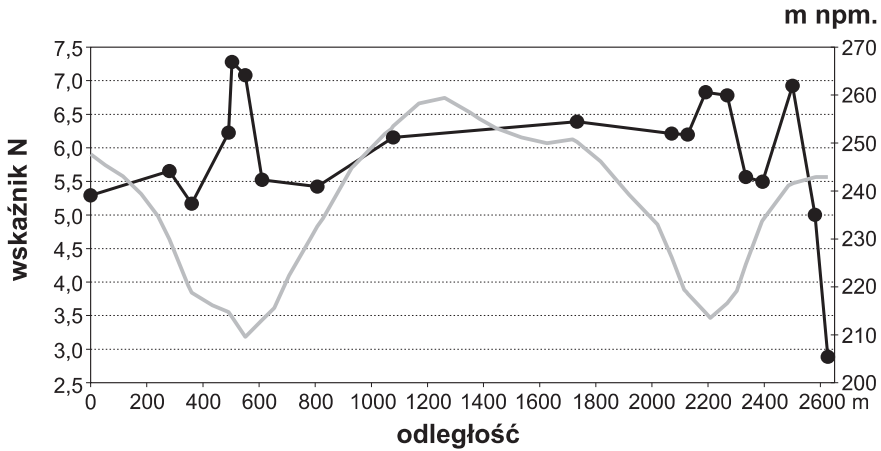
Ryc. 67. Zmiany wskaźnika R (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych kwasowości gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach



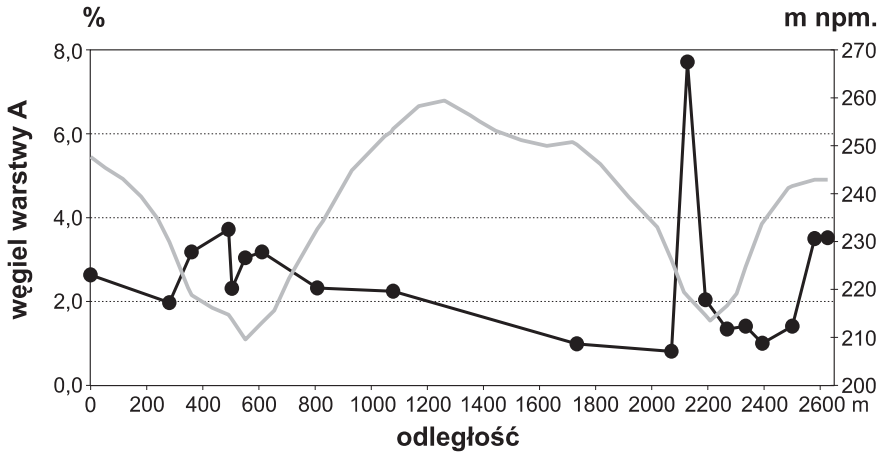
Ryc. 68. Zmiany zawartości azotu ogółem (N) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

Podobne do powyższych zmiany dotyczą zawartości węgla w poziomie próchniczno-akumulacyjnym wraz ze zmianami wysokości względnej (por. ryc. 70 i 69). W niższych partiach transektu zawartość węgla osiąga nawet 7,7%, natomiast przy większych wysokościach n.p.m. spada nawet poniżej 1% (ryc. 70).

Zmienność zawartości azotu i węgla wraz z wysokością kształtuje, co jest oczywiste, zmiany stosunku C:N, który uważa się za jedną z miar aktywności biologicznej i żyzności gleb. Niska wartość stosunku C:N (nieco ponad 10) jest typowa

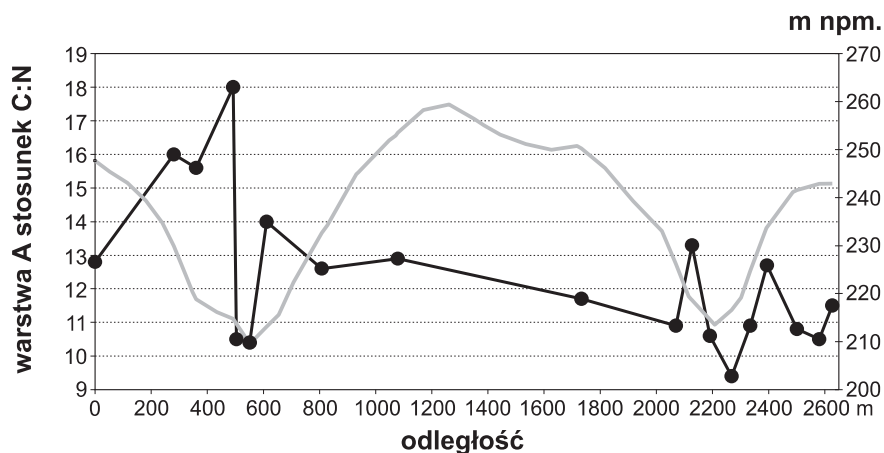


Ryc. 69. Zmiany wskaźnika N (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych zawartości azotu w glebie) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

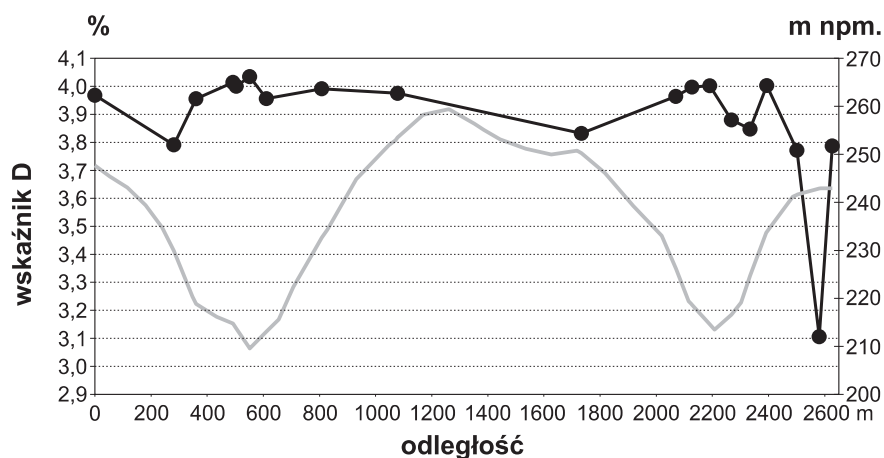


Ryc. 70. Zmiany zawartości węgla organicznego ogółem (C) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

dla zagłębień i obniżen terenu, natomiast na stokach i wierzchowinach osiąga 18 (ryc. 71). Warto również podkreślić, że rozkład wartości C:N jest podobny do zmian wartości średniej ważonej D określającej skład mechaniczny i przewietrzanie gleb (wskaźnik granulometryczny D). W obniżeniach bowiem wskaźnik D osiąga wartość 4, natomiast w niektórych wyższych partiach transektu leśnego spada do 3,1 (ryc. 72).



Ryc. 71. Zmiany wartości stosunku C:N w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

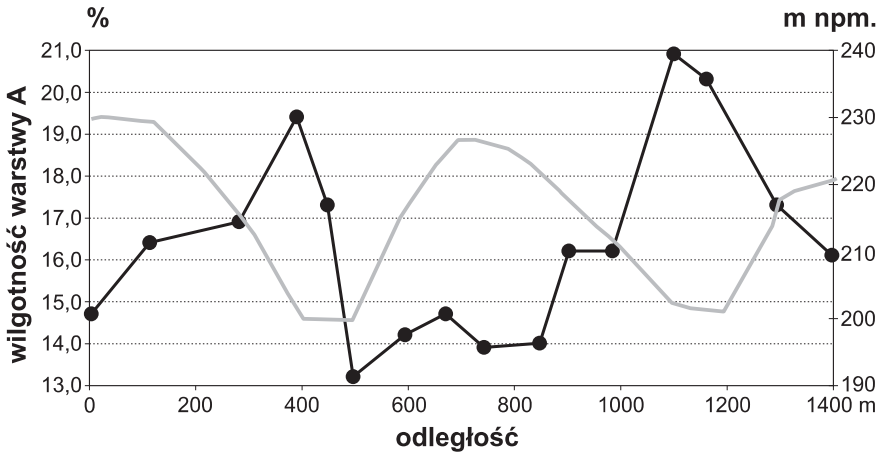


Ryc. 72. Zmiany wskaźnika D (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych uziarnienia gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie leśnym w Młodzawach

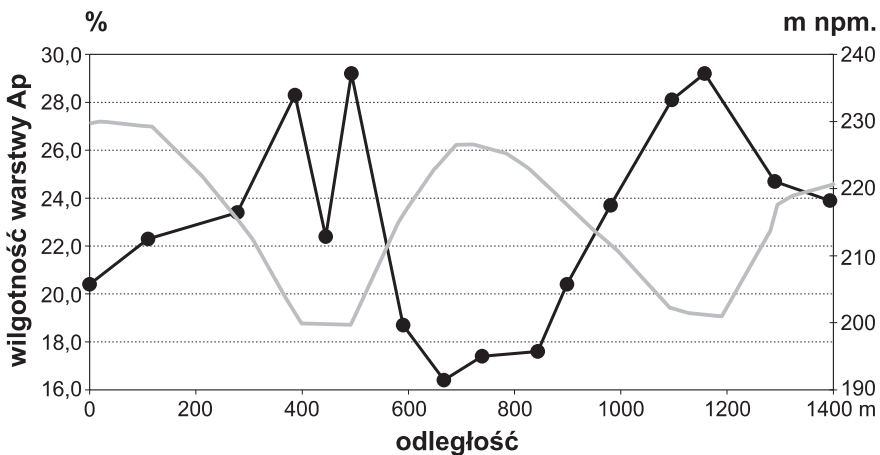
### 6.5.2. Zbiorowiska chwastów upraw polnych

Podobnie jak w przypadku zbiorowisk leśnych, także w fitocenozach chwastów upraw polnych obserwuje się wzrost wilgotności gleb w poziomie próchnicznym (A) i poziomie płuznym (Ap) odwrotnie proporcjonalny do wysokości względnej.

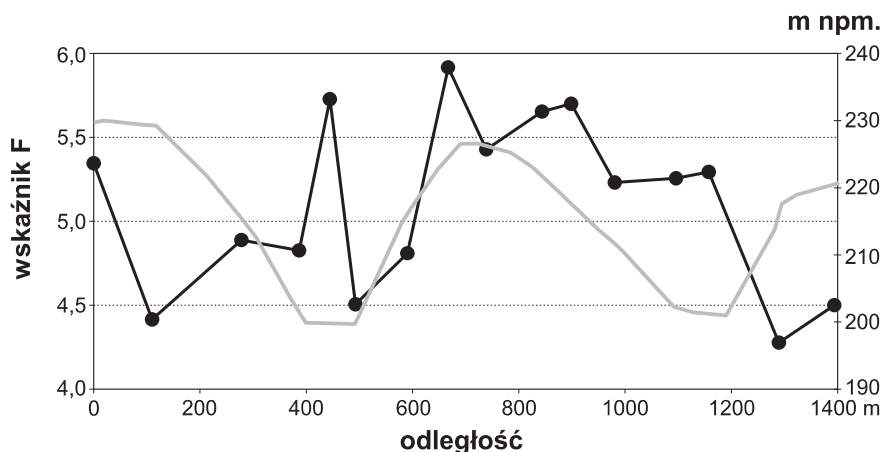
W obniżeniach terenu w poziomie próchnicznym wilgotność gleb osiąga 21%, natomiast na wierzcholinie spada do ok. 14% (ryc. 73). W poziomie płuźnym (Ap) związek 'hipsometria-wilgotność gleb' jest jeszcze wyraźniejszy, wynika to także z większej niż w poziomie próchnicznym wilgotności – do 29% w obniżeniach terenu i miejscami nieco ponad 16% na wierzchołkach (ryc. 74). Podobne są zależności między wysokością n.p.m. a wartościami średnich ważonych F (wskaźnik F) – w obniżeniach terenu wskaźnik F osiąga 5,9, natomiast w wyżej położonych płatach spada do 4,3 (ryc. 75).



Ryc. 73. Zmiany wilgotności (W) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie polnym w Młodzawach



Ryc. 74. Zmiany wilgotności (W) w poziomie płuźnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie polnym w Młodzawach



Ryc. 75. Zmiany wskaźnika F (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych wilgotności gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie polnym w Młodzawach

W przypadku toposekwencji polnych nie obserwuje się wyraźnych związków rozkładu wartości pH ze zmianą wysokości npm. i dotyczy to zarówno poziomu próchnicznego, jak i płużnego. Brak jest ich również w przypadku wartości średnich ważonych R (wskaźnik R).

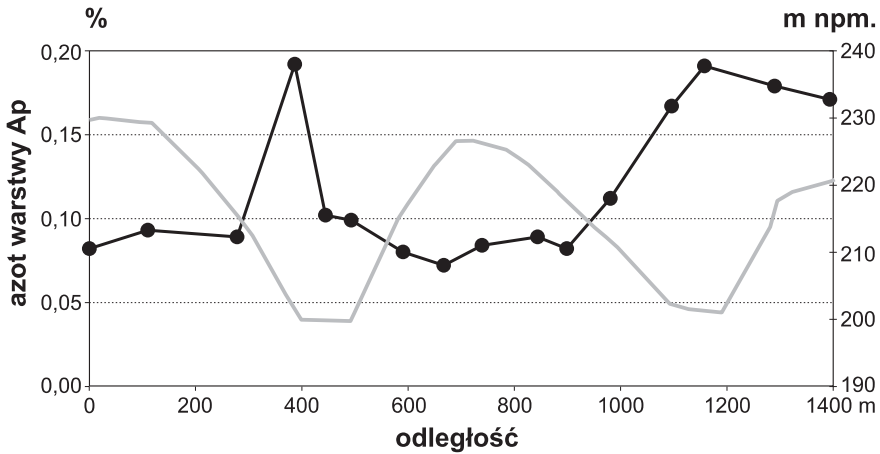
W zbiorowiskach polnych występują także zmiany zawartości azotu ogółem w poziomie płużnym gleb w związku z hipsometrią terenu. Zależność ta jest odwrotnie proporcjonalna do wysokości względnej – w obniżeniach zawartość azotu osiąga niemal 0,19%, natomiast przy większych wysokościach spada nawet do 0,07% (ryc. 76). Podobne tendencje dotyczą rozkładu wartości średnich ważonych N (wskaźnik N) – rycina 77.

Choć zróżnicowanie zawartości węgla w poziomie płużnym gleb w obrębie toposekwencji zbiorowisk chwastów upraw polnych jest niewielkie (1,0–2,1%), to zmienia się ono w związku z hipsometrią terenu. W obniżeniach zawartość węgla osiąga 2,1%, natomiast przy większych wysokościach na wierzchowinie spada do 1% (ryc. 78).

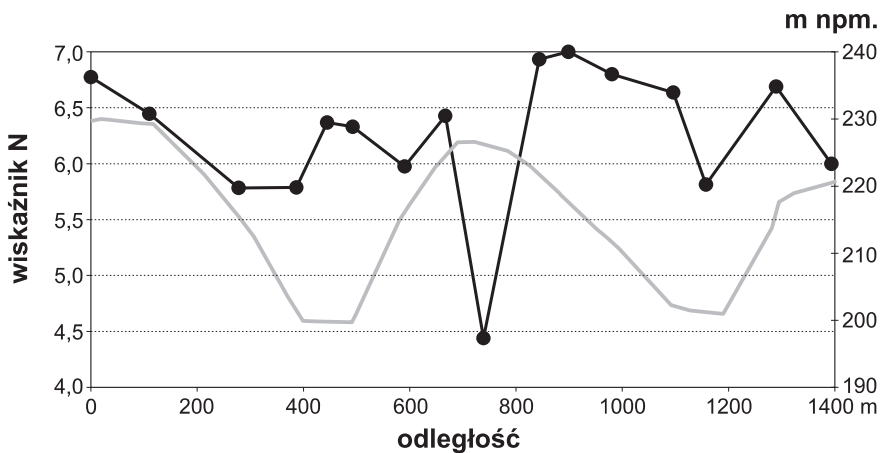
Należy podkreślić, że zmiany wartości stosunku C:N – miary żyzności gleby są w przypadku toposekwencji polnych ściśle związane z wysokością npm. C:N rzędu 9–10 jest typowe dla zagłębień i obniżeń terenu, natomiast na stokach i wierzchowinach osiąga 15 (ryc. 79). Warto zauważyć, że zmiany wartości średnich ważonych H określających wymagania zbiorowisk roślinnych względem zawartości próchnicy w glebach (wskaźnik humusu H) także zmieniają się wraz z hipsometrią terenu – od 3,6 w obniżeniach do 2,7 w wyższych partiach omawianego transektu, a szczególnie na stokach (ryc. 80).

\*

Zmiany wartości parametrów glebowych oraz wskaźników geobotanicznych wraz z wysokością npm. są wyraźniejsze w przypadku toposekwencji leśnej niż



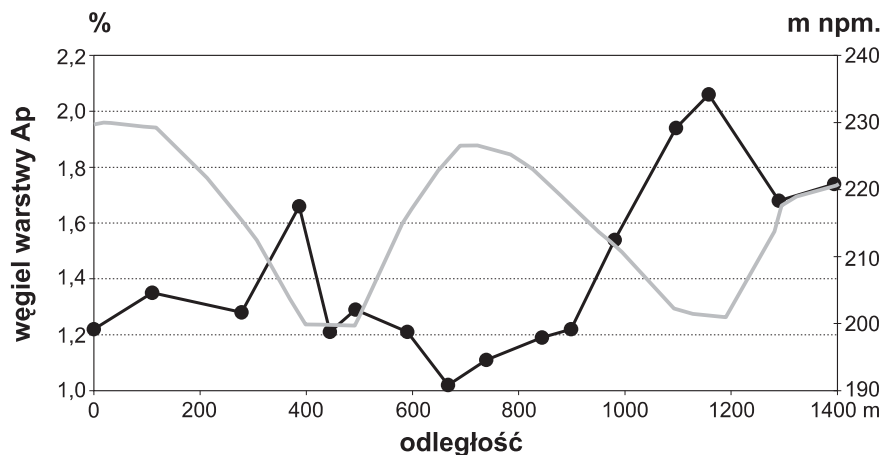
Ryc. 76. Zmiany zawartości azotu ogółem (N) w poziomej płuźnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na na transekcje polnym w Młodzawach



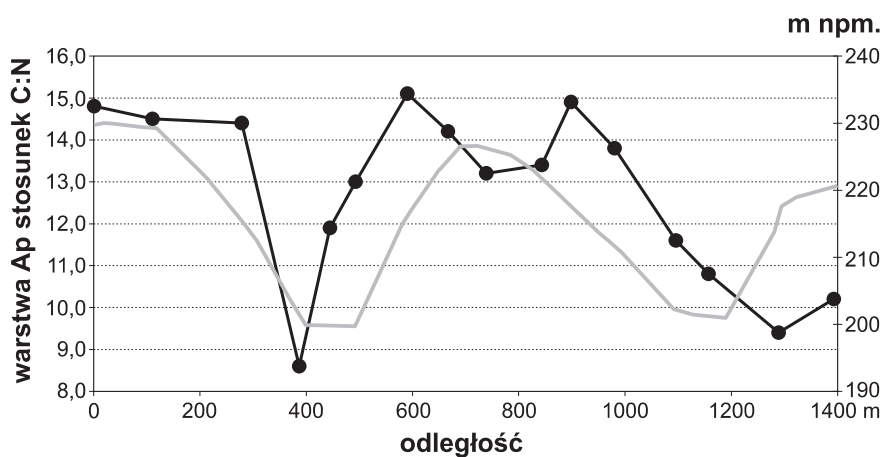
Ryc. 77. Zmiany wskaźnika N (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych zawartości azotu w glebie) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach

polnej. Trzeba jednak podkreślić, że oba transekty charakteryzują podobne zależności pomiędzy hipsometrią terenu a wartościami obliczonych wskaźników fitoindykacyjnych i determinującymi je właściwościami glebowymi. Dotyczy to zwłaszcza: wilgotności gleb, wskaźnika F, zawartości azotu ogółem, a także wartości stosunku C:N; ten ostatni został potwierdzony przez wartości średnich ważonych H i D (odpowiednio – wskaźników zawartości materii organicznej i uziarnienia gleb).



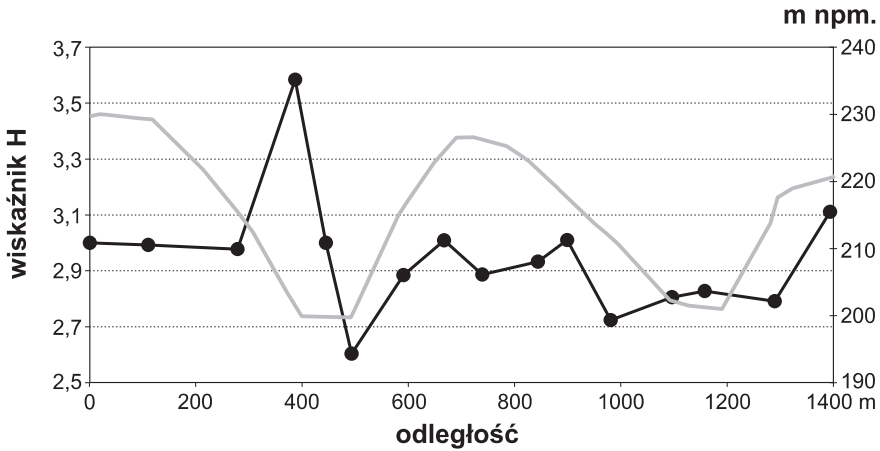


Ryc. 78. Zmiany zawartości węgla organicznego ogółem (C) w poziomie płuźnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na transekcji polnym w Młodzawach



Ryc. 79. Zmiany wartości stosunku C:N w poziomie płuźnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na transekcji polnym w Młodzawach

W obniżeniach terenu, w dolinach, gdzie w obrębie transektu leśnego występują zbiorowiska łągów na glebach napływowych (aluwialnych i deluwialnych) semihydrogenicznych i hydrogenicznych, większa jest wilgotność gleb i wartość wskaźnika F. Gleby te, o czym już wspomiano (por. rozdz. 6.2), cechują się większą zawartością materii organicznej niż inne siedliska, na co wskazują również najwyższe wartości wskaźnika H oraz znaczny udział części spławalnych w uziarnieniu wyrażony wysokimi wartościami wskaźnika D. Lepsze są zatem



Ryc. 80. Zmiany wskaźnika H (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych materii organicznej w glebie) zależnie od hipsometrii terenu na transekcie polnym w Młodzawach

ich właściwości fizyczne (w tym retencyjne) w stosunku do gleb autogenicznych (brunatno- i bielicoziemnych) porośniętych borem sosnowym i mieszanym. Dotyczy to takich właściwości jak maksymalna wodna pojemność kapilarna, połowa pojemność wodna oraz maksymalna higroskopijność.

Najsłabsze właściwości wodne mają gleby stref krawędziowych dolin, typologicznie zaklasyfikowane jako brunatne zdegradowane, objęte współcześnie erozją wodną oraz gleby bielicoziemne wykształcone ze spiaszczonych pokryw stokowych, a występujące na wypłaszczeniach wierzchowin. Szczególnie silny związek pomiędzy wilgotnością chwilową a wskaźnikiem F zaobserwowano w poziomie próchnicznym (A) gleb lasów oraz w poziomie płuźnym (Ap) gleb pól.

Zwiększony udział frakcji pylastych i ilastych w glebach dolin i obniżen terenu potwierdzają również obliczone wartości wskaźnika dyspersji D, określone dla wymagań zbiorowisk roślinnych względem uziarnienia i przewietrzania gleb. Gleby te wyróżniają się największą całkowitą powierzchnią ziaren, co potwierdzają najwyższe wartości wskaźnika dyspersji (D).

Gleby toposekwencji leśnej na wierzchowinach o najgorszych właściwościach fizycznych są zarazem najmniej zasobne w kationy wymienne o charakterze zasadowym, a stopień wysycenia kationami zasadowymi ich kompleksu sorpcyjnego jest bardzo niski (poniżej 10%). W kompleksie sorpcyjnym dominują jony wymiennego wodoru i glinu. Są to zatem gleby o kwaśnym odczynie, co potwierdza również niska wartość wskaźnika R ich poziomu próchniczno-akumulacyjnego. Gleby w obniżeniach terenu, o znacznie lepszych właściwościach sorpcyjnych charakteryzują natomiast podwyższone wartości pH – znajduje to odbicie w wartościach wskaźnika R określających wymagania zbiorowisk leśnych względem tej cechy.

Badane gleby semihydrogeniczne i hydrogeniczne poza najwyższą zawartością węgla organicznego w porównaniu z glebami autogenicznymi zawierają także najwięcej azotu – zarówno ogólnego jak i organicznego. Szczególnie jest to widoczne w zbiorowiskach leśnych, w których zdarza się nawet ponad 0,6% azotu w poziomach próchnicznych gleb. Również wskaźniki N obliczone dla tego poziomu osiągają najwyższe wartości.

Gleby położone w obniżeniach terenu wzbogacane są dodatkowo poprzez procesy alokacji materiału i składników przemieszczanych po stokach i akumulowanych w ich dolnych partiach. Przyczynia się do tego zarówno powierzchniowa erozja wodna, jak i denudacja chemiczna, prowadząc do zwiększenia żyzności siedlisk zbiorowisk roślinnych w dnach dolin. Gleby tych siedlisk cechuje również najwyższa aktywność biologiczna, niska wartość stosunku C:N, natomiast wysoka – wskaźników humusu H i granulometrycznego (dyspersji) D. Są to zatem gleby najżyźniejsze spośród wszystkich badanych.

Oddziaływania antropogeniczne, zwłaszcza wszelkie zabiegi agrotechniczne drastycznie wpływają na właściwości fizyczne i chemiczne gleb fitocenoz polnych i zakłócają naturalne procesy i współzależności, a wśród nich związki 'hipsometria-wskaźniki geobotaniczne-parametry glebowe'. To powoduje, że względnie naturalne zbiorowiska leśne są lepszymi wskaźnikami właściwości gleb niż przekształcone przez człowieka zbiorowiska segetalne, towarzyszące w tym przypadku uprawom pszenicy (por. rozdz. 4).

## 6.6. Ogólne prawidłowości powiązań między wskaźnikami – podsumowanie

Możliwości zastosowań wskaźników geobotanicznych, glebowych i krajobrazowych w diagnozie składowych środowiska przyrodniczego – to temat wielokrotnie podejmowany w literaturze (m.in. Diekmann, 2003; Roo-Zielińska, 2004; Schaffers, Sykora, 2000). Brak w piśmiennictwie szerszego, syntetycznego spojrzenia na problematykę oceny środowiska fizycznogeograficznego na podstawie wybranych grup wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych zainspirował autorów do wypełnienia tej luki, a także przedstawienia zagadnień indykacji na szerszym teoretycznym tle. Wartość prezentowanego opracowania dodatkowo podnosi opis (zilustrowany licznymi przykładami) powiązań między zestawami wskaźników i w obrębie zestawów na różnym poziomie organizacji ekosystemów, a zwłaszcza szaty roślinnej i gleb. Na tej podstawie sformułowano następujące prawidłowości.

1. Wskaźniki nie są w pełni niezależne, co oznacza, że część indykatorów w obrębie tej samej kategorii: wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych czy glebowych charakteryzujących określone zjawiska w środowisku przyrodniczym, jest ze sobą sprzężona i tworzy grupy, a ich wymowa informacyjna o funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego i jego właściwościach jest podobna. Oznacza to, że niezależnie od kierunku zmian wielkości wskaźników (wprost lub odwrotnie proporcjonalnych) wewnątrz danej grupy, mają one tę samą wartość informacyjną o przebiegu procesów i zjawisk w środowisku. Na siłę związków korelacyjnych między wskaźnikami wpływa wiele różnorodnych czynników, w tym między innymi: sposób grupowania gatunków (udział w liczbie lub

powierzchni, średnie dla płatów, funkcjonalne grupy ekologiczne), sposób ujęcia regionu i jego wewnętrzne zróżnicowanie, a także sposób użytkowania ziemi. W obrębie wskaźników geobotanicznych wykazano, że związki między nimi są znacznie silniejsze wówczas, gdy podstawą analizy statystycznej są grupy ekologiczne często o skrajnie różnych wymaganiach ekologicznych. Na przykład, wykazano wysokie istotne statystycznie związki między grupami ekologicznymi gatunków wskazującymi z jednej strony na siedliska wyraźnie zasobne w próchnicę i wilgociolubne, a z drugiej na drobnoziarniste gleby gliniaste lub torfowe, nieprzepuszczalne, w niewielkim stopniu przewietrzane. Podobne współzależności (choć o niższym współczynniku korelacji) wystąpiły między średnimi wartościami liczb ekologicznych określającymi wymagania analizowanych płatów roślinnych względem właściwości gleby: wilgotności, zawartości w niej azotu (N) oraz materii organicznej (H), a także jej uziarnienia i przewietrzania (D). Należy podkreślić, że jednym z najistotniejszych w siedliskoznawstwie wskaźników geobotanicznych jest wskaźnik wilgotności (F), który jest ściśle powiązany z innymi wskaźnikami, co powoduje, że jego wartość informacyjna o środowisku przyrodniczym jest wysoka.

Podobnie jak wskaźniki geobotaniczne, również indykatory glebowe są ze sobą powiązane pod względem ich wartości informacyjnej o funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego oraz jego właściwościach. W badanych ekosystemach potwierdzone zostały znane w gleboznawstwie i siedliskoznawstwie współzależności pomiędzy wilgotnością gleb, zawartością węgla organicznego, wielkością sumy kationów o charakterze zasadowym, stosunkiem węgla organicznego do azotu, stopniem wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym, odczynem czy uziarnieniem gleby a żyznością siedlisk. Znając już jedną z wyżej wymienionych charakterystyk glebowych, można z dużym prawdopodobieństwem wnioskować o żyzności danego siedliska. Niższa wartość C:N, a wyższa – odczynu gleby czy też stopnia wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym, większy udział frakcji części spławianych w składzie mechanicznym materiału glebowego są niewątpliwie indykatorami żyzniejszych siedlisk w stosunku do siedlisk o przeciwstawnych wartościach parametrów.

2. Należy podkreślić, że interpretacja stanu warunków środowiska fizycznogeograficznego dotyczy zwykle tzw. **poła indykacji** związanego z wielkością obszaru (skala lokalna, regionalna czy ponadregionalna). Mogą to być również układy punktów lub niewielkich powierzchni, a wśród nich układy wzdłuż lokalnych gradientów środowiskowych – katen, czy ponadregionalnych „transektów”. Z tego punktu widzenia istotna jest skala badań indykacyjnych. W prezentowanym opracowaniu wykazano regionalny charakter wielu zależności o charakterze korelacji, szczególnie w odniesieniu do wskaźników geobotanicznych i krajobrazowych. Specyfika regionu wpływa modyfikująco na ogólne powiązania między wskaźnikami. Widać to szczególnie wyraźnie przy porównaniu rezultatów analiz przeprowadzonych w Wigierskim Parku Narodowym, w okolicach Pińczowa i w strefie podmiejskiej Warszawy, czyli w terenach odmiennych pod względem zarówno warunków naturalnych, jak i stopnia antropopresji. Trzeba też pamiętać, że zróżnicowanie regionalne obszarów może narzucać dobór odpowiednich wskaźników.

3. Poza regionalnym zróżnicowaniem obszarów, na możliwość doboru odpowiednich wskaźników wpływa presja antropogeniczna, modyfikująca (najczęściej osłabiająca) naturalne powiązania między cechami roślinności i gleb niezależnie od skali badań. Najprostszym wyznacznikiem tej presji jest sposób użytkowania ziemi. Analizy wykonane w okolicach Młodzaw wskazują na znacznie większą zmienność cech glebowych w lesie niż na obszarach polnych oraz na występowanie kilku wzorów zmienności przestrzennej tych cech (w szczególności inaczej zmienia się w przestrzeni wartość pH, wilgotności, oraz zawartość węgla i azotu). Ponadto użytkowanie ziemi (typ pokrycia terenu) wyraźnie wpływa na istotność relacji: 'cechy gleby–bioindykacyjna ocena gleby' oraz modyfikuje zależności między cechami gleby a położeniem hipsometrycznym.

4. Wiedza o tym, że niektóre wskaźniki mogą się zastępować, a inne się uzupełniają ułatwia ich dobór z punktu widzenia przyjętego celu badań (*aim oriented*). Na przykład – w badaniach nakierowanych na ocenę akumulacji węgla w zbiorowiskach leśnych należy wykorzystać inną grupę wskaźników geobotanicznych i glebowych niż w przypadku oceny wieloletniego trendu synantropizacji, choć w obu przypadkach będą to wskaźniki wykorzystujące charakterystyki składu gatunkowego runa i właściwości chemicznych gleb.

5. Znajomość powiązań korelacyjnych (przy uwzględnieniu wszystkich warunkowań wynikających ze skali opracowania, odmienności regionalnych, sposobu użytkowania ziemi, itd.) nie tylko umożliwia dobór właściwych wskaźników, ale także pozwala na redukcję ich liczby, aby otrzymać tzw. „minimalny wystarczający zestaw” wskaźników charakteryzujących badane zjawisko lub proces wielostronnie i wyczerpująco. Można zatem w zależności od postawionego celu tak dobrać wskaźniki, aby się wzajemnie uzupełniały. Zdając sobie sprawę z ograniczeń roli wskaźników można je stosować w różnych sytuacjach zamiennie (na przykład żmudne badania wilgotności czy żyzności gleb, zastąpić ocenowymi wskaźnikami geobotanicznymi F, N, bądź H), i to zarówno na poziomie zbiorowiska, jak krajobrazu roślinnego.

Przedstawione powyżej prawidłowości mają charakter ogólny, daleko wykraczający poza przytoczone wyniki badań indykacyjnych na obszarach modelowych. Prawidłowości te należy brać pod uwagę zarówno przy planowaniu badań o charakterze czysto poznawczym lub aplikacyjnym, jak i przy interpretacji uzyskanych rezultatów.



### III. OCENA PRZYDATNOŚCI WSKAŹNIKÓW W PRAKTYCE

---

#### 7. Zastosowanie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych w praktyce

##### 7.1. Zastosowanie wskaźników geobotanicznych

Fitoindykacja geobotaniczna powstała i rozwinęła swoje koncepcje przede wszystkim z potrzeb praktycznych, gdy okazało się, że na podstawie roślinności (jej roli wskaźnikowej) taniej i szybciej można diagnozować cechy środowiska fizycznogeograficznego niż na podstawie rzeczywistych pomiarów glebowych. Poniżej zasygnalizowano przykłady zastosowań wskaźników geobotanicznych w różnych praktycznych działaniach.

###### 7.1.1. W leśnictwie

Ważnym problemem, na który zwracają uwagę naukowcy w wielu krajach Europy, a także poza nią, są skażenia przemysłowe powodujące depozycję atmosferycznego azotu i koncentrację w glebie nadmiaru substancji odżywczych i zakwaszających w ekosystemach leśnych. Ta dostawa azotu wpływa na kondycję zdrowotną, produktywność oraz bogactwo gatunków w różnych typach lasów (Binkley, Högberg, 1997; Falkengren-Grerup, 1995; Kellner, Redbo-Torstenson, 1995) np. nastąpił wyraźny wzrost liczby gatunków azotolubnych (m.in. *Anthriscus sylvestris*, *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus*), a wycofywanie się gatunków oligotroficznych z rodziny *Ericaceae* oraz porostów.

Długotrwała depozycja substancji zakwaszających i związków azotowych prowadzi do eutrofizacji i zmiany odczynu gleby, co powoduje rozrastanie się gatunków nitrofilnych, które zacieniają i wypierają drobniejsze gatunki, wymagające większej ilości światła dochodzącego do dna lasu (Diekmann, 1995). Do oceny eutrofizacji oraz stopnia zakwaszenia siedlisk wykorzystywane są z powodzeniem ekologiczne liczby wskaźnikowe określające wymagania gatunków względem związków azotowych (liczba azotowa N) i zakwaszenia gleb (liczba kwasowości – reakcji R). Skale ekologicznych liczb wskaźnikowych służyć mogą również do określenia diagnoz siedliskowych stanowisk, na przykład w obrębie lasów



liściastych różniących się kwasowością gleb czy zasobnością w związki odżywcze, a co jeszcze ważniejsze – między lasami liściastymi, a innymi typami roślinności, np. zbiorowisk łąkowych, wrzosowisk czy bagien „cierpiących” z powodu depozycji azotu (Diekmann, 1995).

Innym ważnym problemem w leśnictwie jest zmiana struktury i wilgotności gleby zbiorowisk leśnych związana z antropogenicznymi, a często także naturalnymi zmianami stosunków wodnych i szczególnej wrażliwości gatunków runa na te zmiany. Takie badania prowadzili belgijscy naukowcy w lasach bukowych występujących na tym samym typie gleby i terenach podobnie położonych (Godefroid i inni, 2003). Wilgotne gleby są mniej wrażliwe na plastyczne deformacje niż suche. Brak wystarczającej wiedzy na temat wzajemnego wpływu struktury gleby i jej wilgotności na rozmieszczenie gatunków runa w ekosystemach leśnych spowodowało, że prowadzone badania koncentrowały się na znalezieniu odpowiedzi na pytania: (1) jak „reagują” gatunki leśne warstwy runa na różną strukturę gleb wzdłuż gradientu wilgotności, oraz (2) czy gatunki roślin – wskaźniki wilgotności tolerują znaczną zwięzłość gleby. Średnie ważone wartości wilgotności F obliczone na podstawie systemu liczb wskaźnikowych Ellenberga są pomocne w dyskusji nad rolą zwięzłości i wilgotności gleby dla trwałej gospodarki leśnej, a szczególnie dostępności wody do dna lasu.

Jak już wielokrotnie sygnalizowano i wykazywano w tej pracy, zróżnicowanie siedlisk pod względem zawartości azotu glebowego, reżimu wilgotnościowego, typu próchnicy leśnej czy kwasowości gleb może być diagnozowane na podstawie obecności gatunków o określonej wartości wskaźnikowej. To założenie wykorzystali autorzy atlasu *Indicator plant species in Canadian forest* (Gordon i inni, 1997). Wykazali oni, że „wartość” gatunku jako indykatora wyraża jego amplituda względem zmiennej środowiska i wprowadzili określenia wskaźników: „umiarkowane”, „dobre” i „doskonałe”. Wybrano 80 gatunków leśnych, które są (co najmniej) dobrymi indykatorami warunków siedliskowych; umiejscowiono je w siatce wilgotnościowo-żywnościowej oraz zilustrowano zasięg geograficzny. Autorzy atlasu zwracają uwagę, że wiele gatunków jest wrażliwych na zmianę stosunków wodnych w wyniku melioracji (osuszenia) lub wzrostu uwilgotnienia siedlisk. Jest to opracowanie niezwykle pomocne w gospodarce zasobami leśnymi Kanady, a obejmuje gatunki roślin runa jako warstwy najbardziej wrażliwej na zmiany.

Ważne i szersze niż dotyczące tylko przydatności fitoindykacji, jest zagadnienie roli wskaźnikowej dwóch typów lasów: dojrzałych (starych) i tzw. współczesnych. Z. Dzwonko (2001a, b) zauważa, że skale ekologicznych liczb wskaźnikowych sprawdzają się i są względnie dobrymi „miarami” warunków środowiskowych (średnie wartości wskaźnikowe światła L, kwasowości R i zawartości azotu N) w starych, dojrzałych lasach z ustabilizowaną kompozycją gatunków. Ponieważ lasy współczesne budowane są przez gatunki tzw. „słabsze indykatory”, w nieustabilizowanych ekosystemach leśnych średnie ważone wartości liczb wskaźnikowych powinny być interpretowane ostrożnie i weryfikowane na podstawie rzeczywistych pomiarów cech środowiskowych.

Wyniki analiz geobotaniczno-indykacyjnych przeprowadzonych w różnych typach lasów wiążą się z rolą gatunków w kolonizowaniu siedlisk leśnych. Rośliny bardzo wolno kolonizujące nowe lasy lub w ogóle do tego niezdolne mogą

być uznane za wskaźnikowe starych lasów, gdyż ich obecność sugeruje długie i nieprzerwane istnienie w danym miejscu oraz często wskazuje na pierwotne pochodzenie lasu. Do współczesnych lasów wnikają najszybciej te gatunki, których nasiona są przenoszone przez zwierzęta oraz na duże odległości – przez wiatr, najwolniej natomiast gatunki z ciężkimi nasionami, rozsiewanymi przez mrówki lub rozrastające się wegetatywnie. Jest interesujące, a także przydatne w praktyce, że gatunki przenoszone przez zwierzęta i przez wiatr wymagają gleb kwaśnych (niska liczba R) i oligotroficzných (niska liczba N). Dlatego takie gatunki jak: *Majanthemum bifolium*, *Frangula alnus*, *Vaccinium myrtillus* i *Pteridium aquilinum* zdarzały się znacznie rzadziej we współczesnych niż w sąsiadujących starych lasach. Wynika to z niewielkiej ilości oligotroficzných i kwaśnych stanowisk w lasach współczesnych, których brak zmniejsza szanse kolonizacyjne wspomnianych wyżej gatunków wskaźnikowych. Średnie wartości wskaźnikowe R i N były wyższe w wielu współczesnych niż w starych lasach na tych samych glebach. Dodatkową przeszkodą jest występująca w lasach współczesnych *Carex brizoides*. Turzyca ta formuje grubą i gęstą warstwę rozłogów, liści i korzeni, zwłaszcza na ubogich glebach biellicowych i brunatnych wylugowanych, które przeszkadzają kiełkowaniu nasion i utrwaleniu siewek wielu różnych gatunków (Faliński, 1986; Dzwonko, Gawroński, 1994).

Problem różnic w składzie gatunkowym starych i współczesnych lasów liściastych analizowany był także w północno-zachodniej i środkowej Europie (Hermy i inni, 1999). Analizy fitoindykacyjne 132 gatunków wykazały, że gatunki starych lasów lepiej tolerują zacienienie, ponadto więcej jest wśród nich geofitów i gatunków znoszących stres, znaczną ich część stanowią myrmekochory, barochory i autochory, niezdolne do rozprzestrzeniania na większe odległości, a zatem najwolniej kolonizujące nowe miejsca. Podobne badania przeprowadzone w Szwecji, Belgii, a także Ameryce wykazały niezwykle wolne tempo migracji gatunków ze starych do współczesnych lasów (Bossuyt, Hermy, 2001).

Inny niezwykle istotny problem, to zagrożenie wyginięciem gatunków leśnych. Tu przydatność fitoindykacji geobotanicznej jest bezsporna. Zagadnienie to, w lasach Szwecji, rozważała L. Gustafsson (1994). Z analiz przeprowadzonych na podstawie ekologicznych liczb wskaźnikowych wynika, że gatunki te występują w lasach znacznie żyzniejszych, z podwyższonym odczynem gleby (pH) i nieco zwiększoną zawartością dostępnych związków azotowych niż niezagrożone. W Szwecji niewiele jest żyznych stanowisk z wysoką różnorodnością gatunkową, co powoduje, że taksony wymagające takich warunków, jako gatunki zagrożone wyginięciem znajdują się w tym kraju w *Czerwonej Księdze Roślin* (Gustafsson, 1994).

Wszelkie antropogeniczne zmiany w ekosystemach leśnych – m.in. przerzedzanie drzewostanów zmieniające dostęp światła do dna lasu, zmiana stosunków wodnych czy eutrofizacja siedlisk, to procesy, do których oceny wartość wskaźnikowa gatunków i zbiorowisk roślinnych może być cennym i przydatnym narzędziem.

### 7.1.2. W rolnictwie

W latach 1950. okazało się, że wskaźnikowa wartość gatunków roślin, szczególnie tych towarzyszących uprawom zbożowym i okopowym, a więc chwastów, stała się przydatna do oceny zasobności gleb w substancje odżywcze. Zostało to

niejednokrotnie potwierdzone w badaniach szczegółowych i znalazło swój wyraz w przejściu od opracowań glebowo-bonitacyjnych do biologiczno-bonitacyjnych w planowaniu upraw w wielu krajach (Kostrowicki, 1972). To zainteresowanie przydatnością cech wskaźnikowych roślin dla rolnictwa dało w zasadzie początek skalom ekologicznym liczb wskaźnikowych roślin (Roo-Zielińska, 2004).

Znaczenie fitoindykacji geobotanicznej do oceny przydatności terenu na potrzeby rolnictwa wykazywane było w Polsce przede wszystkim przez Z. Wójcik (1977, 1983) oraz S. Borowca (1972 a, b). Dotyczy to tzw. kompleksów rolniczej przydatności gleb, a skala ekologiczna Ellenberga, szczególnie dotycząca chwastów towarzyszących uprawom okopowym i zbożowym, umożliwia określenie stosunków wilgotnościowych w obrębie poszczególnych kompleksów i ułatwia odpowiedź na pytanie, czy tworzą one wyraźnie wyodrębniające się jednostki lub szeregi ekologiczne ilustrowane w układzie współrzędnych, gdzie stosunki wilgotnościowe, trofizm, odczyn i zasobność w azot zostały ocenione na podstawie wymagań siedliskowych chwastów wyrażonych liczbami wskaźnikowymi Ellenberga. Analizy fitoindykacyjne wykonane przez S. Borowca (1972 a, b) wskazują większą trafność i subtelność oceny stosunków wilgotnościowych w uprawach na podstawie roli wskaźnikowej chwastów niż rzeczywiste pomiary właściwości gleb. Badania Borowca i innych (1975) świadczą o tym, że kompleksy przydatności rolniczej gleb na Pomorzu Zachodnim stanowią odrębne jednostki ekologiczne wykazujące swoiste cechy.

Diagnozy siedliskowe na podstawie skali ekologicznej chwastów H. Ellenberga (1956) okazały się przydatne przy porównaniu warunków rozwoju roślin uprawnych w różnych regionach geograficznych. Na przykładzie Beskidu Niskiego okazało się, że metody fitoindykacyjne mogą być przydatne przy wyznaczaniu granic typów siedlisk. Można w ten sposób rozpoznawać odrębność nawet małych płątów roślinności i odpowiadających im siedlisk, odmiennych przede wszystkim pod względem zasobności (Wójcik, 1977).

Przykładem wykorzystania gatunków roślin towarzyszących uprawom jako indykatorów warunków siedliska jest opracowanie *Chwasty jako wskaźniki warunków glebowych* (Hill i Ramsay, htm). Gatunki roślin tej grupy odgrywają rolę w ocenie żyzności siedlisk, ich odczynu i obecności wapnia; mogą być także wskaźnikami obecności i jakości wody gruntowej. Również kolor liści i kwiatów wielu gatunków chwastów może dostarczać informacji o właściwościach gleb. Na przykład chaber o kwiatkach niebieskich występuje na glebach bogatych w związki wapnia, natomiast o różowych – wskazuje na gleby kwaśne. Hill i Ramsay (htm) są zdania, że znajomość gatunków chwastów na polu uprawnym i ich wartość wskaźnikowa pozwoli prowadzić gospodarkę rolną w sposób optymalny.

### 7.1.3. Do monitoringu

Zmiany różnych komponentów środowiska przyrodniczego są analizowane w Polsce w ramach programów monitoringowych. Wśród nich najważniejsze z punktu analizy roślinności są: Monitoring Lasu, M. Zintegrowany, M. Przyrodniczy oraz M. Różnorodności Biologicznej.

W latach 1990. powstał pilotażowy projekt systemu biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska, gdzie obok wskaźników skażeń: mchów, igieł

sosny oraz porostów (Grodzińska i inni, 1993) omówiono przydatność gatunków roślin naczyniowych, zbiorowisk roślinnych oraz przypisanych im liczb ekologicznych Ellenberga do oceny cech klimatu i podstawowych właściwości gleb (Kostrowicki i inni, 1991, niepubl.). Ten projekt wskaźników na potrzeby ówczesnego Monitoringu Środowiska stworzył wytyczne do badań nad stanem środowiska trzech kompleksów leśnych: Puszczy Boreckiej, Puszczy Kampinoskiej i Puszczy Niepołomickiej – położonych na transekcje biegnącym z północy na południe Polski. Porównanie tylko dojrzałych fitocenoz boru mieszanego wskazuje na zbliżony poziom naturalności, przejawiający się tym samym typem hemerobii i strategii życia roślin. Na podstawie występowania gatunków o określonych liczbach ekologicznych wykazano, że w Puszczy Boreckiej przeważają gatunki o optimum występowania na glebach słabokwaśnych, w Niepołomickiej – na kwaśnych, Puszcza Kampinoska zajmuje miejsce pośrednie. Najniższa zawartość związków azotowych wyrażona liczbą N jest charakterystyczna dla Puszczy Kampinoskiej, natomiast wyraźnie wysoka – dla Puszczy Boreckiej (Roo-Zielińska, Solon, 1992, niepubl.).

Przydatność wybranych ekologicznych skal jakościowych i rangowych (pseudocilościowych) do monitoringu lasów wykazano także na podstawie innych obszarów (Roo-Zielińska, Solon, 1991). Analiza dotyczyła szczególnie typu rozsiewania i zapyłania w lasach liściastych Puszczy Białowieskiej oraz zastosowania skal ekologicznych liczb wskaźnikowych do oceny warunków środowiska abiotycznego okolic Pińczowa z uwzględnieniem analiz procesów sukcesyjnych nasadzeń modrzewiowych i dębowych (Roo-Zielińska, Solon, 1990).

W Zintegrowanym Monitoringu Środowiska Przyrodniczego znaczną rolę odgrywa roślinność jako ten element, na podstawie którego można wnioskować o innych komponentach środowiska. Zastosowanie wskaźników geobotanicznych jako cennego narzędzia wykorzystującego układy ekologiczno-roślinne do oceny wielu elementów środowiska przyrodniczego została opisana wraz z instrukcją postępowania dla stacji bazowych wybranych do badań monitoringowych (Roo-Zielińska, Kostrowicki, 1995).

W Monitoringu Lasu analizuje się zmiany zachodzące na tzw. testowych powierzchniach monitoringowych, wykorzystując – zależnie od postawionego celu – skale ekologiczne – zarówno jakościowe, jak i rangowe (por. rozdział 3.1.1). W obrębie zbiorowisk leśnych runo nie jest jednorodne, lecz zróżnicowane na fragmenty tworzące układ mikropowierzchni różniących się pod względem dominujących gatunków i form życiowych. Takie poziome zróżnicowanie runa jest jedną z najważniejszych charakterystyk fitocenoz leśnych, a liczba i udział gatunków reprezentujących określone formy życiowe są przede wszystkim zależne od czynników lokalno-siedliskowych takich jak żyzność i wilgotność gleby, a także od dostępu światła do dna lasu (Solon, 2000).

Gatunki warstwy runa zbiorowisk leśnych są stosunkowo mało odporne na wiele form oddziaływań antropogenicznych. Ocenę stopnia antropogenicznego odkształcenia stanowiska można określić na podstawie grup gatunków o określonej strategii życia roślin i stopniu hemerobii. Analiza powierzchni monitoringowych dotyczy także wilgotności podłoża, ich kwasowości i zawartości azotu, ocenianych w skali liczb wskaźnikowych Ellenberga (Solon, 2000).

Raport dotyczący Monitoringu Ekosystemów Leśnych w Europie (de Vries i inni, 2003) wskazuje na ogromną rolę gatunków roślin runa jako indyktorów warunków środowiska takich jak: żyzność gleb, kwasowość, zawartość składników przyswajalnych dla roślin, dostępność wody, a także wybranych cech klimatu. Na podstawie analizy 3870 gatunków runa z 23 krajów europejskich (w tym Polski) stanowiących wspólną bazę danych, wykazano, że: (1) tylko 10% analizowanych gatunków znajduje się w skrajnych przedziałach skali Ellenberga; (2) większość gatunków występuje w przedziałach skali kontynentalizmu Ellenberga K2-5 oraz w przedziałach skali temperatury T3-7. Wykazano ponadto związek między wartościami wskaźnikowymi Ellenberga a właściwościami środowiska ( $R^2$  0,54–0,77).

Spośród wszystkich analizowanych zależności, najsilniejsza jest korelacja wartości liczby T Ellenberga i rocznej temperatury powietrza ( $R^2$  0,77). Dowodzi to, że w wieloletnich badaniach monitoringowych rola gatunków roślin jako wskaźników zmian klimatu, szczególnie ocieplenia, może być znacząca.

Warto tu wspomnieć też o przeglądzie ostatnich projektów wchodzących w zakres Monitoringu Różnorodności Biologicznej lasów w Europie, włączając Rosję (Khanina i inni, 2001), opracowanego na podstawie informacji zebranych z 547 projektów. W opracowaniu tym wskazano na przydatność ekologicznych liczb wskaźnikowych H. Ellenberga (Ellenberg, 1974) i E. Landolta (Landolt, 1977), a w Rosji B. Vorobyeva (1953), L. Ramienskigo (i inni, 1956) i D. Tsyganova (1983). Autorzy projektu zwracają też uwagę, iż ekologiczno-socjologiczne grupy gatunków o podobnych morfologicznych i ekologicznych właściwościach występujących w zbiorowiskach leśnych różnych typów, a także gatunki (szczególnie drzewa), o określonej liczbie światła L, mogą być wykorzystane do prób rekonstrukcji historii lasów.

#### 7.1.4. W planowaniu przestrzennym

Przykładem modelowym współdziałania urbanistów i architektów z przedstawicielami nauk przyrodniczych było planowane w latach 1980. osiedle mieszkaniowe Białoleka Dworska. Celem badań było stworzenie nowoczesnych podstaw przyrodniczych do właściwego zaprojektowania osiedli mieszkaniowych z optymalnymi dla nich warunkami środowiskowymi i przy zachowaniu możliwie dobrze funkcjonującej przyrody w osiedlach i terenach przyległych. Przeprowadzone badania dały podstawę do tworzenia ekofizjograficznych zasad kształtowania środowiska przyrodniczego w osiedlach mieszkaniowych. Wykorzystanie wszelkich doświadczeń w zakresie ukazywania najważniejszych relacji przestrzennych i przestrzenno-czasowych szaty roślinnej wraz z odniesieniem do właściwości siedlisk wydaje się w tych analizach niezwykle istotne.

W idei przyświecającej twórcom eksperymentalnego projektu urbanistycznego zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolece Dworskiej w Warszawie (Andrzejewski, 1980, 1982, 1985), bardzo przydatnym narzędziem okazały się wskaźniki geobotaniczne (Roo-Zielińska, 2004). Projekt ten uwzględniał zasady kształtowania ekologicznego układów przestrzennych, tj. (1) zachowanie ciągłości ekosystemów w czasie i w przestrzeni oraz różnorodności nisz ekologicznych; (2) zachowanie równowagi między warunkami abiotycznymi (szczególnie tymi, które powstają



po zainwestowaniu obszaru) a tworzonymi systemami ekologicznymi. Wykonane na potrzeby wspomnianego projektu mapy geobotaniczne (Roo-Zielińska, 1982) traktowane są z założenia jako równorzędne składniki opracowania ekofizjograficznego, na które składają się m.in. studia klimatologiczne (Stopa-Boryczka i inni, 1982), hydrologiczne (Jaroszewski, 1982) oraz glebowe (Konecka-Betley i inni, 1982).

Najbardziej interesujący wydaje się sposób wykorzystania informacji zawartej na mapach geobotanicznych i wszelkich fitoindykacyjnych mapach pochodnych w syntezie badań ekofizjograficznych. Natomiast szczegółowe wyniki waloryzacji szaty roślinnej – uwzględniające jej strukturę, stopień komplikacji, właściwości zdrowotne, walory krajobrazowe – posłużyły do sformułowania wskazówek na temat racjonalnego zagospodarowania i wykorzystania poszczególnych fitocenozy. Zachowanie już istniejących ekosystemów nie tylko miało zapewnić w osiedlu „naturalne warunki”, ale biocenozy miały być ośrodkami, z których rozprzestrzeniałyby się rośliny i zwierzęta (Gacka-Grzesikiewicz, Różycka, 1977; Roo-Zielińska, 1982; Stala, 1982).

Osiedle Białółka Dworska nie doczekało się realizacji na opisanych zasadach, wobec skomplikowanej sytuacji polityczno-ekonomicznej w owym czasie. Jednak zdobyte wówczas doświadczenia i wnioski mogą być użyteczne w indywidualnych rozwiązaniach, których każdorazowo wymaga – w części przecież niepowtarzalna dla danego obszaru – sytuacja ekologiczna i różnorodne cele planowania przestrzennego.

Omówiony wyżej typ ekologicznej waloryzacji terenu jest najbardziej przydatny przy konstrukcji planów zagospodarowania przestrzennego strefy podmiejskiej. Przy innym celu badań waloryzacja ekologiczna terenu może wykorzystywać zupełnie odmienne kryteria i odpowiadać na inne pytania.

Przykładem współpracy planistów z przyrodnikami jest ocena ekologiczna dzielnicy Tiergarten w Berlinie, która zawiera – oprócz mapy roślinności rzeczywistej – mapę antropogenicznych przekształceń roślinności wyrażonych za pomocą 5 stopni hemerobii (Sukopp, 1979). Największy publikowany dorobek pod postacią map roślinności opracowanych na użytek planowania przestrzennego i ochrony środowiska w obszarach zurbanizowanych ma prawdopodobnie Japonia. Dla miasta Kamakura są to np. 3 mapy w skali 1:10 000 przedstawiające roślinność rzeczywistą, roślinność potencjalną oraz stopień naturalności roślinności (Myawaki i inni, 1973, za Falińskim, 1991).

Istotny jest fakt, że roślinność nawet w przypadku jej częściowego zniszczenia nie traci właściwości wskaźnikowych; to sprawia, że metody geobotaniczno-siedliskowe są szczególnie przydatne w badaniach obszarów zdegradowanych, dynamicznie się przekształcających. Zatem warto zaznaczyć, że różnego typu formy oddziaływań ludzkich mają geobotaniczne konsekwencje dla życia roślin. Zmiana stosunków wodnych (obniżenie lub podwyższenie poziomu wody gruntowej), imisja zanieczyszczeń czy zmiana geochemicznego charakteru podłoża wpływa na wilgotność, kwasowość i zawartość azotu w podłożu, co z kolei znajduje wyraz w składzie florystycznym zbiorowisk roślinnych. Jest istotne, że zastosowanie wskaźników geobotanicznych pozwala w dużej mierze na prognozowanie kierunków przekształceń szaty roślinnej i siedlisk.

### 7.1.5. W rekreacji i turystyce

Na obszarach wykorzystywanych w turystyce i rekreacji roślinność jest narażona przede wszystkim na mechaniczne niszczenie, co prowadzi do degradacji nie tylko pojedynczych gatunków, ale całych zbiorowisk. Turystykę (łącznie z rekreacją), można zatem określić jako zespół czynników synantropizacji<sup>8</sup>, a wśród nich wyróżnić wydeptywanie prowadzące do mechanicznego niszczenia roślinności i zaśmiecanie prowadzące do jej ruderalizacji (Faliński, 1991).

Szczególnie intensywne i zarazem widoczne są zmiany roślinności wywołane wydeptywaniem podłoża, gdyż szybko ulega ono w tym miejscu zniszczeniom, a proces regeneracji jest niestety bardzo powolny. W intensywnie użytkowanych glebach obserwowano obniżenie kwasowości czynnej, zmniejszenie pojemności sorpcyjnej, zawartości węgla i przyswajalnego azotu. Pogorszeniu uległy także stosunki termiczne wierzchnich warstw podłoża (Róg, 1985, Bhujju, Ohsawa, 1998). Rekreacji i turystyce towarzyszy m.in. zaśmiecanie, powodujące eutrofizację siedlisk, a ta z kolei jest przyczyną zmian struktury i składu florystycznego fitocenoz, w których pojawiają się azotolubne (nitrofilne) gatunki ruderalne. Tu wartość indykacyjna roślinności może być bardzo duża, gdyż roślinność, jak już powiedziano, mimo częściowego zniszczenia nie traci swych własności wskaźnikowych.

W literaturze spotyka się wiele propozycji metod racjonalnego wykorzystania zbiorowisk roślinnych w turystyce i rekreacji. W tym celu wprowadzono wskaźnik tzw. chłonności naturalnej, oznaczający dopuszczalną liczbę użytkowników, którzy przebywając na danym terenie nie wywołują przekształceń środowiska przyrodniczego. Taki wskaźnik niezbędny jest leśnikom, kształtującym zbiorowiska leśne oraz planistom przestrzennym projektującym obszary pod użytkowanie rekreacyjne.

A.S. Kostrowicki (1981) zaproponował grupę metod obliczania chłonności naturalnej uwzględniających, oprócz zbiorowisk leśnych, także m.in.: łąki, murały dywanowe oraz pastwiska. Przykład obliczenia chłonności naturalnej dla boru mieszanego pokazuje, że nawet niewielka liczba 5–8 osób na 1 ha tygodniowo ogranicza już rozwój gatunków bardziej wrażliwych na mechaniczne niszczenie. Przy obciążeniu 40 osób/ha/tydzień niemożliwe jest odnowienie lasu, gdyż niszczone są siewki dębów i sosen. Na badanej powierzchni runa w borze mieszanym przy obciążeniu minimalnym powierzchnia zajęta przez roślinność zmniejszyła się tylko o 0,2%, przy obciążeniu średnim już o 12,8%, a przy maksymalnym aż o 31,2% (Kostrowicki, 1981). Z danych dotyczących odporności poszczególnych zespołów wynika ważne spostrzeżenie, że runo zespołów leśnych jest bardziej podatne na zniszczenia na skutek wydeptywania bądź grabienia niż zbiorowiska trawiaste. Wielokrotnie większa odporność siedlisk charakteryzuje zespoły trawników darniowych i pastwisk, jednak przy obciążeniu powyżej 100 osób/ha/tydzień (zwłaszcza gdy obciążenie w tych miejscach jest niejednorodne) także te fitocenozy ulegają degeneracji.

<sup>8</sup> Synantropizacja – to część kierunkowych zmian, jakie zachodzą na kuli ziemskiej wskutek działalności człowieka, a objawiają się jako zastępowanie składników swoistych (endemicznych) przez nieswoiste (kosmopolityczne), zastępowanie składników rodzimych (autochtonicznych) przez przybyszów (elementy allochtoniczne) bądź zastępowanie składników stenotopowych przez eurytopowe (Faliński, 2001).



Opracowaniem traktującym o relacji między roślinnością a rekreacją jest publikacja A. Krzymowskiej-Kostrowickiej (1997). Omówiła ona i scharakteryzowała około 80 typów zbiorowisk roślinnych, które połączyła w 20 grup na podstawie podobieństwa w kształtowaniu bioklimatu rekreacyjnego, właściwości bioterapeutycznych i psychoregulacyjnych oraz walorów estetycznych. Przy tych ocenach zakłada się, że obiektem zainteresowania ze strony ludzi jest roślinność, która jest dobrym wskaźnikiem warunków środowiska fizycznogeograficznego. Przestrzenne zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych jest uzależnione m.in. od rzeźby terenu, żyzności gleby oraz stosunków wodnych. Na podstawie znajomości szaty roślinnej można określić również tendencje rozwojowe istniejącej roślinności, co ma duże znaczenie w kształtowaniu układów roślinnych optymalnych dla rekreacji i turystyki.

Spośród występujących zbiorowisk roślinnych autorka wyodrębnia te, które mają najwyższe walory rekreacyjne. Są to zbiorowiska grądów, borów mieszanych, łąki i pastwiska typu świeżego. Wykazują one dużą odporność na użytkowanie rekreacyjne, mają sprzyjające dla człowieka warunki bioklimatyczne i równocześnie są atrakcyjne pod względem krajobrazowym. Olsy, mimo że atrakcyjne pod względem krajobrazowym, są w zasadzie nieprzydatne do rekreacji ze względu na specyficzne warunki siedliskowe (duża wilgotność i nierówność terenu spowodowana strukturą kępową, obecność gzów i komarów). Na przykład o wartościach estetycznych żywnych buczyn niżowych i górskich A. Krzymowska-Kostrowicka (1997) pisze „...są jednym z najpiękniejszych typów lasu. Żywa zielen liści tworzących okap kontrastuje z jasnoszarymi pniami drzew, jasnobrązową ściółką oraz runem o różnych odcieniach zieleni. Barwy jesienne działają odprężająco na psychikę, a duża widoczność stwarza poczucie bezpieczeństwa” (s. 95). Natomiast łągi wiązowo-jesionowe, choć są „obojętne” pod względem zdrowotnym, pod względem estetycznym są jednymi z „piękniejszych i dzikszych zbiorowisk leśnych” i podnoszą estetyczną wartość i zróżnicowanie krajobrazu (s. 104). Spośród zbiorowisk nieleśnych murawy ciepłolubne mają ogromną wartość zdrowotną ze względu na walory bioterapeutyczne, są to jednocześnie „najpiękniejsze zbiorowiska zielne w naszym kraju, ze względu na występowanie fenologicznych aspektów barwnych” (s. 116). Najwyższe walory zdrowotne mają bory sosnowe, obniżając ciśnienie krwi i działając łagodząco na układ nerwowy. Na siedliskach borów sosnowych lokowane są sanatoria leczące choroby układu oddechowego. „Są to zbiorowiska mało barwne, ale o niezwykle uspokajających bodźcach zapachowych i akustycznych; są cenne ze względu na swoisty bioklimat” (s. 84).

#### 7.1.6. W prognozie zmian klimatu

Wiele napisano w ostatnim dziesięcioleciu o „odpowiedzi” organizmów żywych na przewidywane globalne ocieplenie klimatu spowodowane działalnością człowieka.

W tym miejscu można przytoczyć opracowanie S. Pignattiego i innych (2001), w którym włoscy geobotanicy rozważali zastosowanie skali Ellenberga (jej wiarygodność i skuteczność) w analizie zmian flory i roślinności związanych ze zmianami klimatu. Jak piszą, trudnym zadaniem jest przypisywanie gatunkom roślin i różnym układom roślinnym prostych zależności ze zjawiskiem ocieplenia

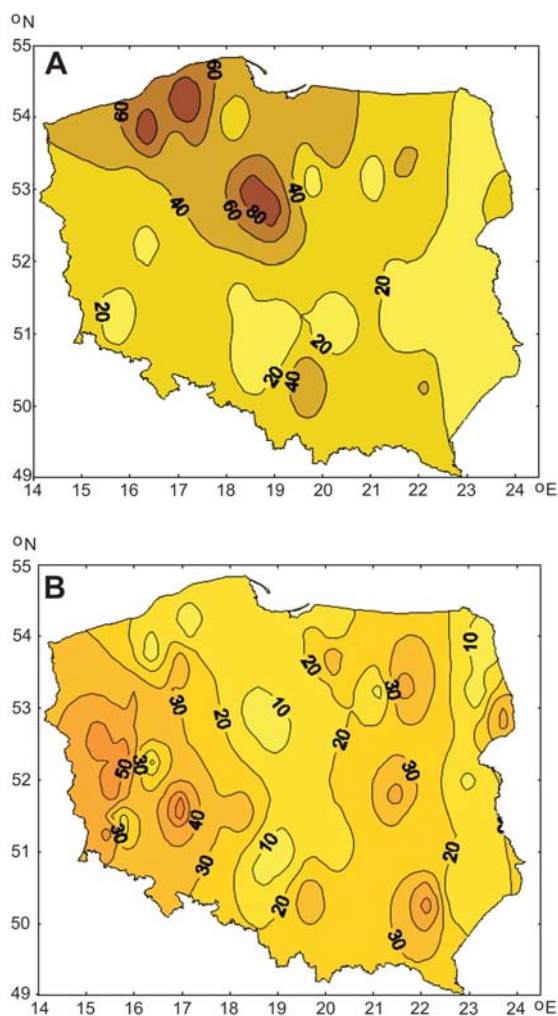
klimatycznego. Rozmieszczenie gatunków i kompozycja zbiorowisk roślinnych zależy w różnym stopniu od interakcji między zmiennymi środowiska (często innymi niż cechy klimatu), a często występujące niewielkie zmiany środowiskowe nie powodują radykalnych zmian fizjonomii oraz kompozycji gatunkowej (Wilson, Agnew, 1992). S. Pignatti i inni (2001) udowadniają, że wskaźniki geobotaniczne mogą być przydatne do zdefiniowania zbiorowisk roślinnych jako „odcisków” warunków środowiska (*fingerprints*) poprzez wykorzystanie ich składu gatunkowego do określenia ekologicznych spektrów wyrażających zmiany siedliskowe i klimatyczne. W ten sposób można śledzić skutki zmian klimatu w lokalnej florze i roślinności. Autorzy zwracają uwagę, że synekologiczne wymagania gatunków mogą zmieniać się poza ich optymalnym zasięgiem. W przypadku flory Włoch należało rozszerzyć 9-stopniową skalę temperatury T Ellenberga opracowaną dla warunków termicznych środkowej Europy do 12 stopni dla zdecydowanie ciepłolubnej flory Włoch. Dane florystyczne z doliny Inferno (położonej około 2 km od centrum Rzymu) analizowane były w dwóch okresach – w roku 1954 i 1998. Okazało się, że wraz z nasileniem się antropresji nastąpiły zmiany składu flory, a zatem jej waloru fitoindykacyjnego. W okresie niemal 50 lat wzrósł istotnie statystycznie udział gatunków termofilnych i kserofilnych, o zasięgu śródziemnomorskim, a wycofały się gatunki o zasięgu euroazjatyckim.

Większy w ostatnich latach wpływ wody do wierzchnich warstw gleby w czasie wegetacji (Pignatti i inni, 2001) był prawdopodobnie przyczyną wyższych współczesnie wartości wilgotności F. Natomiast wyraźny trend wzrostu wartości średniej liczby T może być związany z globalnym ociepleniem klimatu.

Wartość indykacyjna gatunków roślinnych może być wykorzystana także do określenia związku ich cech „własnych” oraz jako wskaźników komponentów siedliska z przewidywanymi zmianami klimatu. Przyjmując to założenie ciekawą pracę zaprezentował J. Solon (2003), który przedstawił zróżnicowanie przestrzenne wybranych cech runa borów sosnowych i borów mieszanych w Polsce oraz opisał przypuszczalne zmiany tych cech w przypadku przewidywanych zmian klimatycznych. Autor przeprowadził analizę na podstawie borów sosnowych. Wszystkie zbiorowiska reprezentują związek *Dicrano-Pinion*, a w jego obrębie dwa wikaryzujące zbiorowiska borowe: subkontynentalny bór świeży *Peucedano-Pinetum* i suboceaniczny bór świeży *Leucobryo-Pinetum* oraz zbiorowisko kontynentalnego dębowo-sosnowego boru mieszanego *Quercu roboris-Pinetum*. Określił on udział procentowy gatunków reprezentujących poszczególne formy życiowe Raunkiaera, typy trwałości liści, typy morfologiczne i wartości liczb fitoindykacyjnych L, T, K, F, R, N. Przestrzenny model zmian klimatu w Polsce dla roku 2040 autor przyjął na podstawie założeń zamieszczonych w opracowaniach J. Boryczki (1998) i J. Kalvovej (1996).

Należy podkreślić, że zaledwie pięć zmiennych zależnych (udział gatunków charakterystycznych dla klasy *Trifolio-Geranietae* – ciepłolubnych zbiorowisk okrajkowych – w ogólnej liczbie gatunków, udział hemikryptofitów w ogólnym pokryciu, udział gatunków wiecznie zielonych w ogólnym pokryciu, udział gatunków mezofilnych w ogólnej liczbie gatunków – liczba wilgotności F4 – oraz udział gatunków acydofilnych w ogólnej liczbie gatunków – liczba kwasowości R2 –

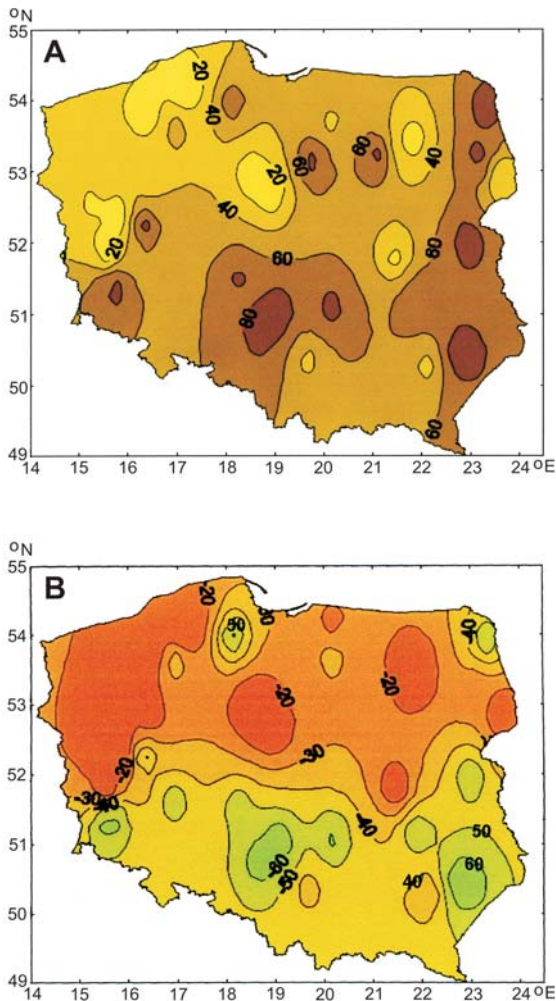
wykazały korelacje ze zmiennymi niezależnymi o podobnym stopniu istotności w obu analizowanych typach zbiorowisk. Wartości bezwzględne współczynników korelacji liczby gatunków runa z warunkami klimatycznymi są wyższe dla borów sosnowych i na wyższym poziomie istotności (0,38–0,49) niż analogiczne współczynniki odnoszące się do borów mieszanych (0,37–0,42). Udział powierzchniowy hemikryptofitów w obrębie borów sosnowych spada stosunkowo równomiernie z zachodu na wschód odpowiednio od 50% pokrycia do 10–20% i od 60 do 20% (ryc. 81A). W przypadku zmiany klimatu należy się spodziewać w obrębie borów sosnowych ogólnego wzrostu udziału hemikryptofitów, o 10% w części północnej i o 30% na południu Polski (ryc. 81B).



Ryc. 81. Zmienność przestrzenna udziału powierzchniowego hemikryptofitów w ogólnym pokryciu runa (%) (źródło: Solon, 2003).

A – bory sosnowe, stan obecny, B – bory sosnowe, zmiany do roku 2040

Udział powierzchniowy krzewinek w runie borów sosnowych spada stosunkowo równomiernie ze wschodu na zachód – od 60–80 do 20%. Układ ten jest najbardziej widoczny na północ od 52° szer.geogr. N, natomiast w południowej części kraju jest modyfikowany przez silne zróżnicowanie siedliskowe (ryc. 82A). W przypadku zmiany klimatu należy spodziewać się w obrębie borów sosnowych ogólnego silnego spadku udziału krzewinek (zastępowanych przez hemikryptofity – głównie gatunki trawiaste), przy czym największy spadek będzie miał miejsce na południu Polski (ryc. 82B).



Ryc. 82. Zmienność przestrzenna udziału powierzchniowego zdrewniałych chamefitów (krzewinek) w ogólnym pokryciu runa (%) (źródło: Solon, 2003)  
A – bory sosnowe, stan obecny; B – bory sosnowe, zmiany do roku 2040

Podsumowując warto podkreślić przydatność wskaźników geobotanicznych: populacji gatunków roślin, grup ekologicznych oraz zbiorowisk roślinnych do analiz środowiskowych, porównując ich walor fitoindykacyjny w różnych okresach, odległych o co najmniej 20 lat. Roślinność bowiem, jak już sygnalizowano, reaguje stosunkowo wolno na zadziaływanie czynnika sprawczego. Obserwacje na powierzchniach badawczych w okresach krótkich (ok. 2 lat) nie pozwalają uchwycić jednoznacznie zmian sukcesyjnych zachodzących w układach roślinnych. Dotyczy to przede wszystkim zmian klimatycznych, ale także siedliskowych – „ewolucyjnych” (m.in. przewidywane powolne globalne ocieplenie klimatu, prześwietlenie koron drzew w lasach, spasanie, melioracja, eutrofizacja), a nie „rewolucyjnych” (powodzie, huragany, pożary), gdy roślinność może być zniszczona natychmiast.

Jak zwracają uwagę K. Thompson i inni (1993) oraz S. Pignatti i inni (2001), do rozwiązania nasilających się problemów związanych ze współczesnym sposobem użytkowania ziemi, zmianami klimatu i wpływem zanieczyszczeń niezmiernie potrzebne są generalizacje dotyczące roślinności. Taką rolę w znacznym stopniu, jak wykazały zaprezentowane przykłady, spełniają wskaźniki geobotaniczne.

## 7.2. Zastosowanie wskaźników (metryk) krajobrazowych

Metryki krajobrazowe są powszechnie wykorzystywane jako indykatory różnych aspektów strukturalnych i funkcjonalnych krajobrazu. Większość przykładów zastosowań można umownie ująć w kilka podstawowych grup, takich jak: rejestracja zmian struktury w czasie, ocena różnorodności biologicznej i efektywności ochrony przyrody, pośrednia ocena zanieczyszczenia wód i integralności biologicznej, ocena stopnia przekształcenia antropogenicznego, przemieszczanie się substancji i produktywność krajobrazu oraz walory estetyczne (por. też: Mander i inni, 2005). Niektóre z tych zastosowań omówiono bardziej szczegółowo.

### 7.2.1. Rejestracja i ocena zmian struktury krajobrazu w czasie

W wielu analizach zmian krajobrazu w czasie, standardowo wykorzystuje się podstawowe wskaźniki: liczbę płatów, średnią powierzchnię płatu i odchylenie standardowe średniej powierzchni płatu oraz wskaźnik gęstości granic jako znaczące indykatory struktury i funkcjonowania krajobrazu (Cissel i inni, 1999). D. Hayes i inni (2002) przytaczają liczne przykłady zastosowań metryk krajobrazowych jako narzędzi do rejestracji, prezentacji i oceny zmian zachodzących w środowisku, głównie w wyniku działalności człowieka. Przede wszystkim cytują prace, w których wykorzystano wskaźnik zwartości (*Contagion Index*) i wymiary fraktalne, odległość lasów od dróg i stosunek obwodu do powierzchni jako wskaźniki zmian. Bardziej kompleksowe podejście proponuje F. Papadimitriou (2002). Uważa on, że nie wystarczy opis poszczególnych aspektów struktury, lecz niezbędna jest ocena kompleksowości krajobrazu opisana na podstawie wskaźników bardzo różnych kategorii. Jego zdaniem na kompleksowość składa się 10 cech: (1) liczba elementów, (2) liczba interakcji między elementami, (3) liczba połączeń między elementami, (4) intensywność interakcji, (5) nieliniowość interakcji, (6) otwartość na środowisko, (7) pętle interakcji, (8) odległość od stanu



równowagi, (9) wpływ stanów przeszłych na stany przyszłe, (10) lokalność interakcji. Trzy pierwsze cechy, niosące najwięcej informacji, wystarczają do ogólnego opisu kompleksowości. Bezpośrednia metoda tworzenia wskaźników oceny kompleksowości bazuje więc na tych trzech kluczowych cechach, wyrażonych za pomocą trzech indyktorów: różnorodności, fraktalności i funkcji. Proponowano już wiele wskaźników tych wartości, z których najczęstsze to: różnorodność użytkowania ziemi, różnorodność morfograficzna (georóżnorodność), fragmentacja oraz jakość wody i gleby (Papadimitriou, 2002).

Znacznie bardziej rozbudowane systemy wskaźników krajobrazowych wykorzystuje się przy analizie krajobrazów rolniczych, szczególnie do oceny efektywności programów rolnośrodowiskowych oraz do określenia wpływu zmian użytkowania ziemi na wielkość i dostępność zasobów ekologicznych. Metryki krajobrazowe (najczęściej miary kompozycji) traktuje się jako pośrednie indykatory czynników sterujących (*driving forces*). Zakłada się przy tym, że powinny to być miary zarówno stanu, jak i zmian (Olate i inni, 2000). Do celów praktycznych proponuje się m.in. następujące wskaźniki (*The Hampshire Landscape...*, 2000; Olate i inni, 2000): (1) udziały powierzchniowe: zarośli, obszarów bez roślinności, zbiorowisk trawiastych, nowych zalesień na gruntach porolnych odłogów, obszarów nawadnianych, plantacji drzew, mokradeł lub trzcinowisk, turzycowisk i ziołorośli w dolinach rzek, gruntów rolnych, muraw nawapiennych, lasów liściastych, nowych zalesień na stokach, zabudowy rozproszonej, wrzosowisk; (2) długość granic: upraw, żywopłotów, oraz – dodatkowo – długość zabytkowych dróg i alej; (3) liczbę stawów, innych małych zbiorników wodnych i mokradeł; (4) średnią wielkość pola ornego. Warto zauważyć, że cechy mierzone zostały tak dobrane, aby wskaźniki można było stosować zarówno na poziomie pojedynczych (dużych) gospodarstw, jak i w rejonach administracyjnych poziomu NUTS4. Ich przydatność już została wykazana w krajobrazach rolniczych Hiszpanii, Danii i Anglii (*The Hampshire Landscape...*, 2000; Olate i inni, 2000).

Ogólne wskaźniki struktury mogą być także wykorzystane do charakterystyki, typologii i regionalizacji krajobrazu na dużych obszarach. Dobrym przykładem takiego podejścia jest opracowanie M. Slak i A. Lee (2002). Autorzy ci przyjęli, iż głównymi kryteriami wyróżniania typów krajobrazów powinno być zróżnicowanie form użytkowania ziemi (określane na podstawie udziału powierzchniowego typów pokrycia terenu w arbitralnie przyjętych, kwadratowych polach podstawowych) oraz jednorodność wewnętrzna (zwana także teksturą lub poziomem wymieszania) w kwadracie (określana na podstawie macierzy przylegania dla 36 punktów równomiernie rozmieszczonych w kwadracie i obliczana wg wzoru:  $INT = \frac{\sum (C_{i,i})^2}{\sum (C_{i,j})^2}$ ). Na podstawie tych dwóch miar możliwe było także wyróżnienie krajobrazów jednorodnych ( $INT > 0,6$ ) oraz mieszanych ( $INT < 0,6$ ).

### 7.2.2. Indykacja różnorodności biologicznej

Powszechnie jest akceptowany pogląd, że różnorodność gatunkowa (roślin i zwierząt) wzrasta wraz ze wzrostem (1) zróżnicowania siedliskowego, (2) fragmentacji oraz (3) wielkości płatu. Ponadto, na obszarach rolniczych przeważająca część różnorodności biologicznej jest generowana przez nieproduktywne

(w sensie ekonomicznym), małe elementy krajobrazu. Zgodnie z tymi założeniami P. Duelli (1997) proponuje, aby za pośrednie oceny bogactwa gatunkowego uważać następujące cechy strukturalne krajobrazu: (1) liczbę typów biotopów na jednostkę powierzchni, (2) liczbę płatów na jednostkę powierzchni, (3) ogólną długość granic na jednostkę powierzchni, (4) udział powierzchniowy różnych grup ekosystemów (naturalnych, półnaturalnych i jednorocznych polnych). Należy jednak podkreślić, że powyższe podejście stanowi duże przybliżenie rzeczywistych zależności – inaczej kształtują się one w przypadku bogactwa gatunkowego roślin, a inaczej w odniesieniu do poszczególnych grup zwierząt.

W przypadku analizy bogactwa florystycznego często okazuje się, że miary różnorodności krajobrazu są dobrze skorelowane z miarami różnorodności gatunków, podczas gdy miary fragmentacji są powiązane jedynie z liczbą gatunków zagrożonych. Obie grupy wskaźników tworzą rosnący gradient od obszarów rolniczych, poprzez podmiejskie do miejskich, na co wpływa wzrastająca liczba gatunków obcego pochodzenia (Honnay i inni, 2003).

Z innych badań wynika, że liczba gatunków rodzimych jest dodatnio skorelowana z udziałem powierzchniowym lasów i ujemnie skorelowana z udziałem pól. Całkowita liczba gatunków jest dodatnio skorelowana z: (1) liczbą płatów rolniczych (co świadczy o tym, że większa liczba małych obszarów rolnych obejmuje proporcjonalnie więcej terenów marginalnych, które mogą pełnić rolę siedlisk lub korytarzy dla określonych gatunków), (2) wskaźnikiem równomierności Shannona (co świadczy o tym, że liczba gatunków rośnie wraz ze wzrostem równomierności udziałów powierzchniowych różnych typów użytkowania ziemi), (3) wskaźnikiem stosunku obwodu do powierzchni (co świadczy o tym, że im bardziej rozwinięte granice tym dłuższe strefy ekotonowe umożliwiające występowanie dodatkowych gatunków). Powiązania z metrykami fraktalnymi świadczą o tym, że im bardziej regularne geometryczne kształty płatów, tym niższa liczba gatunków rodzimych (Iverson, Prasad, 1998).

W wielu przypadkach związki między metrykami krajobrazowymi a bogactwem gatunkowym mają jedynie walor regionalny. Wykazali to m.in. S. Petit i inni (2004). Z ich badań wynika, że w nizinnych regionach Wielkiej Brytanii bogactwo gatunków wskaźnikowych starych lasów było pozytywnie skorelowane z wielkością płatu leśnego oraz z dwiema miarami liczby połączeń wewnątrz-krajobrazowych: (1) długością żywopłotów i linii drzew na powierzchni 1 km<sup>2</sup>, (2) powierzchnią wysp leśnych w promieniu 500 m od analizowanego płatu. Na wyżynach natomiast najlepszą zmienną objaśniającą były wartości wskaźników Ellenberga (Ellenberg i inni, 1991) jako miara zastępcza jakości siedliska, a nie obserwowano istotnego wpływu struktury przestrzennej.

Zróznicowanie regionalne zależności między metrykami krajobrazowymi a różnorodnością gatunkową może również zależeć od zróżnicowania typologicznego siedlisk. Należy wówczas stosować złożone miary kompozycji, np. wskaźnik pospolitości składu (WPS) określany wg formuły:  $WPS = [\Sigma(ai-1)] : N(K-1)$ ; gdzie:  $ai$  – parametr określający w ilu obiektach (jednostkach przestrzennych) występują elementy  $i$ tego typu, zawarty w przedziale od 1 do  $K$ ;  $K$  – liczba porównywanych obiektów;  $N$  – liczba typów elementów w analizowanym obiekcie (Solon, 1992). Wartość WPS zmienia się od 0 (w przypadku gdy w analizowanym



krajobrazie występują jedynie elementy unikatowe, niespotykane w żadnej innej porównywanej jednostce) do 1 (gdy elementy występujące w danej jednostce przestrzennej występują również we wszystkich innych). Miary tego typu odgrywają istotną rolę w ocenie jakości krajobrazu, gdyż często okazuje się, że jednostki krajobrazowe o niższej różnorodności wewnętrznej są znacznie cenniejsze w porównaniu z innymi, charakteryzującymi się wysokimi wskaźnikami różnorodności.

Inne podejście do oceny różnorodności typologicznej roślinności (a pośrednio także flory) prezentują M. Zebisch i inni (2004). Uwzględniają oni tylko zbiorowiska naturalne i półnaturalne o niskiej hemerobii (por. rozdz. 3.1.2) i uważają, że należy jednocześnie oceniać trzy aspekty różnorodności: kompozycję, strukturę i funkcję. Podstawą oceny kompozycji powinny być: (1) udział powierzchniowy płatów naturalnych i półnaturalnych i (2) średnie względne (w stosunku do ogólnej liczby typów na całym badanym obszarze) bogactwo typologiczne płatów na kolistej powierzchni 1 km<sup>2</sup>. Ocena zróżnicowania strukturalnego powinna bazować na: (1) średniej liczbie płatów (pół)naturalnych na kolistej powierzchni 1 km<sup>2</sup>, (2) wskaźniku bliskości (*proximity index*) dla płatów naturalnych i półnaturalnych. Do oceny wpływu zróżnicowania funkcjonalnego należy wykorzystać: (1) średni ważony wskaźnik hemerobii wszystkich płatów na całej powierzchni oraz (2) udział powierzchniowy płatów (pół)naturalnych podlegających zakłóceniom zewnętrznym. Te zakłócenia mogą pochodzić od dróg lub źródeł zanieczyszczenia, a ich wpływ jest określany za pomocą metody ważenia odległości i natężenia oddziaływania (*cost-distance method*). Dzięki takiemu podejściu otrzymuje się cały zestaw wskaźników, które łącznie służą do określenia potencjalnej różnorodności biologicznej oraz uwzględniają procesy zachodzące w krajobrazie, które mogą wpływać na różnorodność biologiczną.

Podobnie jak w przypadku roślin, różnorodność niektórych grup zwierząt (np. ptaki, motyle) można dobrze opisać za pomocą prostych wskaźników niejednorodności krajobrazu (np. na podstawie liczby typów użytkowania na jednostkę powierzchni, równomierności użytkowania ziemi liczonej jako  $H(L)/H_{\max}(L)$  oraz stopnia fragmentacji). Jednak w przypadku innych grup (np. płazy i gady) ważniejszy jest udział powierzchniowy jedynie wybranych, ważnych życiowo typów pokrycia terenu (Atauri, Lucio, 2001; Ortega i inni, 2004). Jeszcze inne podejście jest niezbędne przy pośredniej ocenie różnorodności dużych, wieloekosystemowych zwierząt (głównie ssaków). Poza metrykami podstawowymi, takimi jak wskaźniki fragmentacji, udziały powierzchniowe różnych typów pokrycia terenu (głównie lasu, pól oraz obszarów dużych zrębów) należy uwzględnić miary opisujące istniejące bariery, np. gęstość dróg czy gęstość innych elementów liniowych, takich jak linie energetyczne czy rurociągi (Bayne i inni, 2004). Okazuje się przy tym, że w przypadku wielu grup gatunków ważna jest nie tylko obecność określonych elementów przestrzennych, ale także konfiguracja przestrzenna, którą można opisać za pomocą modelu płatów i korytarzy i na tej podstawie określić „jakość” krajobrazu (Opdam, 1996).

W przypadku indykacyjnej oceny różnorodności biologicznej za pomocą wskaźników krajobrazowych szczególnie istotne są wskaźniki obrazujące dobrze zweryfikowane powiązania przyczynowo-skutkowe. Są to silne indyka-

tory bezpośrednie. Do oceny zagrożeń antropogenicznych i na potrzeby planowania polityki ochronnej za takie indykatory można uznać wskaźniki utraty siedlisk, wyrażone za pomocą metryk zmian kompozycji krajobrazu i metryk udziału powierzchniowego określonych typów ekosystemów (McAlpine, Eyre, 2003). Należy jednak podkreślić, że nie istnieje żaden ogólny model wiążący składniki różnorodności (takie jak np. ogólne bogactwo czy różnorodność gatunkowa) z charakterystyką przestrzenną krajobrazu. Powiązania w znacznym stopniu zależą od wpływu warunków środowiskowych na poszczególne grupy organizmów (np. rośliny naczyniowe czy całe zoocenozy bądź poszczególne taksony). Co więcej, należy uwzględnić skale przestrzenne i skale czasowe. Wydaje się, że najlepszym sposobem określenia różnorodności jest łączne (kombinowane) stosowanie indykatorów organizmalnych (dotyczących wybranych grup organizmów) i krajobrazowych (Waldhardt, 2003). Jednak do tej pory nie opracowano w pełni wiarygodnego i powszechnie stosowanego w skali regionalnej zestawu wskaźników.

### 7.2.3. Indykacja jakości wody i stanu systemów rzecznych

Coraz szersze stosowanie metryk krajobrazowych do oceny stanu systemów rzecznych dało możliwość określenia ich wad i zalet w porównaniu z innymi typami indykatorów. Dokonali tego S. Gergel i inni (2002). Ich zdaniem indykatory chemiczne w sposób bezpośredni i ilościowy określają parametry jakości wody w ciekach oraz odzwierciedlają zmienność sezonową. Ich ograniczeniem jest trudność i pracochłonność zbierania próbek i ich oznaczania. Występuje również niebezpieczeństwo błędnych oznaczeń. Kolejną grupę – indykatory biologiczne, charakteryzuje stosunkowo duża łatwość zbioru niezbędnego materiału, ponadto, w zależności od analizowanej grupy organizmów, mogą odzwierciedlać stan chwilowy lub integrować zmiany zachodzące w długim okresie. Ograniczenia w stosowaniu tej grupy indykatorów wiążą się z: koniecznością znalezienia obszaru wzorcowego do porównań, co nie zawsze jest łatwe; pracochłonnością oznaczania materiału biologicznego (szczególnie bezkręgowców) oraz dostarczaniem informacji pośredniej (indykatory przybliżone), często o charakterze jakościowym (choć pomiary są ilościowe). Ponadto, na podstawie indykatorów biologicznych nie zawsze można określić przyczyny zmian czy poziomu degradacji. Natomiast wskaźniki krajobrazowe prawie zawsze mają charakter pośredni i określają chemiczne i biologiczne cechy systemów wodnych, choć dostarczają bezpośredniej oceny użytkowania zlewni przez człowieka. W szczególności: (1) struktura przestrzenna siedlisk rzecznych i dolinowych jest indikatorem efektywności zatrzymywania zanieczyszczeń; (2) szerokość pasów roślinności naturalnej i półnaturalnej wokół cieków indukuje różnorodność gatunkową wielu grup zwierząt; (3) metryki ilości i odległości terenów przekształconych od cieków indukują parametry chemiczne wody (dotyczy to zwłaszcza obszarów zabudowanych i zawartości N i P w wodzie).

Autorzy cytowanego opracowania przeglądowego (Gergel i inni, 2002) podkreślają również, że zależność między wskaźnikami krajobrazowymi a cechami indykowanymi ma w wielu przypadkach charakter nieliniowy i w związku z tym możliwe jest określenie progów wielkościowych (*threshold*), przy których następują

istotne zmiany zachowania cech indykowanych. Dodatkowe zalety wskaźników krajobrazowych to: łatwość powiązania z indykatorami innych typów w jeden system wskaźnikowy; możliwość stosowania przy analizie i ocenie obszarów różnej wielkości oraz – w większości przypadków – łatwość dostępu do danych podstawowych w istniejących bazach danych. Powszechne stosowanie tych wskaźników ogranicza rozdzielczość dostępnych danych – przy niskiej rozdzielczości wyniki mogą być banalne lub mało wiarygodne.

Pierwsze próby stosowania metryk krajobrazowych do oceny charakteru zlewni sugerowały przydatność łącznego użycia i interpretacji wskaźników opisujących: (1) strukturę pokrycia terenu, w tym udziały zbiorowisk o charakterze naturalnym i półnaturalnym; (2) rozkład odległości między podobnymi płatami naturalnymi i półnaturalnymi; (3) udział dróg; (4) długość granicy lasu (O'Neill i inni, 1997). W późniejszym okresie wykazano, że metryki krajobrazowe objaśniają od 65 do 86 % całej zmienności ładunku azotu w wodach, oraz 73–79 % zmienności ładunku fosforu i zawiesiny, przy czym najlepszymi (najsilniejszymi) wskaźnikami są: udział powierzchni z ziemiarnymi ornymi przylegającymi do cieków oraz udział powierzchni z lasami przylegającymi do cieków. Mniejszą siłą objaśniającą mają: wskaźnik fragmentacji lasów, wskaźnik gęstości dróg, udział powierzchniowy lasów, pól, zabudowy i mokradeł (Jones i inni, 2001). W licznych badaniach okazało się, że większą siłą objaśniającą mają grupy czynników niż pojedyncze zmienne. Wykazała to m.in. P. Kearns i inni (2005), którzy na podstawie zróżnicowania pokrycia terenu obliczyli 14 wskaźników konfiguracji (z następujących grup: wielkość płatów, kompleksowość płatów, izolacja, kontrast, zwartość, stopień podziału), a następnie, na podstawie analizy wieloczynnikowej, liczbę zmiennych zredukowali do dwóch czynników, z których pierwszy określa gęstość i rozkład płatów, a drugi kształty i powiązania między płatami. Oba te czynniki objaśniają około 85% zmienności wszystkich danych i mogą być wskaźnikami czystości wody. Okazało się przy tym, że zróżnicowanie pokrycia terenu (kompozycja krajobrazu) ma mniejszą siłę objaśniającą, ale może być dobrym uzupełnieniem kontekstowym zmiennych kompozycji.

Oddzielnym zagadnieniem jest wpływ wielkości powierzchni zurbanizowanej na system wód powierzchniowych. Przyjmuje się (dość powszechnie), że jakość wody i wskaźniki integralności biologicznej ekosystemów rzecznych są powiązane ze stopniem urbanizacji zlewni w sposób nieliniowy. Najczęściej uważa się, że wartość progowa urbanizacji, przy której następuje wyraźna zmiana wskaźników integralności, związana jest z urbanizacją zajmującą między 10 a 25 % powierzchni (Allan, 2004). Natomiast C. Snyder i inni (2003) wykazali, że bardzo niskie wskaźniki integralności występują już przy 7% udziale powierzchni zurbanizowanej.

Mimo licznych prac nie powstał jeszcze ogólny schemat zależności między metrykami krajobrazowymi a całościowo ujętym stopniem integralności ekosystemów rzecznych. W niektórych przypadkach lepszą zmienną objaśniającą jest użytkowanie ziemi w całej zlewni, inne obserwacje wskazują na silniejszy wpływ charakteru strefy przybrzeżnej (Allan, 2004). Okazało się również, że w wielu przypadkach dzisiejsze wskaźniki integralności są silniej związane

z przeszłym (nawet 50 lat wcześniejszym) użytkowaniem ziemi niż ze strukturą współczesną. Można jednak wysnuć przypuszczenie, że wskaźniki konfiguracji krajobrazu mają większy wpływ na biotyczne charakterystyki ekosystemów wodnych, natomiast udział powierzchni rolniczej i zurbanizowanej w zlewni i w strefie brzegowej silniej wpływa na chemiczne właściwości wody, w tym głównie na stężenie azotanów (Snyder i inni, 2003).

#### 7.2.4. Indykacja przepływów materii i energii

Dla krajobrazów suchych i półsuchych, gdzie nie występuje zwarta pokrywa roślinna, płaty, które zatrzymują i zużywają więcej zasobów (takich jak woda, gleba, materia organiczna) są uważane za bardziej złożone pod względem funkcjonalnym niż te, które tracą lub przepuszczają te zasoby. Jednocześnie rozmieszczenie płatów roślinności bardzo silnie determinuje takie procesy dotyczące całego krajobrazu jak odpływ powierzchniowy, erozja wodna i wietrzna czy akumulacja materii organicznej. Wielu autorów sugeruje, że metryki krajobrazowe mogą być miarą tych procesów. Najprostsze podejście proponują J. Ludwig i inni (2000), którzy są zwolennikami stosowania prostych wskaźników struktury krajobrazu, uwzględniających rozmieszczenie płatów o różnych wymaganiach. Z innych prac wynika przydatność wskaźnika perforacji (*Lacunarity Index*) (Imeson, Prinsen, 2004). Z tą opinią zgadzają się G. Bastin i inni (2002) oraz J. Ludwig i inni (2002), choć uważają, że najlepszym wskaźnikiem określającym jedną wybraną właściwość krajobrazu jest kierunkowy wskaźnik odpływu (*Directional Leakiness Index – DLI*) bazujący na odległościach między płatami i określający możliwość zatrzymywania wody na stoku porośniętym rzadką roślinnością. Można go obliczać na podstawie zdjęcia lotniczego lub kartowania szczegółowego, a dla dużych obszarów – także obrazu satelitarnego.

Choć, jak stwierdzono wyżej, omawiane podejście zostało opracowane dla obszarów półsuchych o nieciągłej pokrywie roślinnej, zaproponowane wskaźniki mogą mieć znacznie szersze zastosowanie i być przydatne także do analizy przemieszczania się substancji w krajobrazach innych regionów geograficznych. Wymaga to jednak wcześniejszego przetestowania, gdyż – jak dotychczas – empiryczne dowody zależności między rozmieszczeniem płatów o różnej charakterystyce a stopniem retencji wody i substancji mineralnych na stoku są nieliczne.

#### 7.2.5. Indykacja ryzyka synantropizacji krajobrazu

Ocena ryzyka synantropizacji krajobrazu (czyli ryzyka ekologicznego) polega na określeniu prawdopodobieństwa, z jakim ekosystemy (krajobraz) podlegają oddziaływaniom antropogenicznym prowadzącym do nowego poziomu równowagi z prostszą strukturą i niższą energią potencjalną. To prawdopodobieństwo zależy od progowej wartości odporności ekosystemów i od zdolności do powrotu do wcześniejszego stanu równowagi. Stosuje się przy tym dwa podejścia metodyczne. Pierwsze, redukcjonistyczne, polega na analizie licznych prostych zależności 'przyczyna–skutek' między czynnikami zakłócającymi a parametrami systemu ekologicznego. Drugie podejście, holistyczne, ma na celu ocenę całościową stanu ekosystemu (krajobrazu). Wykorzystuje się przy

tym charakterystyki przestrzenne krajobrazu uzyskane za pomocą GIS, teledetekcji i metod geostatystycznych.

Problemem jest wybór charakterystyk przestrzennych, które najlepiej opisują stan całego krajobrazu, jego poziom degradacji i odporność na czynniki zakłócające. Jednym z możliwych podejść jest wykorzystanie koncepcji organizacji i kompleksowości krajobrazu w ujęciu teorii informacji. Określa się przy tym redundancję (wzajemną informację) między cechami krajobrazu (np. między użytkowaniem a typem gleby), zakładając przy tym, że im cechy są silniej sprzężone tym poziom organizacji jest wyższy, a system bardziej naturalny (Leuven, Poudevigne, 2002).

Inne podejście bazuje na koncepcji tzw. podstawowych atrybutów krajobrazu, opracowanych przez J. Aronsona (Aronson, Le Floch, 1996). Zgodnie z tym podejściem do oceny stopnia degradacji krajobrazu należy określić 16 atrybutów. Część z nich ma charakter opisowy (źródła degradacji: lokalizacja, natura, intensywność; inwazje biologiczne: waga, zasięg, częstość; organizmy przekraczające ekotony: różnorodność, częstotliwość; historyczne użytkowanie: różnorodność, długość, intensywność; współczesne użytkowanie: różnorodność, długość, intensywność), inne określa się za pomocą indikatorów gatunkowych (różnorodność wybranych grup organizmów; poziom odkształcenia antropogenicznego i hemerobia). Większość jednak określa się na podstawie metryk krajobrazowych (zróżnicowanie: form terenu, ekosystemów; typów pokrycia terenu; użytkowania ziemi; ekotonów korytarzy; a także przepływy i wymiana wody, energii i nutrientów między ekosystemami; szlaki przepływów wody i nutrientów; rozprzestrzenianie się zakłóceń). Należy tu podkreślić, że powyższe podejście, niezależnie od przyjętych miar szczegółowych, ma charakter bardzo ogólny. Umożliwia bowiem nie tylko ocenę szeroko pojętego ryzyka ekologicznego, ale także poziom integracji krajobrazu, śledzenia zmian synantropizacji w czasie oraz pośrednią ocenę wielu aspektów różnorodności biologicznej.

### 7.3. Zastosowanie wskaźników glebowych

Stosowanie wskaźników glebowych w ocenie i interpretacji zróżnicowania funkcjonalno-przestrzennego środowiska geograficznego jest jednym z najistotniejszych dla celów aplikacyjnych kierunków badań pedosfery. Gleba, jak już podkreślono, uważana za zwierciadło stanu i przemian środowiska spełnia bardzo istotną rolę w formułowaniu opinii o stanie i zmianach zachodzących w systemie środowiska geograficznego. Przede wszystkim wynika to z trójwymiarowości pokrywy glebowej, mającej określoną strukturę poziomą i pionową (Buol i inni, 1989; Degórski, 2003), ale również z jej poligenezy, przestrzennej ciągłości oraz wielofunkcyjności (Fridland, 1972; Bednarek, Prusinkiewicz, 1997; Kowalkowski, 1988, 1998). W pracach z zakresu nauk o glebie (Bednarek, Prusinkiewicz, 1997; Robertson i inni, 1999; Kowalkowski, 1998, 2001a; Richter, Markewitz, 2001) wymienia się wiele zadań, jakie spełnia ona w środowisku geograficznym, a które można ująć w pięć podstawowych funkcji:



- środowiskotwórczą – wyrażającą się udziałem gleby w kształtowaniu lub rozwoju: klimatu lokalnego, gospodarki wodnej, szaty roślinnej, czy też rzeźby;
- ekologiczną, określaną również jako funkcja przestrzeni życiowej i zasobów genowych – z uwagi na udział gleby w przepływie energii oraz obiegu i retencji pierwiastków biogenych;
- edaficzną, inaczej zasobu naturalnego – rozumianą jako generowanie przez glebę warunków rozwoju dla roślin i zwierząt;
- sozologiczną, nazywaną również regulacyjną – poprzez udział gleby w neutralizacji szkodliwych wpływów egzogenicznych, zwłaszcza antropogenicznych;
- gospodarczą (użytkową) – jako że gleba stanowi „warsztat pracy” dla części zatrudnionych w pierwszym sektorze gospodarki.

Wielofunkcyjność gleby w systemie środowiska sprawia, że wskaźniki glebowe mają szerokie zastosowanie w praktyce. Dotyczy to takich kierunków działalności człowieka jak leśnictwo, rolnictwo, planowanie przestrzenne, rekreacja i turystyka, ochrona wód, czy też ochrona przyrody. Szczególnie przydatne są wartości indykacyjne pedosfery w ocenach presji antropogenicznej, stopnia synantropizacji oraz wskazywaniu kierunków przekształceń ekosystemów pod wpływem zmian wywołanych zarówno naturalną fluktuacją czynników egzogenicznych, jak i bezpośrednim lub pośrednim oddziaływaniem czynników antropogenicznych (Degórski, 2000).

Bardzo dobrze wskaźniki pedologiczne sprawdzają się w ocenach zanieczyszczenia komponentów środowiska geograficznego, szczególnie w diagnozach funkcjonalnych ekosystemów – czyli i biotopu, i biocenozy. Określenie stanu sanitarnego środowiska z wykorzystaniem oceny charakterystyk glebowych, szczególnie w kontekście właściwości sorpcyjnych i buforowych gleb jest bardzo istotnym elementem procesu zarządzania środowiskiem i krajobrazem w wielu kierunkach działalności człowieka, np. w rolnictwie i leśnictwie, planowaniu przestrzennym, czy też ochronie przyrody. Na podstawie wskaźników elastyczności określających zakres tolerancji danego typu gleby na wpływ czynników antropogenicznych (transfer zanieczyszczeń, kwaśnych wód opadowych, itd.), można jednoznacznie wskazać kierunki ewolucji całych ekosystemów, a tym samym podejmować działania minimalizujące ten wpływ i optymalizujące funkcjonowanie całego systemu geograficznego.

Wskaźniki glebowe wykorzystywane są również w ocenie zasobów ekologicznych środowiska oraz jego potencjału, pod kątem zarówno wykorzystania gospodarczego (rolnictwo, leśnictwo), jak i ochrony jego fragmentów najcenniejszych z punktu widzenia biotycznego lub też krajobrazowego. Diagnoza zasobów środowiska przyrodniczego przeprowadzona na podstawie wartości wskaźnikowej gleb umożliwia także wskazywanie głównych funkcji terenu z punktu widzenia jego wartości biotycznej i abiotycznej, a tym samym wskazanie optymalnych kierunków jego zagospodarowania, to znaczy zgodnych z koncepcją długotrwałego i zrównoważonego rozwoju.

Coraz szersza wiedza dotycząca roli gleby w funkcjonowaniu całego systemu przyrodniczego, jej wielofunkcyjność w środowisku oraz możliwości bardzo szerokiego zastosowania wyników badań pedologicznych jako wskaźnika stanu i przemian zachodzących w systemie środowiska geograficznego była jedną z przyczyn

zwrócenia uwagi społeczności międzynarodowej na konieczność jej ochrony. Na naszym kontynencie opracowana zastała i przyjęta przez Komisję Europejską w dniu 22.09.2006 „Strategia Ochrony Gleb”, którą 27.10.2006 ratyfikował również rząd Polski. Dokument ten wskazuje na 9 podstawowych zagrożeń, jakie stwarza nasze oddziaływanie na pokrywę glebową, a które może w przyszłości znacznie ograniczyć rolę gleby nie tylko jako „żywiciela naszej planety”, ale również jako wskaźnika procesów zachodzących w systemie środowiska geograficznego. Wśród tych zagrożeń dla pokrywy glebowej wymienia się: (1) erozję, (2) ubytek materii organicznej, (3) zanieczyszczenie, (4) zasolenie, (5) zagęszczenie, (6) utratę bioróżnorodności, (7) zajmowanie gleb na cele inwestycyjne, (8) osuwiska oraz (9) zagrożenie powodziami.

\*

Kwestia możliwości wykorzystania trzech grup wskaźników: geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych skierowanych ku różnym celom praktyki jest bardzo szeroka i mogłaby stanowić przedmiot odrębnego opracowania. Tutaj zasygnalizowano jedynie te kierunki działań praktycznych (m.in. leśnictwo, rolnictwo, planowanie przestrzenne), w których zależnie od postawionego problemu mogą być zastosowane wyżej omówione wskaźniki (tab. 32). Zestaw dziedzin i zagadnień nie wyczerpuje oczywiście możliwości stosowania różnych metod indykacyjnych do ich oceny, a zaproponowane w tabeli kierunki indykacji są przykładowe i dotyczą podejść standardowo stosowanych w praktyce.

Większość wymienionych zagadnień dotyczy indykacji bezpośredniej, niektóre natomiast podlegają indykacji o charakterze pośrednim. Takim przykładem jest zastosowanie wskaźników glebowych do oceny zanieczyszczeń gleb w zlewni i wykorzystanie ich w ochronie wód – jest to przykład miar pośrednich (zastępczych) typu *proxy* lub *surrogate* (por. rozdz. 1), w innych przypadkach miary mają bardziej bezpośredni charakter.

Zasoby ekologiczne to termin rozumiany szeroko – są to m.in. zapasy biomasy, walory estetyczne, produkcyjne, użytkowanie ziemi itp., co powoduje, że wykorzystuje się w tym wypadku trzy grupy omówionych wskaźników. Warto podkreślić, że są też takie zagadnienia, gdzie jedna grupa indyktorów odgrywa wiodącą rolę; np. do oceny zanieczyszczenia powietrza czy właściwości bioterapeutycznych roślinności wykorzystuje się przede wszystkim wskaźniki geobotaniczne. W ocenie rozwoju zrównoważonego czy ładu ekologicznego najistotniejsze wydają się wskaźniki krajobrazowe.



Tabela 32. Przydatność wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych w działaniach praktycznych

Zagadnienia	Kierunki działań praktycznych					
	leśnictwo	rolnictwo	planowanie przestrzenne	rekreacja i turystyka	ochrona wód	ochrona przyrody
Różnorodność biologiczna	AB	AB	AB	AB	—	AB
Presja antropogeniczna	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC
Synantropizacja	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC
Kierunki przekształceń ekosystemów	AC	AC	AC	AC	—	AC
Zanieczyszczenie gleb	AC	AC	AC	AC	C	AC
Zanieczyszczenie powietrza	A	A	A	A	—	A
Zanieczyszczenie wód	A	AC	—	ABC	BC	ABC
Cechy siedliska abiotycznego	ABC	ABC	ABC	ABC	C	ABC
Rozwój zrównoważony	B	B	B	B	B	B
Przydatność terenu do pełnienia określonych funkcji	ABC	ABC	ABC	ABC	—	ABC
Ład ekologiczny	—	—	B	—	—	BC
Właściwości bioterapeutyczne	A	A	A	A	—	—
Zasoby ekologiczne	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC	ABC

Wskaźniki: A – geobotaniczne, B – krajobrazowe, C – glebowe; — brak wykorzystania wskaźników.

## 8. Krytyczna ocena metod indykacji środowiska przyrodniczego

Metody indykacyjne w ocenie środowiska są powszechnie stosowane w celach zarówno poznawczych, jak i użytkowych (Alfsen, Saebo, 1993). Zdaniem A. Hammonda i innych (1995) dzięki indykatorom następuje: (1) wybór najistotniejszej informacji, (2) uproszczenie przedstawionych zjawisk kompleksowych, (3) kwantyfikacja informacji w sposób podkreślający jej znaczenie, (4) standaryzacja badań i ułatwienie wymiany poglądów przy zastosowaniu wspólnego zestawu pojęć i metod.

### 8.1. Zalety i wady indykacyjnej oceny środowiska

Z praktycznego punktu widzenia indykatory są szczególnie ważne dla (Graham, 1996; Iasillo i inni, 2003):

- gremiów zarządzających, które uzyskują informację na temat czynników kluczowych wpływających na środowisko oraz mogą bezpośrednio ocenić środowiskowe konsekwencje podejmowanych decyzji;
- planistów, którzy mogą ocenić rolę rozwiązań wariantowych w sposób liczbowy i zobiektywizowany w odniesieniu do poszczególnych elementów ekologicznych, społecznych i ekonomicznych;
- ogółu społeczeństwa, które zyskuje prostą i zrozumiałą informację o stanie środowiska.

Metod indykacyjnych nie można jednak stosować mechanicznie i bezkrytycznie, gdyż mają one swoje wewnętrzne, przyrodnicze ograniczenia. Jedno z najważniejszych – to fakt, że ekosystemy mogą wykazywać podobną reakcję na różne czynniki stresu, co uniemożliwia ich jednoznaczną identyfikację. Nie mniej ważna jest naturalna fluktuacja procesów przyrodniczych (na poziomie ekosystemu i krajobrazu), w związku z którą pomiary jednorazowe, a nawet krótkie serie pomiarowe mogą nie odzwierciedlać rzeczywistego trendu zmian (Alfsen, Saebo, 1993; Graham, 1996).

Stosowanie metod indykacyjnych wymaga ostrożności i uwagi, szczególnie przy doborze i konstrukcji odpowiednich wskaźników oraz przy ich interpretacji. Tylko wtedy można uniknąć licznych błędów, z których najpospolitsze to (Hansen, 1996; Meadows, 1998; Walker, 1998; Piorr, 2003):

- agregacja danych mających przeciwstawny charakter, przez co wskaźnik nie ma znaczenia przyrodniczego;
- nadmierna agregacja danych wejściowych, przez co wskaźnik jest niezrozumiały;
- zróżnicowane i dość dowolne rangowanie wartości wskaźników cząstkowych, co czyni wyniki nieporównywalnymi;
- sprowadzanie zjawiska wielowymiarowego do jednej liczby w sposób uproszczony i nie zawsze poprawny matematycznie;

- wykorzystywanie danych dostępnych, a nie tych, które są ważne z punktu widzenia problemu;
- zastosowanie błędnego modelu zależności między cechą mierzoną a ocenianą lub brak jakiegokolwiek modelu;
- nieprawidłowa ekstrapolacja zależności z jednego regionu na inny lub z jednej skali przestrzennej na drugą;
- nadmierne zaufanie lub nadinterpretacja pojedynczych wskaźników, a przez to brak pełnego odzwierciedlenia zjawisk złożonych.

## 8.2. Zalety i wady bioindykacji

Wartość bioindykacji jako metody oceny warunków środowiska polega głównie na tym, że wartościuje ona struktury i procesy z punktu widzenia układów organizmów żywych, współbytujących z innymi żywymi organizmami i od nich w dużym stopniu uzależnionych. Każdy bowiem osobnik, populacja lub też biocenoza są w swoich możliwościach życiowych ograniczone nie tylko przez podstawowe czynniki abiotyczne, lecz i przez interakcje wewnątrzsystemowe (oddziaływanie związków chemicznych, mikroorganizmów, fitofagów i zoofagów, presja mechaniczna sąsiadów lub sposób i tempo dekompozycji materii organicznej) oraz zewnętrzne: antropogeniczne, krajobrazowe i inne. Oddziaływania te, które mogą się sumować i wzmacniać, ale też wzajemnie neutralizować lub prowadzić do jakościowo odmiennych reakcji, zakreślają ramy ekologicznie dopuszczalnych możliwości życiowych populacji gatunków współbytujących w przyrodzie. Ramy te są zazwyczaj węższe niż rzeczywiste amplitudy możliwości życiowych określonych w laboratorium. To, że w warunkach naturalnych osobniki żywe zazwyczaj reagują inaczej na zmienne środowiska niż w laboratorium lub tzw. czystych hodowlach jest w większości przypadków główną zaletą metod bioindykacyjnych. Dzięki temu możliwa jest ocena środowiska zgodna z wymaganiami i potrzebami świata żywego, co ułatwia rejestrację, analizę i prognozę stanu i procesów zachodzących w systemach ekologicznych różnej rangi oraz umożliwia dokładniejszą, bardziej wiarygodną ocenę środowiska dla wszelkich tzw. biotechnicznych form jego użytkowania (rolnictwa, gospodarki leśnej, rekreacji itp.). Jednocześnie jest to wada, gdyż z jednej strony nie daje w pełni obiektywnej charakterystyki danego komponentu środowiska, a z drugiej – ocena (wartościowanie) z punktu widzenia określonej grupy organizmów żywych może być wyraźnie odmienna niż punkt widzenia człowieka. O tych różnicach między wynikami pomiaru aparaturowego a wynikami uzyskanymi metodami bioindykacyjnymi trzeba zawsze pamiętać.

Metody i techniki indykacyjne, w tym w szczególności wykorzystujące właściwości organizmów żywych tylko w nielicznych przypadkach mogą być używane do oceny stanów chwilowych i zmian zachodzących w czasie krótszym niż jeden okres wegetacyjny. Należą tu m.in. metody testów biologicznych i biomarkerów, wykorzystywane np. do oceny zawartości ozonu w powietrzu, które dzięki swojej szybkiej reakcji mogą być wykorzystane do wczesnego ostrzegania przed skażeniami. Większość jednak metod nie uwzględnia chwilowych zaburzeń równowagi biocenotycznej i wychwytuje to, co w sposób względnie trwały przekształca

ekosystem lub fitocenozę. Jest to pewne utrudnienie, ponieważ na wiarygodne oceny zmian trzeba czekać co najmniej rok.

Kolejnym ograniczeniem stosowalności metod bioindykacyjnych jest to, że bezpośrednio określają one stan i zmiany tylko tych cech, które są ekologicznie ważne dla danej grupy organizmów. Ocena innych, mniej istotnych (z punktu widzenia świata żywego a nie z punktu widzenia człowieka) właściwości środowiska może natomiast przebiegać w sposób pośredni.

### 8.3. Zalety i wady stosowania wskaźników geobotanicznych

Powyższe informacje dotyczą zwłaszcza roślin, których przydatność do celów indykacyjnych podkreśla M. Diekmann (2003) stwierdzając, że: (1) rośliny wykazują zintegrowaną reakcję na bodźce charakteryzujące się silną fluktuacją w czasie – czego nie odzwierciedla pojedynczy pomiar bezpośredni; (2) pomiary instrumentalne są często dłuższe, droższe i trudniejsze w porównaniu do obserwacji florystycznych; (3) do analizy retrospektywnej nie mamy pomiarów instrumentalnych, natomiast bardzo często mamy dane florystyczne – dzięki temu można określić zakres zmian w środowisku.

Poza zaletami, ocena środowiska przyrodniczego przy wykorzystaniu gatunków roślin i zbiorowisk roślinnych (fitoindykacja) ma także ograniczenia i spotyka się z krytyką, która dotyczy przede wszystkim następujących zagadnień (Diekmann, 2003): (1) określenie liczb wskaźnikowych (lub ogólnie – wartości wskaźnikowej) nie wynika z systematycznie prowadzonych eksperymentów, lecz z zestawienia subiektywnych obserwacji terenowych, co może prowadzić do błędnego określenia wymagań siedliskowych gatunków; (2) gatunki mogą wykazywać odmienne wymagania w różnych częściach swojego zasięgu lub w różnych stadiach rozwojowych; (3) przyzwyczajenie się do używania indykacji może ograniczać stosowanie bezpośrednich technik pomiarowych.

### 8.4. Zalety i wady stosowania wskaźników krajobrazowych

Zastosowanie wskaźników krajobrazowych ma następujące zalety (Pitchford i inni, 2000):

- daje możliwość wykorzystania wielu źródeł informacji przestrzennej, w tym archiwalnych map, zdjęć lotniczych i obrazów satelitarnych, wraz z danymi naziemnymi (powierzchniowymi i punktowymi);
- umożliwia stosowanie podejść wieloskalowych (zmiany rozdzielczości i zasięgu) oraz umieszczanie konkretnego terenu o sztucznych granicach w kontekście większych jednostek o charakterze naturalnym;
- czyni możliwym określenie zależności z punktu widzenia systemów hierarchicznych.

Mimo tych niewątpliwych zalet metryki struktury krajobrazu nie zawsze mogą być bezpośrednio wykorzystane do oceny (bonitacyjnej i waloryzacyjnej), gdyż – w większości przypadków – nie wynikają z prostych relacji 'przyczyna-skutek', a przez to nie są bezpośrednimi wskaźnikami ryzyka w odniesieniu do poszczególnych gatunków i ekosystemów. Nie uwzględniają także oddziaływań,

których zróżnicowanie przestrzenne dotyczy innych skal (np. zanieczyszczenie wielkoobszarowe) (Bayne i inni, 2004).

Istnieją również ograniczenia natury metodycznej. Zwracają na to uwagę E. Uuemaa i inni (2005) podkreślając, że wartości wielu indykatorów krajobrazowych (takich jak gęstość granic, zwartość, różnorodność powierzchniowa, indeks kształtu) bardzo zależą od wielkości piksela, skali topograficznej oraz od przyjętego systemu klasyfikacji płatów. Wynika z tego, że jakość przyjętego materiału wyjściowego wpływa w dużym stopniu na otrzymane rezultaty.

## 8.5. Zalety i wady stosowania wskaźników glebowych

1. Gleba, z uwagi na swe interakcyjne powiązania z innymi komponentami środowiska, ma dużą wartość indykacyjną w ocenie zmian zachodzących w całym systemie przyrodniczym.

2. Heterogeniczność pokrywy glebowej, będąca następstwem przestrzennego i czasowego zróżnicowania czynników pedogenicznych, jest źródłem informacji o funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego w ujęciu geograficznym i dynamicznym.

3. Wskaźniki glebowe mogą mieć charakter bezpośredni, czyli być konstruowane na podstawie wyników z pomiarów polowych i laboratoryjnych, lub charakter pośredni, nawiązujący do położenia danego poziomu diagnostycznego w przekroju pionowym bądź pedonu w mozaice przestrzennej pokrywy glebowej (toposekwencje, chronosekwencje odkryte, agregacje pedonów).

4. Wskaźniki glebowe są wykorzystywane najczęściej w diagnozie stanu środowiska przyrodniczego i jego rekonstrukcji paleogeograficznej, ocenie odporności siedlisk na czynniki antropogeniczne i określaniu stopnia ich przekształcenia oraz w analizach funkcjonalno-strukturalnych przestrzeni geograficznej.

\*

Na zakończenie warto podkreślić, że w ostatnich latach rozpowszechnia się zintegrowane podejście do indykacji, polegające na jednoczesnym stosowaniu wielu metod wykorzystujących walory indykacyjne roślin i zwierząt (fitoindykację i zooindykację), indykację wykorzystującą wskaźniki krajobrazowe (fitoindykację krajobrazową) i glebowe (pedoindykację). Temu szerokiemu zagadnieniu poświęcone jest także to opracowanie.



## LITERATURA

---

- Aakkula J., Hietala-Koivu R., Jansson H., Koikkalainen K., Lankoski J., Luostarinen M., Risku-Norja H., Seppälä A., Seuri P., Soini K., Söderlund L., Turtola A., Yli-Viikari A., Widbom T., 2000, *Sustainable Development in Agriculture: Indicators, Agri-environmental Programme and Demonstrations – SUSAGRI. Final Technical Report*. Agricultural Research Centre of Finland, Resource Management Research, Helsinki, Finland.
- A Conceptual Framework to Support Development and Use of Environmental Information in Decision Making*, 1995, United States Environmental Protection Agency (US EPA) Document No. 239-R-95-012, Office of Policy, Planning and Evaluation, Washington.
- Acott T.G., 1998, *A study of anthropogenic activity and pedogenesis from the 2nd millennium BC to the 2nd millennium AD at Lairg, northern Scotland*, [w:] C. Mills, G. Coles (red.), *Life on the Edge: Human Settlement and Marginality*, Symposia of the Association for Environmental Archaeology, 13, s. 73–79.
- Adriano D., 1986, *Trace Elements in the Terrestrial Environment*, Springer, New York.
- Aird P.L., 1994, *Conservation for the sustainable development of forests worldwide – a compendium of concepts and terms*, *Forestry Chronicle*, 70, 6, s. 666–674.
- Alfsen K.H., Saebo H.V., 1993, *Environmental quality indicators: background, principles and examples from Norway*, *Environmental and Resource Economics*, 3, s. 415–435.
- Allan J.D., 2004, *Influence of land use and landscape setting on the ecological status of river*, *Limnetica*, 23, 3–4, s. 187–198.
- Alonso P., Sierra C., Ortega E., Dorronsoro C., 1994, *Soils development indices of soil developed on fluvial terraces (Penaranda de Bracamonte, Salamanca, Spain)*, *Catena*, 23, s. 295–308.
- Anderson V., 1991, *Alternative Economic Indicators*, Routledge, London.
- Andrzejewski R., 1980, *Ekofizjografia i ekologiczne kształtowanie środowiska biotycznego na obszarach zurbanizowanych*, *Człowiek i Środowisko*, 4, 4, s. 5–20.
- Andrzejewski R., 1982, *Założenia i zasady tworzenia ekofizjograficznych podstaw osiedla mieszkaniowego na przykładzie zespołu osiedli mieszkaniowych*



- w Białotęce Dworskiej w Warszawie, Człowiek i Środowisko, 6, 3/4, s. 275–288.
- Andrzejewski R., 1985, *Ekologia a planowanie przestrzenne*, Wiadomości Ekologiczne, 31, 3, s. 253–273.
- Arduino E., Bariberis E., Ajmone-Masan F., Zanini E., Francini M., 1986, *Iron oxide and clay minerals within profiles as indicators of soil age in northern Italy*, Geoderma, 37, 1, s. 45–55.
- Ares J., Bertiller M., del Valle H., 2001, *Functional and structural landscape indicators of intensification, resilience and resistance in agroecosystems in southern Argentina based on remotely sensed data*, Landscape Ecology, 16, s. 221–234.
- Arndt U., Nobel W., Schweizer, B., 1987, *Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse*, Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- Aronson J., Le Floch E., 1996, *Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology*, Restoration Ecology, 4, s. 377–387.
- Atauri J.A., Lucio J.V., 2001, *The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes*, Landscape Ecology, 16, s. 147–159.
- Austin M.P., 1987, *Models for the analysis of species' response to environmental gradients*, Vegetatio, 69, 1–3, s. 35–45.
- Balogh L., Botta-Dukat Z., Dancza I., 2003, *What kind of plants are invasive in Hungary?*, [w:] L. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson (red.), *Plant Invasions. Ecological Threats and Management Solutions*, Backhuys Publishers, Leiden, s. 131–146.
- Banzhaf S., Boyd J., 2005, *The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index*, Discussion Paper RFF DP 05-22. Resources for the Future, Washington.
- Baran S., Turski R., 1996, *Degradacja, ochrona i rekultywacja gleb*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Lublinie, Lublin.
- Bastin G.N., Ludwig J.A., Eager R.W., Chewings V.H., Liedloff A.C., 2002, *Indicators of landscape function: comparing patchiness metrics using remotely-sensed data from rangelands*, Ecological Indicators, 1, 4, s. 247–260.
- Bayne E., Boutin S., Moses R., 2004, *Are Boreal Forest Mammals Good Indicators of Cumulative Effects?*, Project Reports 2003/2004, Sustainable Forest Management Network, Canada.
- Bednarek R., 1991, *Wiek, geneza i stanowisko systematyczne gleb rdzawych w świetle badań paleopedologicznych w okolicach Osia (Bory Tucholskie)*, Rozprawy UMK, Toruń.
- Bednarek R., 2000, *Gleby kopalne jako źródło informacji o zmianach środowiska przyrodniczego*, Annales Universitatis Nicolae Copernici, Geografia, 31, s. 47–63.
- Bednarek R., 2003, *Diagenetic changes in sandy buried soils*, [w:] B. Manikowska, K. Konecka-Betley, R. Bednarek (red.), *Paleopedology Problems in Poland*, Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź, s. 47–57.
- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojska U., Prusinkiewicz Z., 2005, *Badania ekologiczno-gleboznawcze*, PWN, Warszawa.
- Bednarek R., Gackowski J., Glanc M., Markiewicz M., 2003, *Próba wykorzystania metody fosforanowej do rekonstrukcji funkcjonalnego różnicowania osady lużyckiej na stanowisku archeologicznym w Grodnie koło Chełmży*, [w:] S. Skiba, M. Drewnik, A. Kacprzak (red.), *Gleba w Środowisku. 26 Kongres*

- Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego*, Kraków, Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej, Uniwersytet Jagielloński, Kraków, s. 92–93.
- Bednarek R., Jankowski M., Kwiatkowska A., Markiewicz M., Świtoniak M., 2004, *Zróżnicowanie zawartości fosforu w glebach w obrębie zespołu osadniczego w Kałdusie i jego otoczeniu*, *Studia Przyrodniczo-Archeologiczne*, Seria Mons Sancti Laurentii, 2, Wydawnictwa UMK, Toruń, s. 199–208.
- Bednarek R., Pokojska U., 1996, *Diagnostyczne znaczenie niektórych wskaźników chemicznych w badaniach paleopedologicznych*, [w:] *Konferencja „Metody badań paleopedologicznych i wykorzystanie gleb kopalnych w paleogeografii”*, Łódź 26–28.06.1996, Komisja Paleopedologii Komitetu Badań Czwartorzędu PAN-Uniwersytet Łódzki, Łódź, s. 25–29.
- Bednarek R., Prusinkiewicz Z., 1997, *Geografia gleb*, PWN, Warszawa.
- Bekker R.M., Knevel I.C., 2003, *Life history traits of the Northwest European flora: A data-base (LEDA)*, [w:] *Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science, Water Resources and Vegetation; June 8–14, Napoli (Naples)*, Dipartimento di Botanica ed Ecologia Università di Camerino, Camerino, s. 20.
- Benites J.R., Shaxson F., Vieira M., 1997, *Land condition change indicators for sustainable land resource management*. in: *Land Quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development*, *Land and Water Bulletin*, 5, s. 57–75.
- Bertalanffy L., 1962, *General system theory. A critical review*, *General Systems*, 7, s. 1–20.
- Bhuj D.R., Ohsawa M., 1998, *Effects of nature trails on ground vegetation and understory colonization of a patchy remnant forest in an urban domain*, *Biological Conservation*, 85, s. 123–135.
- Binkley D., Högberg P., 1997, *Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests?*, *Forest Ecology and Management*, 92, s. 199–152.
- Bio A.M.F., Becker P., Bie E.D., Huybrechts W., Wassen M., 2002, *Prediction of plant species distribution in lowland river valleys in Belgium: modelling species response to site conditions*, *Biodiversity and Conservation*, 11, s. 2189–2216.
- Birkeland P., 1999, *Soils and Geomorphology*, Oxford University Press, London.
- Böcker R., Kowarik I., Bornkamm R., 1983, *Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg*, *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 11, s. 35–56.
- Bockheim J., Gennadiyev A., Hammer R., 2005, *Historical development of key concepts in pedology*, *Geoderma*, 124, 1–2, s. 23–36.
- Borowiec S., 1972a, *Przydatność i możliwość stosowania dla potrzeb rolnictwa ekologicznej oceny czynników siedliskowych metodą Ellenberga*, *Biuletyn KPZK PAN*, 71, s. 65–94.
- Borowiec S., 1972b, *Ocena ekologicznej treści kompleksów przydatności rolniczej gleb przy pomocy roślin*, *Biuletyn KPZK PAN*, 71, s. 96–110.
- Borowiec S., Kutyna I., Skrzyczyńska J., 1975, *Przestrzenne rozmieszczenie zbiorowisk chwastów na Pomorzu Zachodnim jako wyraz zróżnicowania warunków siedliskowych*, *Zeszyty Naukowe AR w Szczecinie*, 50, s. 49–62.
- Boryczka J., 1998, *Zmiany klimatu Ziemi*, Wyd. Dialog, Warszawa.
- Bosch P., Pinborg U., 2003, *Bio-indicators and the indicator approach of the European Environment Agency*, [w:] B. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister (red.), *Bioindicators and Biomonitoring*, Elsevier, Germany-Netherlands-Austria, s. 903–916.

- Bossuyt B., Hermy M., 2001, *Influence of land use history on seed banks in European Temperate forest ecosystems, A review*, *Ecography*, 24, s. 225–238.
- Braun-Blanquet J., 1951, *Pflanzensoziologie, Gröndzuge der vegetationkunde*, Springer, Wien.
- Brinkman R., 1997, *Land quality indicators: aspects of land use, land, soil and plant nutrients*, [w:] *Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development*, *Land and Water Bulletin*, 5, s. 95–104.
- Bronger A., Catt J., 1998, *The position of paleopedology in geosciences and agricultural science*, *Quaternary International*, 51/52, s. 87–93.
- Büchs W., 2003, *Biodiversity and agri-environmental indicators – general scopes and skills with special reference to the habitat level*, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, s. 35–78.
- Buol S., Hole F., McCracken, 1989, *Soil Genesis and Classification*, Iowa State University Press, Ames.
- Burrough P.A., 1993, *Soil variability: a late 20th century view*, *Soils Fertilization*, 56, s. 529–562.
- Burrough P., McDonnell R., 1998, *Principles of Geographical Information Systems*, Oxford University Press, New York.
- Burrough P.A., Wilson J.P., van Gaans P.F.M., Hansen A.J., 2001, *Fuzzy k-means classification of topo-climatic data as an aid to forest mapping in the Greater Yellowstone Area, USA*, *Landscape Ecology*, 16, s. 523–546.
- Cairns J.Jr, McCormick P.V., Niederlehner B.R., 1993, *A proposed framework for developing indicators of ecosystem health*, *Hydrobiologia*, 263, s. 1–44.
- Carignan V., Villard M.A., 2002, *Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review*, *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, s. 45–61.
- Catt J., 1988, *Quaternary Geology for Scientists and Engineers*, John Wiley and Sons, New-York-Chichester-Brisbane-Toronto.
- Celesti Grapow L., Pignatti E., Pignatti S., 1993, *Ellenbergs Zeigerwerte zur ökologischen Bewertung der archäologischen Zonen in Rom*, *Phytocoenologia*, 23, s. 291–299.
- Chase M.K., Kristan W.B., Lynam L.J., Price M.V., Rotenberry J.T., 2000, *Single species as indicators of species richness and composition in Californian coastal sage scrub birds and small mammals*, *Conservation Biology*, 14, 2, s. 474–487.
- Cidad V.G., De Blust G., Maljean J.F., Peeters A., 2001, *Overview of biodiversity indicators related to agriculture in Belgium*. Paper presented to the: OECD Expert Meeting on Agri-Biodiversity Indicators 5–8 November 2001, Zürich, Switzerland.
- Cissel J.H., Swanson F.J., Weisberg P.J., 1999, *Landscape management using historical fire regimes: Blue River, Oregon*, *Ecological Applications*, 9, s. 1217–1231.
- Clements F.E., 1916, *Plant succession: an analysis of development of vegetation*, Carnegie Institute Publication, 242, Washington, D.C.
- Clements F.E., 1920, *Plant indicators: the relation of plant communities to process and practice*, Carnegie Institute Publications, 290, Washington, D.C.
- Clements F.E., 1936, *Nature of structure of the climax*, *Journal of Ecology*, 24, s. 252–284.
- CSIR, 2001, *National Core Set of Environmental Indicators for State of Environment Reporting in South Africa*, Phase 1: Scoping Report, 1.

- Dale V.H., Beyeler S.C., 2001, *Challenges in the development and use of ecological indicators*, Ecological Indicators, 1, s. 3–10.
- Danielsen F., Balete D.S., Poulsen M.K., Enghoff M., Nozawa C.M., Jensen A.E., 2000, *A simple system for monitoring biodiversity in protected areas of a developing country*, Biodiversity and Conservation, 9, s. 1671–1705.
- Davis G.E., 1989, *Design of a long-term ecological monitoring program for Channel Islands National Park, California*, Natural Areas Journal, 9, 2, s. 80–89.
- De Alba S., Lindstrom M., Schumacher T., Malo D., 2004, *Soil landscape evolution due to soil redistribution by tillage: a new conceptual model of soil catena evolution in agriculture landscapes*, Catena, 58, 1, s. 77–100.
- De Kruijf H.A.M., Van Vuuren D.P., 1998, *Following sustainable development in relation to the north–south dialogue: ecosystem health and sustainability indicators*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 40, s. 4–14.
- De Vries W., Reinds G.J., Posch M., Sanz M.J., Krause G.H.M., Galatayud V., Renaud J.P., Dupouey J.L., Sterba H., Vel E.M., Dobbertin M., Gundersen P., Voogd J.C.H., 2003, *Intensive of Monitoring of Forest Ecosystems in Europe*, Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, Technical Report, EC-Un/ECE, Brussels-Geneva.
- Degórski M., 1982, *Usefulness of Ellenberg bioindicators in characterizing plant communities and forest habitats on the basis of data from the range „Grabowy” in Kampinos Forest*, Ekologia Polska, 30, s. 453–477.
- Degórski M., 1984, *Porównanie stopnia kontynentalizmu w Polsce określanego metodami klimatologiczną i bioindykacyjną*, Przegląd Geograficzny, 56, 3–4, s. 55–73.
- Degórski M., 1986a, *Phytosociological methods of studying landscape. Functional and spatial models*, [w:] *Mon de l' equip. V Meeting of IGU Working Group Landscape Synthesis*, IGU, Barcelona, s. 175–182.
- Degórski M., 1986b, *Phytoindication methods in landscape planning and management*, Geographia Polonica, 52, s. 89–100.
- Degórski M., 1990, *Warunki siedliskowe kateny ekosystemów leśnych na Wysoczyźnie Rawskiej (ze szczególnym uwzględnieniem dynamiki wodnotroficznych właściwości gleb)*, Dokumentacja Geograficzna, 5–6.
- Degórski M., 1995, *Direction of soil degradation in Poland*, Aquilo, Seria Botanica, 35, Oulu, s. 53–63.
- Degórski M., 2000, *The influence of possible climate change on soil structure in Poland*, [w:] *Globalnyje i regionalnyje izmienenija klimata i ich prirodnyje i socjalno-ekonomičeskije posledstuja*, GEOS, Moskwa, s. 239–246.
- Degórski M., 2002, *Przestrzenna zmienność właściwości gleb bielicoziemnych środkowej i północnej Europy a geograficzne zróżnicowanie czynników pedogenicznych*, Prace Geograficzne, IGiPZ PAN, 182.
- Degórski M., 2003, *Pedodiversity as a part of geodiversity in creation of landscape structure*, [w:] *Multifunctional Landscapes. Vol. II, Monitoring, Diversity and Management*, WIT PRESS, Southampton, Boston, s. 105–121.
- Degórski M., 2004, *Geografia gleb jako dyscyplina fizycznogeograficzna*, Przegląd Geograficzny, 76, 3, s. 271–288.
- Degórski M., 2005a, *Gleba jako indykator zmian w środowisku przyrodniczym*, Przegląd Geograficzny, 77, 1, s. 337–354.
- Degórski M., 2005b, *Środowisko przyrodnicze a środowisko geograficzne*, [w:] W. Maik, K. Rembowska, A. Suliborski (red.), *Podstawowe idee i koncepcje geograficzne w świetle przemian geografii i współczesnego świata*, Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź, s. 116–129.

- Didden W., Rombke J., 2001, *Enchytraeids as indicator organisms for chemical stress in terrestrial ecosystems*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 50, Environmental Research, Section B, s. 25–43.
- Diekmann M., 1994, *Deciduous forest vegetation in Boreonemoral Scandinavia*, *Acta Phytogeographica Suecica*, 80, s. 1–112.
- Diekmann M., 1995, *Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the Boreo-nemoral zone in Sweden*, *Ecography*, 18, s. 178–189.
- Diekmann M., 2003, *Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review*, *Basic and Applied Ecology*, 4, s. 1–14.
- Diekmann M., Falkengren-Grerup U., 1998, *A new species index for forest vascular plants: development on functional indices based on mineralization rates of various forms of nitrogen*, *Journal of Ecology*, 86, s. 269–283.
- Diekmann M., Falkengren-Grerup U., 2002, *Prediction of species response to atmospheric nitrogen deposition by means of ecological measures and life history traits*, *Journal of Ecology*, 90, s. 108–120.
- Dierschke H., 1994, *Pflanzensoziologie*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dobbertin M.K., 1998, *Indicators for forest biodiversity in Europe: Proposal for terms and definitions. Version 1.0.*, BEAR Technical Report, 4, s. 1–68.
- Dokuchaev V., 1879, *Mapping the Russian Soils*, Imperial University of St. Petersburg (tłumaczenie z jęz. rosyjskiego) US Department of Commerce, Springfield, Wyoming.
- Dokuchaev V., 1883, *The Russian Steppes study of the Roil in Russia, its Past and Present*. Department of Agriculture, Ministry of Crown Domains for the World's Colombian Exposition at Chicago (tłumaczenie z jęz. rosyjskiego) US Department of Commerce, Springfield, Wyoming.
- Dokuchaev V., 1899, *A Contribution to the Theory of Natural Zone: Horizontal and Vertical Soil Zones*, Mayor's Office Press (tłumaczenie z jęz. rosyjskiego) US Department of Commerce, Springfield, Wyoming.
- Duelli P., 1997, *Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales*, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62, s. 81–91.
- Düll R., Kutzenigg H., 1986, *Neues botanisch-ökologisches Exkursionsstaschenbuch*, IDH – Rheurdt.
- Dumanski J., Pieri C., 1997, *Application of the pressure-state-response framework for the land quality indicators (LQI) programme*, [w:] *Land Quality Indicators and their Use in Sustainable Agriculture and Rural Development*, *FAO Land and Water Bulletin*, 5, s. 35–56.
- Dziadowiec H., 1990, *Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych*, Rozprawy UMK, Toruń.
- Dzwonko Z., 2001a, *Assesment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values*, *Journal of Applied Ecology*, 38, s. 942–951.
- Dzwonko Z., 2001b, *Migration of vascular plant species to a recent wood adjoining ancient woodland*, *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 70, 1, s. 71–77.
- Dzwonko Z., Gawroński S., 1994, *The role of woodland fragments, soil types and dominant species in secondary sucesion on the western Carpathian foothills*, *Vegetatio*, 111, s. 149–160.
- Dzwonko Z., Loster S., 2000, *Testing of Ellenberg and Zarzycki indicator values as predictors of soil and light conditions in woodlands*, [w:] *K. Zarzycki: Festschrift*, red. J. Wójcicki, J. Wołek, U. Korzeniak, *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 45, 1–2, s. 49–62.



- Dzwonko Z., Loster S., 2001, *Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności*, Prace Geograficzne, IGiPZ PAN, 178, s. 119–133.
- Europe's Environment: the Second Assessment*. 1998, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities & Elsevier Science Ltd., Oxford.
- EEA, 1999, *Towards a Transport and Environment Reporting Mechanism (TERM) for the EU, part 1*, Technical Report, 18. European Environment Agency, Copenhagen.
- Eiden G., 2001, *Landscape indicators*, [w:] G. Eiden, J. Bryden, H.P. Piorr (red.), *Proposal on Agri-Environmental Indicators (PAIS). Final Report of the PAIS Project*, EUROSTAT, Luxembourg, s. 4–92.
- Elgersma A.M., Dhillon S.S., 2002, *Geographical variability of relationships between forest communities and soil nutrients along a temperature – fertility gradient in Norway*, *Forest Ecology and Management*, 158, s. 155–168.
- Ellenberg H., 1952, *Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten*, *Berichte der Deutschen botanischen Gessellschaft*, 65, s. 351–361.
- Ellenberg H., 1956, *Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde*, [w:] H. Walter (red.), *Grundlagen der Vegetations gliederung, t. IV, Einführung in die Phytologie, cz. I*, Stuttgart, s. 136.
- Ellenberg H., 1974, *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*, Verlag Erich Goltze KG, Göttingen, 97.
- Ellenberg H., 1979, *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl.* *Scripta Geobotanica*, 9, s. 1–122.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D., 1991, *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, *Scripta Geobotanica*, 18, Göttingen.
- Ertsen A.C.D., Alkemade J.R.M., Wassen M.J., 1998, *Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands*, *Plant Ecology*, 135, s. 113–124.
- Fabiszewski J. (red.), *Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych. Materiały konferencyjne*, Ossolineum, Wrocław.
- Falińska K., 2004, *Ekologia roślin*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Faliński J.B., 1986, *Sukcesja roślinności na nieużytkach porolnych jako przejaw dynamiki ekosystemu wyzwolonego spod długotrwałej presji antropogenicznej. Cz. 1*, *Wiadomości Botaniczne*, 30, 1, s. 25–50.
- Faliński J.B., 1991, *Kartografia geobotaniczna ogólna i stosowana*, t. 3, PPWK, Warszawa-Wrocław.
- Faliński J.B., 2001, *Interpretacja współczesnych przemian roślinności na podstawach terii synantropizacji i teorii syndynamiki*, [w:] *Między geografią a biologią – badania nad przemianami środowiska przyrodniczego*, red. E. Roo-Zielińska, J. Solon, Prace Geograficzne, IGiPZ PAN, 179, s. 31–53.
- Falkengren-Grup U., 1995, *Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden*, *Ecological Bulletin*, 44, s. 215–226.
- Soil Map of the World, Sheet V-1, Europe*, 1978, FAO/UNESCO, Paris.
- Soil Map of the World. Revised Legend*, 1990, *Soils Bulletin*, 60, FAO/UNESCO, Rome.
- Ferreira M.T., Rodriguez-Gonzalez P.M., Aguiar F.C., Albuquerque A., 2005, *Assessing biotic integrity in Iberian rivers: Development of a multimetric plant index*, *Ecological Indicators*, 5, s. 137–149.

- Fleishman E., J. Betrus C.J., Blair R.B., 2003, *Effects of spatial scale and taxonomic group on partitioning of butterfly and bird diversity in the Great Basin, USA*, *Landscape Ecology*, 18, s. 675–685.
- Forest health monitoring 1998. Field methods guide*, 1998, Research Triangle Park, NC, USDA Forest Service (USDA FS), 649, National Forest Health Monitoring Program.
- Florinsky I.V., Kuryakova G.A., 1996, *Influence of topography on some vegetation cover properties*, *Catena*, 27, s. 123–141.
- Force J.E., Machli G.E., 1997, *The human ecosystem part II: Social indicators in ecosystem management*, *Society & Natural Resources*, 10, 4, s. 369–387.
- Forman R.T.T., 1990, *Ecologically sustainable landscapes: The role of spatial configuration*, [w:] I.S. Zonneveld, R.T.T. Forman (red.), *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*, Springer Verlag, New York.
- Frank D., Klotz S. (red.), 1990, *Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. 2 Aufl.*, Wissenschaftliche Beiträge Martin Luther Universität, Halle, Wittenberg, 32.
- Franzluebbers A., 2002, *Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality*, *Soil and Tillage Research*, 66, 2, s. 95–106.
- French C., Passmore D., Schulte L., 1998, *Geomorphological, erosion and edaphic processes*, [w:] P. Castro (red.), *Report of the Project: Palaeoclimatic reconstruction and the dynamics of human settlement and land-use in the area of the middle Aguas (Almeria), in the south-east of the Iberian Peninsula*, European Commission, Brussels.
- Fridland V., 1976, *The soil-cover pattern: Problems and methods of investigation*, [w:] V. Fridland (red.), *Soil Combinations and their Genesis*, Amerind Publication, New Delhi, s. 3–31.
- Fridland V., 1972, *Struktura počviennogo pokrova*, Mysl, Moskva.
- From land cover to landscape diversity*, 2000, The Joint Publication of DG AGRI, EUROSTAT, JRC (Ispra), EEA  
<http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/>
- Froude V.A., 1998, *The New Zealand Environmental Performance Indicators Programme: an Analysis of Potential Indicators for Freshwater Biodiversity*, EPIP Technical Paper, 47, Ministry for the Environment, Wellington.
- Gacka-Grzesikiewicz E., Różycka W., 1977, *Obszary chronione a przestrzenna struktura aglomeracji*, Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa.
- Gallopin G.C., 1997, *Indicators and their use: information for decision making*, [w:] B. Moldan, S. Billharz, R. Matravers (red.), *Sustainability Indicators. Report on the Project on Indicators of Sustainable Development*, John Wiley and Sons, Chichester, s. 13–27.
- Gergel S.E., Turner M.G., Miller J.R., Melack J.M., Stanley E.H., 2002, *Landscape indicators of human impacts to riverine systems*, *Aquatic Sciences*, s. 118–128.
- Gerrard J., 1995, *Soil Geomorphology, an Interpretation of Pedology and Geomorphology*, Chapman and Hall, London-Glasgow-New York-Tokyo-Melbourne-Madras.
- Gessler P., Chadwick O., Chamran F., Althouse L., Holmes K., 2000, *Modelling soil-landscape and ecosystem properties using terrain attributes*, *Journal of Soil Science Society of America*, 64, s. 2046–2056.
- Godefroid S., Massant W., Koedam N., 2003, *Sensitivity of herbaceous species to soil compaction and soil moisture in a beech forest*, [w:] *Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science, Water*



- Resources and Vegetation; June 8–14, Napoli (Naples)*, Dipartimento di Botanica ed Ecologia Università di Camerino, Camerino, s. 105.
- Gordon S. R., Sims R., 1997, *Indicator Plant Species in Canadian Forests*, Canadian Forest Service Natural Resources Canada, Ottawa.
- Graham J., 1996, *Ecosystem Indicators Report*, National Resources Conservation Service (NRCS), Washington.
- Granhölm H., Vähänen T., Sahlberg S., 1996, *Background document. Intergovernmental Seminar on Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management, August 19–22, 1996, Helsinki*, Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki.
- Grime J.P., 1977, *Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory*, *American Naturalist*, 111, s. 1169–1194.
- Grime J.P., 1979, *Plant Strategies and Vegetation Processes*, J. Wiley, Chichester.
- Grodzińska K., Godzik B., Szarek G., Braniewski S., Chrzanowska E., Pawłowska B., Budziakowska E., 1993, *Biowskażniki i ich rola w ocenie stanu środowiska*, [w:] *Projekt systemu biologicznych wskaźników stanu i zmian środowiska*, Instytut Podstawowych Problemów Ekologii, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, s. 25.
- Guccione M., 1985, *Quantitative estimates of clay-mineral alternation in a soil chronosequence in Missouri, USA*, [w:] P. Jungerius (red.), *Soils and Geomorphology*, Catena, Supplement, 6, s. 137–174.
- Gustafsson L., 1994, *A comparison of biological characteristics and distribution between Swedish threatened and non-threatened forest vascular plants*, *Ecography*, 17, Copenhagen, s. 39–49.
- Hall R., Anderson A., 2000, *Comparative soil development of Quaternary paleosols of the central United States*, *Paleo*, 158, s. 109–145.
- Hammond A., Adriaanse A., Rodenburg E., Bryant D., Woodward R., 1995, *Environmental Indicators: a Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*, World Resources Institute, Washington, DC.
- The Hampshire Landscape: A Strategy for the Future (Consultation draft)*, 2000, Hampshire County Council, Hampshire.
- Hansen J.W., 1996, *Is agricultural sustainability a useful concept?*, *Agricultural Systems*, 50.2, s. 117–143.
- Harper J.L., Hawksworth D.L., 1994, *Biodiversity: measurement and estimation*. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, Series B, 345, s. 5–12.
- Harper J.L., White J., 1970, *The dynamics and plant populations*, [w:] *Proceedings of the Advanced Study Institute on Dynamics of Numbers in Populations*, Oosterbeek, s. 41–63.
- Harper J.L., White J., 1974, *The demography of plants*, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, s. 419–463.
- Harris R., Karlen D., Mulla D., 1996, *A conceptual framework for assessment and management of soil quality and health*, *Journal of Soil Science Society of America*, Special Publication, 35, s. 61–82.
- Harwell M.A., Harwell C.C., Weinstein D.A., Kelly J.R., 1990, *Characterizing Ecosystem Responses to Stress*, [w:] *Ecological Risks, Perspectives from Poland and the United States*, National Academy Press, Washington D.C., s. 91–115.
- Hayes D.J., Sader S.A., Schwartz N.B., 2002, *Analyzing a forest conversion history database to explore the spatial and temporal characteristics of land cover*

- change in Guatemala's Maya Biosphere Reserve, *Landscape Ecology*, 17, s. 299–314.
- Hermy M., Honnay O., Fribank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J.E., 1999, *An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation*, *Biological Conservation*, 91, s. 9–22.
- Heywood V.H., Watson R.T., Baste I. (red.), 1995, *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hietala-Koivu R., Järvenpää T., Helenius J., 2004, *Value of semi-natural areas as biodiversity indicators in agricultural landscapes*, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, s. 9–19.
- Hill M.O., Carey P.D., 1997, *Prediction of yield in the Rothamsted Park grass experiment by Ellenberg indicator values*, *Journal of Vegetation Sciences*, 8, s. 579–586.
- Hill M.O., Ramsay J., 1977, *Weeds as Indicators Of Soil Conditions*  
<http://www.eap.mcgill.ca/Publications/EAP67.htm>
- Hole F., Cambell J., 1985, *Soil Landscape Analysis*, Rowman & Allenheld, Totowa, New York.
- Honnay O., Piessens K., Van Landuyt W., Hermy M., Gulinck H., 2003, *Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity*, *Landscape and Urban Planning*, 63, s. 241–250.
- Huggett R., 1975, *Soil landscape systems: a model of soil genesis*, *Geoderma*, 13, s. 1–22.
- Huggett R., 1998, *Soil chronosequences, soil development and soil evolution: a critical review*, *Catena*, 32, s. 155–172.
- Iasillo D., Renda O., Brem E., 2003, *BALU Final Report*, Planetek Italia s.r.l., s. 75.
- IDEFIX (*I*ndicator *D*atabas(*e*) for *S*cienti(*f*)c *E*(*x*)change. Ver. 1.0., 2004, developed by LARG (Landscape Analysis and Resource Management Research Group), University of Salzburg, Salzburg.
- Imeson A.C., Prinsen H.A.M., 2004, *Vegetation patterns as biological indicators for identifying runoff and sediment source and sink areas for semi-arid landscapes in Spain*, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, s. 333–342.
- Inhaber H., 1976, *Environmental Indices*, John Wiley & Sons, New York.
- Iverson L.R., Prasad A., 1998, *Estimating regional plant biodiversity with GIS modelling*, *Diversity and Distributions*, 4, s. 49–61.
- Jackowiak B., 2000, *Chorological and ecological model of urbanophilous plant in central Europe*, [w:] B. Jackowiak, W. Żukowski (red.), *Mechanisms of Anthropogenic Changes of the Plant Cover*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 125–141.
- Jaeger J.A.G., 2000, *Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation*, *Landscape Ecology*, 15, s. 115–130.
- Jäger K., 1982, *On the chronostratigraphical subdivision of the Holocene in Central Europe – A review of actual problems*, *Striae*, 16, Uppsala, s. 80–83.
- Janowska E., 2001, *Geneza i właściwości gleb rdzawych na obszarze zlodowacenia środkowopolskiego*, Fundacja Rozwój SGGW, Warszawa.
- Jaroszewski T., 1982, *Uwarunkowania hydrologiczne w rejonie projektowanego zespołu osiedli mieszkaniowych w Białoleśce Dworskiej w Warszawie*, *Człowiek i Środowisko*, 6, 3–4.

- Jenny H., 1941, *Factors of Soil Formation*, McGraw-Hill, London.
- Jenny H., 1983, *The Soil Resource. Origin and Behavior*, Springer Verlag, New York-Heidelberg-Berlin.
- Jones K.B., Neale A.C., Nash M.S., Van Remortel R.D., Wickham J.D., Riitters K.H., O'Neill R.V., 2001, *Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region*, *Landscape Ecology*, 16, s. 301–312.
- Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F., van Tongeren O.F.R. (red.), 1995, *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Kalvova J., 1996, *Climate change scenarios for the Czech Republic*, *Narodni Klimaticky Program Ceska Republika*, 24, Praha.
- Karr J.R., 1991, *Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management*, *Ecological Applications*, 1, s. 66–84.
- Karr, J.R., 1987, *Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework*, *Environment Management*, 11, s. 249–256.
- Karr J.R., Fausch K.D., Angermeier P.L., Yant P.R., Schlosser I.J., 1986, *Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale*, Special Publication, 5, Illinois Natural History Survey, Champaigne, IL.
- Kearns F.R., Kelly N.M., Carter J.L., Resh V.H., 2005, *A method for the use of landscape metrics in freshwater research and management*, *Landscape Ecology*, 20, s. 113–125.
- Keddy P.A., Lee H.T., Wisheu I.C., 1993, *Choosing indicators of ecosystem integrity: wetlands as a model system*, [w:] S. Woodley, J. Kay, G. Francis (red.), *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*, St. Lucie Press, Ottawa, Canada, s. 61–79.
- Kellner O., Redbo-Torstensson P., 1995, *Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests*, *Ecological Bulletins*, 44, s. 227–237.
- Kimberling D.N., Karr J.R., 1998, *A New Approach to Assessing Ecological Health: Developing an Index of Biological Integrity with Insects at Hanford*, Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder Participation (CRESP), Nashville, TN.
- Kiniry L., Scrivner C., Keener M., 1983, *A soil productivity index based upon predicted water depletion and root growth*, *Missouri Agricultural Experimental Research Bulletins*, 1051, University of Missouri, Columbia.
- Kluk K., 1786–1788, *Dykcyonarz roślinny*. Tom I (od litery A do E), Warszawa 1786; Tom II (od litery F do Q), Warszawa 1787; Tom III (od litery R do Z), Warszawa 1788.
- Klumpp A. (red.), 2004, *Layman report. EuroBionet – European Network for the Assessment of Air Quality by the Use of Bioindicator Plants*, LIFE99 ENV/D/000453, University of Hohenheim, Hohenheim.
- Köhl M., Päivinen R., 1996, *Definition of a System of Nomenclature for Mapping European Forests and for Compiling a Pan-European Forest Information System*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Konecka-Betley K., 1968, *Zagadnienia żelaza w procesie glebotwórczym*, *Roczniki Gleboznawcze*, 19, 1, s. 51–97.
- Konecka-Betley K., Czarnowska K., Czerwiński Z., Janowska E., Kęпка M., Prac J., Russel S., 1982, *Uwarunkowania glebowe do projektu zespo-*

- lu osiedli mieszkaniowych w Białolece Dworskiej w Warszawie, Człowiek i Środowisko, 6, 3–4, s. 371–402.
- Kopp D., 1970, *Periglaziare Umlagerungs-(Perstruktions-) zonen im nordostdeutschen Tiefland und ihre bodenkundliche Bedeutung*, Tagungsberichte der Deutschen Akademie für Landwirtschaftliche Wissenschaften, 102, s. 55–81.
- Kostrowicki A., 1971, *Możliwości oceny środowiska przyrodniczego przy pomocy wskaźników roślinnych*, Przegląd Geograficzny, 65, 3, s. 335–338.
- Kostrowicki A.S., 1972, *Zagadnienia teoretyczne i metodyczne oceny synantropizacji szaty roślinnej*, Phytocoenosis, 1, 3, Warszawa-Białowieża, s. 171–191.
- Kostrowicki A.S., 1976, *A system-based approach to research concerning the geographical environment*, Geographia Polonica, 33, s. 27–37.
- Kostrowicki A.S., 1981, *Metoda określania odporności roślin na uszkodzenia mechaniczne powstałe na skutek wydeptywania*, Prace Geograficzne, IGiPZ PAN, 159.
- Kostrowicki A., Solon J. (red.), 1994, *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokumentacja Geograficzna, 1–2, Warszawa.
- Kostrowicki A., Wójcik Z., 1972, *Podstawy teoretyczne i metodyczne oceny warunków przyrodniczych*, [w:] *Metody oceny warunków przyrodniczych produkcji rolniczej*, Biuletyn KPZK PAN, 71, Warszawa, s. 7–64.
- Kowalkowski A., 1968, *General regularities of free Si-, Al- and Fe-oxides profile distribution in podzolic soils of Ostrzeszów Hills*, Roczniki Gleboznawcze, 19 (dodatek), s. 113–122.
- Kowalkowski A., 1973, *Geneza i podstawy klasyfikacji gleb wytworzonych z utworów peryglacialnych*, [w:] *Przewodnik Zjazdu Naukowego „Geneza gleb wytworzonych z utworów przekształconych peryglacialnie na Niżu Polski”, 20–26 sierpnia*, Warszawa, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Warszawa, s. 93–129.
- Kowalkowski A., 1988, *Wiek i geneza gleb*, [w:] S. Kozłowski (red.), *Przemiany środowiska geograficznego Polski*, Ossolineum, Wrocław, s. 45–85.
- Kowalkowski A., 1995, *Catena of podzolic soils on the northern slope of Vasterkutan in the massif of the Areskutan, Jarutland* Quaestiones Geographicae, Special Issue, 4, s. 185–194.
- Kowalkowski A., 1998, *Rusty and rusty-podzolic soils in the tundra and taiga of Middle Sweden*, Roczniki Gleboznawcze, 49, 1–2, s. 29–44.
- Kowalkowski A., 1999, *Funkcje gleb w ekosystemach leśnych i czynniki ich ewolucji*, [w:] A. Kowalkowski (red.), *Funkcjonowanie gleb leśnych na terenach zagrożonych i trendy jego zmian*, Komitet Nauk Leśnych PAN, Puławy, s. 3–10.
- Kowalkowski A., 2000, *The relationship between slope soil covers and mountain soil profiles*, [w:] C. Kabała, J. Marcinek, T. Chodak (red.), *Symposium “Comparison of Polish and German soil classification systems for soil cartography of the mountain and sub-mountain areas”, Łagów-Gorlitz, 5–8.06*, Wydawnictwa Akademii Rolniczej, Wrocław, s. 69–84.
- Kowalkowski A., 2001a, *Gleba jako ciało przyrodnicze – wskaźnik klimofaz geo- i pedostratygraficznego rozwoju powierzchni Ziemi*, [w:] M. Józwiak, A. Kowalkowski (red.), *Funkcjonowanie i monitoring geosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, 1, Inspekcja Ochrony Środowiska, Kielce, s. 237–252.

- Kowalkowski A., 2001b, *Relic cryogenic indicators of diagnostic horizons in rusty and parabrown soils in European Lowland*, *Acta Agrophysica*, 50, s. 147–167.
- Kowalkowski A., Degórski M., 2007, *Możliwość rekonstrukcji rozwoju środowisk krajobrazów przy zastosowaniu procedury analizy SEM na przykładzie gleb bielcowych*, [w:] „*Gleba w czasie i w przestrzeni*”, 27 Kongres Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego. Abstrakty, Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Warszawa, s. 242.
- Kowalkowski A., Truszkowska R., Borzyszkowski J., 1994, *Mapa regionów morfogenetyczno-glebowych Polski*, Prace Komisji Naukowych PTG. Komisja BIGLEB, 8, 17, Warszawa, s. 1–27.
- Kowalkowski A., 2000, *The relationship between slope soil covers and mountain soil profiles*, [w:] C. Kabała, J. Marcinek, T. Chodak (red.), *Symposium “Comparison of Polish and German soil classification systems for soil cartography of the mountain and sub-mountain areas”*, Łagów-Gorlitz, 5–8.06, Wydawnictwa Akademii Rolniczej, Wrocław, s. 69–84.
- Kovacs J.A., 1979, *Indicatori biologici ecologici si economici al florei pajistilor*, București, s. 50.
- Kowarik J., Seidling W., 1989, *Zeigerwertberechnungen nach ELLENBERG – Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode*, *Landschaft und Stadt*, 21, s. 132–143.
- Krzymowska-Kostrowicka A., 1997, *Geoekologia turystyki i wypoczynku*, PWN, Warszawa.
- Kühn L., Durka W., Klotz S., 2003, *BIOLFLOR – a database on biological and ecological traits of vascular plants in Germany: Applications with vegetation and distribution data*, [w:] *Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science, Water Resources and Vegetation; June 8–14, Napoli (Naples)*, Dipartimento di Botanica ed Ecologia Università di Camerino, Camerino, s. 136.
- Küchler A.W., Zonneveld I.S. (red.), 1988, *Vegetation Mapping*, *Handbook of Vegetation Science*, 10, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London.
- Kügler H., 1970, *Blütenökologie*, Fischer, Stuttgart.
- Kunick W., 1974, *Veränderungen von Flora und vegetation einer Groystadt dargestellt am Beispiel von Berlin (West)*, Thesis Technische Universität, Berlin.
- Landolt E., 1977, *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*, Veröffentlichungen Geobotanisches Institut ETH Stiftung Rübel, 64, Zürich.
- Lark R.M., 2002, *Optimized spatial sampling of soil for estimation of the variogram by maximum likelihood*, *Geoderma*, 105, s. 49–80.
- Larsen L.I., Jensen J.N., 2000, *An overview of selected international and national plans for the conservation and management of marine biological diversity. A report for the Danish National Forest and Nature Agency*, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.
- Larson W., Pierce F., 1994, *The dynamic of soil quality as measure of sustainable management*, *Soil Science Society of America, Special Publication*, 35, s. 37–51.
- Lawton J.H., Gaston K.J., 2001, *Indicator species*, [w:] S.A. Levin (red.), *Encyclopedia of Biodiversity*, 3, Academic Press, s. 437–450.
- Leibowitz S.G., Hyman J.B., 1999, *Use of scale invariance in evaluating judgement indicators*, *Environmental Monitoring and Assessment*, 58, s. 283–303.



- Letourneau C., Castonguay J., 1988, *Use of biological indicators for evaluating environmental stress*. Report No. INFO-0248(E). NTIS No. DE90629986/HDM, Atomic Energy Control Board, Ottawa.
- Leuven R.S.E.W., Poudevigne I., 2002, *Riverine landscape dynamics and ecological risk assessment*, *Freshwater Biology*, 47, s. 845–865.
- Lindacher R., Böcker R., Bemmerlein-Lux F.A., Kleemann A., Haas S., 1995, *PHANART Datenbank der Gefäßspflanzen Mitteleuropas, Erklärung der Kennzahlen, Aufbau und Inhalt*, Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 125 Heft.
- Litaor M.I., Seastedt T.R., Walker D.A., 2002, *Spatial analysis of selected soil attributes across an alpine topographic/snow gradient*, *Landscape Ecology*, 17, s. 1–15.
- Ludwig J.A., Eager R.W., Bastin G.N., Chewings V.H., Liedloff A.C., 2002, *A leakiness index for assessing landscape function using remote sensing*, *Landscape Ecology*, 17, s. 157–171.
- Ludwig J.A., Wiens J.A., Tongway D.J., 2000, *A scaling rule for landscape patches and how it applies to conserving soil resources in savannas*, *Ecosystems*, 3, s. 84–97.
- Mahn E. G., 1965, *Die ökologisch-sociologischen Artengruppen der Xerothermrassen*, *Berichte der Deutschen botanischen Gessellschaft*, 78, 9, s. 398–399.
- Malkina-Pykh I.G., 2002, *Integrated assessment models and response function models: pros and cons for sustainable development indices design*, *Ecological Indicators*, 2, s. 93–108.
- Mander U., Muller F., Wrška T., 2005, *Functional and structural landscape indicators: Upscaling and downscaling problems*, *Ecological Indicators*, 5, s. 267–272.
- Manikowska B., 1985, *O glebach kopalnych, stratygrafii i litologii wydm Polski środkowej*, *Acta Geographica Lodziensia*, 52.
- Manikowska B., 1996, *Dwucykliczność ewolucji środowiska peryglacialnego w Polsce środkowej podczas wistulianu*, *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 373, s. 97–106.
- Manikowska B., 1999, *Gleby kopalne i okresy pedogenetyczne w ewolucji środowiska Polski Środkowej po zlodowaceniu warciańskim*, [w:] *Rola plejstoceńskich procesów peryglacialnych w modelowaniu rzeźby Polski*, *Acta Geographica Lodziensia*, 76, s. 41–100.
- Marcot B.G., Wisdom M.H., Li H.W., Castillo G.C., 1994, *Managing for featured, threatened, endangered, and sensitive species and unique habitats for ecosystem sustainability*, General Technical Report PNW 329, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G., 2003, *Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment*, [w:] B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister (red.), *Bioindicators and Biomonitors*, Elsevier, Amsterdam, s. 3–39.
- Matuszkiewicz J.M., 1993, *Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski*, *Prace Geograficzne*, IGiPZ PAN, 158.
- Matuszkiewicz J.M., Solon J., 1998, *Charakterystyka różnicowania typologiczno-przestrzennego roślinności rzeczywistej oraz rozpoznanie specyficznych siedlisk i ekosystemów*, [w:] J.M. Matuszkiewicz (red.), *Przyrodnicze podstawy opracowania optymalnej koncepcji zagospodarowania obszaru doliny dolnej Wisły na odcinku od ujścia Narwi do dolnego stanowiska poniżej zapory we*

- Włocławku, Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie (maszynopis).
- Matuszkiewicz W., 1974, *Teoretyczno-metodyczne podstawy badań roślinności jako elementu krajobrazu i obiektu użytkowania rekreacyjnego*, Wiadomości Ekologiczne, 20, 1.
- Matuszkiewicz W., 1981, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, PWN, Warszawa (2 wyd. 2001).
- Matuszkiewicz W., Faliński J.B., Kostrowicki A.S., Matuszkiewicz J.M., Olaczek R., Wojterski T., 1995, *Potencjalna roślinność naturalna Polski. Mapa przeglądowa 1:300 000*, IGiPZ PAN, Warszawa.
- McAlpine C.A., Eyre T.J., 2002, *Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia)*, Landscape Ecology, 17, s. 711–728.
- McAlpine C.A., Eyre T.J., 2003, *Indicators of Habitat Loss and Fragmentation for Conserving Biodiversity in Eucalypt Forest of Sub-tropical Australia. Part A: St Marys State Forest Case Study*, Forest & Wood Products Research & Development Corporation, Victoria.
- McGarigal K., 2002, *Fragstats Documentation, part 3 (Fragstats Metrics)*.  
[http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats\\_documents.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.html)
- McGarigal K., Marks B., 1995, *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*, General Technical Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- McGeoch M.A., 1998, *The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators*, Biological Review, 73, s. 181–201.
- Meadows D., 1998, *Indicators and information systems for sustainable development, A Report to the Balaton Group*, The Sustainability Institute, Hartland Four Corners, Vermont.
- Mertens J., Luysaert S., Verheyen K., 2005, *Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction*, Environmental Pollution, 138, s. 1–4.
- Miller M.P., Singer P.M.J., Nielsen D.R., 1988, *Spatial variability of wheat yield and soil properties on complex hills*, Journal of Soil Science Society of America, 52, s. 1133–1141.
- Milne G., Beckley H., Gethim G., Martin W., Griffith G., Raymond L., 1935, *A provisional soil map of East Africa*, [w:] *Transactions of the 3rd International Congress of Soil Science*, 1, International Union of Soil Sciences, Oxford, s. 340–344.
- Mokma D., 1983, *New chemical criteria for defining the spodic horizon*, American Journal of Soil Sciences, 47, 5, s. 972–976.
- Mokma D., 1991, *Genesis of spodosols in Michigan, US*, Trends in Soil Science, 1, s. 25–32.
- Morozova T., Velichko A., Dlussky K., 1998, *Organic carbon content in late Pleistocene and Holocene fossil soils (reconstruction for Eastern Europe)*, Global and Planetary Change, 16–17, s. 131–151.
- Moser D., Zechmeister H.G., Plutzer C., Sauberer N., Wrška T., Georg G., 2002, *Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes*, Landscape Ecology, 17, s. 657–669.
- Mulgrew A., Williams P., 2000, *Biomonitoring of air quality using plants*, Air Hygiene Report 10. WHO Collaborating Centre for Air Quality Management and Air Pollution Control (WHO CC), Germany.



- Muller-Schneider P., 1986, *Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen*, Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 85.
- Munsell Soil Color Charts, 1990, Macbeth Division of Kollmorgen Instruments, Baltimore, MD, USA.
- Neilson R.P., King G.A., Koerper G., 1992, *Toward a rule-based biome model*, Landscape Ecology, 7, s. 27–43.
- Nettleton W., Goldin A., Engel R., 1986, *Differentiations of spodosols and Andepts in a western Washington soil climosequence*, Journal of Soil Science Society of America, 50, s. 987–992.
- Noss R.F., 1990, *Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach*, Conservation Biology, 4, 4, s. 355–364.
- O'Neill K.P., Amacher M.C., Palmer C.J., 2005, *Developing a National Indicator of Soil Quality on U.S Forestlands: Methods and Initial Results*, Environmental Monitoring and Assessment, 107, s. 59–80.
- Oczos Z., Strzelec J., 1986, *Gleby Niecki Nidziańskiej*, Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej, 14, s. 311–331.
- OECD core set of indicators for environmental performance reviews, 1993, OECD Environmental Directorate Monographs, 83, Paris.
- OECD, 1994, *Environmental Indicators*, Paris.
- Officer S.J., Kravchenko A., Bollero G.A., Sudduth K.A., Kitchen N.R., Wiebold W.J., Palm H.L., Bullock D.G., 2004, *Relationships between soil bulk electrical conductivity and the principal component analysis of topography and soil fertility values*, Plant and Soil, 258, s. 269–280.
- Onate J., Andersen E., Peco B., Primdahl J., 2000, *Agri-environmental schemes and the European agricultural landscapes: the role of indicators as valuing tools for evaluation*, Landscape Ecology, 15, s. 271–280.
- O'Neill K.P., Amacher M.C., Palmer C.J., 2005, *Developing a national indicator of soil quality on U.S. forestlands: Methods and initial results*, Environmental Monitoring and Assessment, 107, s. 59–80.
- O'Neill R.V., Hunsaker C.T., Jones K.B., Riitters K.H., Wickham J.D., Schwartz P.M., Goodman I.A., Jackson B.L., Baillargeon W.S., 1997, *Monitoring environmental quality at the landscape scale, [w:] Using Landscape Indicators to Assess Biotic Diversity, Watershed Integrity, and Landscape Stability*, BioScience, 47, 8, s. 513–519.
- O'Neill R.V., Riitters K.H., Wickham J.D., Jones K.B., 1999, *Landscape pattern metrics and regional assessment*, Ecosystem Health, 5, 4, s. 225–233.
- Opdam P., 1996, *Landeconet: The Study of Biodiversity in Changing Landscapes. Connect Meeting – Biodiversity in Changing Agricultural Landscapes. 22 November 1996*, Institute of Terrestrial Ecology (ITE), Monks Wood.
- Opdam P., Verboom J., Pouwels R., 2003, *Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity*, Landscape Ecology, 18, s. 113–126.
- Ortega M., Elena-Roselló R., del Barrio J.M.G., 2004, *Estimation of plant diversity at landscape level: a methodological approach applied to three Spanish rural areas*, Environmental Monitoring and Assessment, 95, s. 97–116.
- Osinski E., Meier U., Büchs, W. Weickel J., Matzdorf B., 2003, *Application of biotic indicators for evaluation of sustainable land use – current procedures and future developments*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 98, s. 407–421.
- Ott W.R., 1978, *Environmental indices: theory and practice*, Ann Arbor Science Publishers, Michigan.

- Pannell D.J., Glenn N.A., 2000, *A framework for the economic evaluation and selection of sustainability indicators in agriculture*, *Ecological Economics*, 33, s. 135–149.
- Papadimitriou F., 2002, *Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using GIS*, *Ecological Indicators*, 2, s. 17–25.
- Pärtel M., Helm A., Ingerpuu N., Reier Ü., Tuvi E.L., 2004, *Conservation of Northern European plant diversity: with correspondence with soil pH*, *Biological Conservation*, 120, s. 525–531.
- Patil G.P., 2001, *Statistical Ecology and Environmental Statistics. Technical Report Number 2001-0401*, Technical Reports and Reprints Series, Center for Statistical Ecology and Environmental Statistics, The Pennsylvania State University, Pennsylvania.
- Pellant M., Shaver P., Pyke D.A., Herrick J.E., 2000, *Interpreting Indicators of Rangeland Health. Version 3*. ITR 1734-6. USDI Bureau of Land Management, Denver.
- Pender K., 1997, *Zbiorowiska łąkowe jako wskaźnik warunków siedliskowych w dolinie Małej Ślezy (mezoregion Równina Wrocławska, [w:] J. Anioł-Kwiatkowska (red.), Studia florystyczno-fitosocjologiczne, Prace Botaniczne, 73, Wrocław, s. 115–145.*
- Petit S., Griffiths L., Smart S.S., Smith G.M., Stuart R.C., Wright S.M., 2004, *Effects of area and isolation of woodland patches on herbaceous plant species richness across Great Britain*, *Landscape Ecology*, 19, s. 463–471.
- Pignatti S., Bianco P., Fanelli G., Guarino R., Petersen J., Tescarollo P., 2001, *Reliability and effectiveness of Ellenberg's indices in checking flora and vegetation changes induced by climatic variations, [w:] G.-R. Walther, C.A. Burga, P.J. Edwards (red.), "Fingerprints" of Climatic Change – Adopted Behaviour and Shifting Species Ranges, Kluwer Publ. New York, s. 281–300.*
- Piorr H.-P., 2003, *Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators*, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, s. 17–33.
- Pitchford A.M., Denver J.M., Olsen A.R., Ator S.W., Cormier S., Nash M.S., Mehaffey M.H., 2000, *Testing Landscape Indicators for Stream Condition Related to Pesticides and Nutrients: Landscape Indicators for Pesticides Study for Mid-Atlantic Coastal Streams (LIPS-MACS)*, US EPA, materiały niepublikowane.
- Podbielkowski Z., Podbielkowska M., 1992, *Przystosowania roślin do środowiska*, WSiP, Warszawa.
- Pokojska U., 1979a, *Geochemical studies on podzolization. Part I. Podzolization in the light of the profile distribution of various forms of iron and aluminium*, *Roczniki Gleboznawcze*, 30, 1, s. 189–215.
- Pokojska U., 1979b, *Geochemical studies on podzolization, Part II, Silicon in podzolization*, *Roczniki Gleboznawcze*, 30, 2, s. 143–151.
- Prusinkiewicz Z., 1961, *Zagadnienia leśno-gleboznawcze na obszarze wydm nadmorskich Bramy Świny*, *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią*, 7, s. 25–127.
- Prusinkiewicz Z., 1965, *Ustalenie wieku chronosekwencji glebowej na mierzejach Bramy Świny metodą radiowęglą <sup>14</sup>C*, *Roczniki Gleboznawcze*, 15, Dodatek, s. 433–436.
- Pugnaire F.I., Luque M.T., 2001, *Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress*, *Oikos*, 93, s. 42–49.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák P., 2003, *Alien flora of the Czech Republic, its composition, structure and history, [w:] L. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach,*

- P. Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson (red.), *Plant Invasions Ecological Threats and Management Solutions*, Backhuys Publishers, Leiden, s. 113–130.
- Ramienski L.G., Cacckenin I.A., Čížikov O.N., Antipin N.A., 1956, *Ekologičeskaja ocenka kormowych ugodij po rastitelnomu pokrovu*, Gosudarstvennoje Izdatelstvo Selskochozjajstvennoj Literatury, Moskva.
- Recognising the Multiple Roles of Forests. Third Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 2–4 June 1998*, 1998, MCPFE, Lisbon.
- Reganold J., Palmer A., 1995, *Significance of gravimetric versus volumetric measurements of soil quality under biodynamic conventional and continuous grass management*, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50, 3, s. 298–305.
- Richling A., Solon J. (red.), 2001, *Z badań nad strukturą i funkcjonowaniem Wigierskiego Parku Narodowego*, Wyd. Dialog, Warszawa.
- Richling A., Solon J., Malinowska E., 2001, *Zasoby i walory krajobrazowe Wigierskiego Parku Narodowego*, [w:] A. Richling, J. Solon (red.), *Z badań nad strukturą i funkcjonowaniem Wigierskiego Parku Narodowego*, Wyd. Dialog, Warszawa, s. 209–222.
- Richling A., Solon J., 2002, *Ekologia krajobrazu*, wyd. IV, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Richter D., Markewitz D., 2001, *Understanding Soil Change, Soil Sustainability Over Millennia, Centuries and Decades*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Rigby D., Howlett D., Woodhouse P., 2000, *A review of indicators of agricultural and rural livelihood sustainability. Sustainability Indicators for Natural Resource Management & Policy*, Working Paper 1. *The effects of policy and institutional environment on natural resource management and investment by farmers and rural households in east and southern Africa*, Department for International Development. Research Project No. R7076CA, London, UK.
- Robertson G., Coleman D., Blesoe C., Solins P., 1999, *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*, Oxford University Press, New York-Oxford.
- Roo-Zielińska E., 1982, *Struktura geobotaniczna i jej ekologiczno-siedliskowe uwarunkowania terenu przyszłych osiedli mieszkaniowych w Białoleśce Dworskiej w Warszawie*, *Człowiek i Środowisko*, 6, s. 371–403.
- Roo-Zielińska E., 1994, *Ekologiczne zróżnicowanie roślinności rzeczywistej (analiza fitoindykacyjna)*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokumentacja Geograficzna, 1–2, Warszawa, s. 95–125.
- Roo-Zielińska E., 2000, *Vegetation at different levels of organization as an indicator of environmental conditions*, [w:] *Proceedings of International Association for Vegetation Science (IAVS) Symposium*, Opulus Press, Uppsala, s. 178–181.
- Roo-Zielińska E., 2002, *Stopień kontynentalizmu borów sosnowych wyrażony zmiennością kompozycji gatunkowej runa wzdłuż transektu równoleżnikowego Chrisdorf (Niemcy wschodnie)–Uzłogi (Białoruś wschodnia)*, *Przegląd Geograficzny*, 74, 4, s. 569–591.
- Roo-Zielińska E., 2003a, *Gatunki roślin naczyniowych runa borów sosnowych jako wskaźniki przestrzennej zmienności niektórych charakterystyk klimatu i gleb w Europie Północnej i Środkowej*, *Przegląd Geograficzny*, 75, 4, s. 545–560.
- Roo-Zielińska E., 2003b, *Ecological groups of vascular plant species in the herb layer of the pine forest of Northern and Central Europe*, [w:] A. Breymeyer,

- D. Reed (red.), *Patterns of pine ecosystem response to climate on a boreal temperate transect*, Polish Journal of Ecology, 51, 4, s. 493–507.
- Roo-Zielińska E., 2004, *Fitoindykacja jako narzędzie oceny środowiska fizyczno-geograficznego. Podstawy teoretyczne i analiza porównawcza stosowanych metod*, Prace Geograficzne, IGiPZ PAN, 199.
- Roo-Zielińska E., Kostrowicki A.S., 1995, *Metodyka badań szaty roślinnej (flory i roślinności) w Zintegrowanym Monitoringu Środowiska Przyrodniczego*, [w:] *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego; Propozycje programowe*, red. A. Kostrzewski, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 97–117.
- Roo-Zielińska E., Solon J., 1988, *Phytosociological typology and bioindicator values of plant communities as exemplified by meadows in the Nida Valley*, Documents Phytosociologiques, N.S., 11, s. 543–554.
- Roo-Zielińska E., Solon J., 1990, *Phytosociological typology and phytoindicator value of young oak and larch forest communities near Pińczów (southern Poland)*, Vegetation, 88, s. 67–78.
- Roo-Zielińska E., Solon J., 1991, *Vegetation dynamics as an indicator of the anthropogenic changes in the geographical environment (chosen examples from Pińczów surroundings)*, Conference Papers IGiPZ PAN, 14, s. 71–87.
- Roo-Zielińska E., Degórski M., Solon J., 2003, *Does spatial changeability of plant communities good reflect differentiation of abiotic conditions, specially the moisture of the soils?*, [w:] *Abstracts 46th Symposium of the International Association of Vegetation Science, Water Resources and Vegetation; June 8–14, Napoli (Naples)*, Dipartimento di Botanica ed Ecologia Università di Camerino, Camerino, s. 190.
- Róg Z., 1985, *Wpływ turystyki na leśne środowisko glebowe*, Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej, Nauki Techniczne, 50, Inżynieria Środowiska, 1.
- Ruhe R., 1956, *Geomorphic surfaces and the nature of soils*, Soil Science, 82, s. 441–455.
- Salisbury E., 1925, *Note of the edaphic succession in some dune soils with special reference to the time factor*, Journal of Ecology, 13, 4, s. 322–328.
- Santos M., Cabral J.A., 2003, *Development of a stochastic dynamic model for ecological indicators' prediction in changed Mediterranean agroecosystems of north-eastern Portugal*, Ecological Indicators, 3, 4, s. 285–303.
- SBF, 2004, *Scotland's Biodiversity – It's in Your Hands. A strategy for the conservation and enhancement of biodiversity in Scotland*, Developing an Indicator Set. Prepared by the Indicators Working Group of the Scottish Biodiversity Forum (SBF), May 2004.
- Scamoni A., 1967, *Wstęp do fitosocjologii praktycznej*, PWRiL, Warszawa.
- Schaffers A.P., Sykora K.V., 2000, *Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements*, Journal of Vegetation Science, 11, s. 225–244.
- Schenck H., 1990, *Chronosequences*, Tom Doherty Association Book, New York.
- Schoenholtz S., Van Miegroet H., Burger J., 2000, *A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities*, Forest Ecology and Management, 138, s. 335–356.
- Schubert R. (red.), 1985, *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen*, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Schwertmann U., 1964, *Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung*, Zeitschrift für Pflanzenernährung und Dungung Bodenkunde, 105, s. 194–202.

- Segnestam L., 1999, *Environmental Performance Indicators. A Second Edition Note*, Environment Department Papers, 71, The World Bank, Washington.
- Sepp K., Ivask M., Kaasik A., Mikk M., Peepson A., 2005, *Soil biota indicators for monitoring the Estonian agri-environmental programme*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 108, s. 264–273.
- Sievers R., Frahm J., 2006, *FLORKART/M. System zur floristischen Kartierung von Moosen. Version 1.1*. Bonn  
<http://www.bryologie.uni-bonn.de/FlorkartM.pdf>
- Silsbee D.G., Peterson D.L., 1991, *Designing and Implementing Comprehensive Long-Term Inventory and Monitoring Programs for National Park System Lands*, Natural Resources Report NPS/NRUW/NRR-91/04. USDI National Park Service, Denver.
- Siuta J., Ziolińska A., Makowiecki K., 1985, *Degradacja ziemi*, Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa.
- Slak M.F., Lee A., 2002, *Indicators of landscape dynamics: On-going land cover changes*, [w:] *"Agricultural Landscape Indicators"*. Proceedings of the NIJOS/OECD Expert meeting, Oslo, Norway, 7th–9th October, NIJOS, Oslo, s. 118–131.
- Smyth A.J., Dumanski J. (red.), 1993, *FESLM: An International Framework for Evaluating Sustainable Land Management*, World Soil Resources Report, 73, Rome, Italy.
- Snyder C.D., Young J.A., Vilella R., Lemarié D.P., 2003, *Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity*, Landscape Ecology, 18, s. 647–664.
- Solon J., 1988, *Local complexes of phytocoenoses in vegetation landscape in the vicinity of the Wigry Lake (NE Poland)*, Documents Phytosociologiques N.S., 11, s. 535–541.
- Solon J., 1990, *The spatial distribution of vegetation units as a result of habitat and synanthropization pattern*, Ekologia (CSFR), 9, 4, s. 383–393.
- Solon J., 1992, *Waloryzacja struktury przestrzennej krajobrazu roślinnego okolic Jezior Wigierskich*, [w:] *Materiały z Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej „Funkcjonowanie i waloryzacja krajobrazu”*, Lublin, 21–22 XI 1991, Lublin, s. 17–24.
- Solon J., 1995a, *Różnorodność biologiczna jako element oceny jakości krajobrazu*, [w:] A. Richling, E. Malinowska, J. Lechnio (red.), *Jakość krajobrazu – jakość życia. Materiały Konferencji*, WGiSR UW, Warszawa, s. 101–108.
- Solon J., 1995b, *Anthropogenic disturbance and vegetation diversity in agricultural landscapes*, Landscape and Urban Planning, 31, s. 171–180.
- Solon J., 2000, *Persistence of landscape spatial structure in conditions of change in habitat, land use and actual vegetation: Vistula Valley case study in Central Poland*, [w:] U. Mander, R.H.G. Jongman (red.), *Consequences of Land Use Changes. Advances in Ecological Science*, 5, WIT Press, Southampton, Boston, s. 163–184.
- Solon J., 2001, *Ogólna charakterystyka szaty roślinnej Wigierskiego Parku Narodowego*, [w:] A. Richling, J. Solon (red.), *Z badań nad strukturą i funkcjonowaniem Wigierskiego Parku Narodowego*, Wyd. Dialog, Warszawa, s. 95–99.
- Solon J., 2002, *Ocena różnorodności krajobrazu na podstawie analizy struktury przestrzennej roślinności*, Prace Geograficzne, IGI PAN, 185.



- Solon J., 2003, *Wpływ przewidywanych zmian klimatycznych na skład i strukturę runa borów sosnowych i sosnowo-dębowych borów mieszanych w Polsce*, Przegląd Geograficzny, 75, 2, s. 213–229.
- Solon J., 2005, *Landscape diversity*, [w:] M. Gutry-Korycka (red.), *Urban Sprawl. Warsaw Agglomeration Case Study*, Wydawnictwo UW, Warszawa, s. 265–296.
- Solon J., Kozłowska A., 2001, *Roślinność potencjalna i uwarunkowania siedliskowe przestrzennego zróżnicowania roślinności rzeczywistej*, [w:] A. Richling, J. Solon (red.), *Z badań nad strukturą i funkcjonowaniem Wigierskiego Parku Narodowego*, Wyd. Dialog, Warszawa, s. 123–130.
- Stala Z., 1982, *Synteza badań ekofizjograficznych do projektu zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolecie Dworskiej w Warszawie*, Człowiek i Środowisko, 6, 3–4, s. 455–471.
- Stein A., Riley J., Halberg N., 2001, *Issues of scale for environmental indicators*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 87, s. 215–232.
- Stephenson N.L., 1990, *Climatic control of vegetation distribution: the role of water balance*, American Naturalist, 135, s. 649–670.
- Stopa-Boryczka M., Kopacz-Lembowicz M., Ryczywska E., Boryczka J., Górka E., 1982, *Ocena klimatu lokalnego do projektu zespołu osiedli mieszkaniowych w Białolecie Dworskiej w Warszawie*, Człowiek i Środowisko, 6, 3–4, s. 335–349.
- Sudnik-Wójcikowska B., 2000, *The role of flora in bioindication of the temperature conditions in urban areas*, [w:] B. Jackowiak, W. Żukowski (red.), *Mechanisms of Anthropogenic Changes of the Plant Cover*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 271–279.
- Sukkop H., 1976, *Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland*, [w:] H. Sukkop, W. Trautmann (red.), *Veränderungen der Flore und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland*, Schriftenreihe Vegetationskunde, 10, s. 9–26.
- Sukkop H., 1979, *Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Bau und Betrieb der BAB Berlin (West) auf den Grossen Tiergarten*, 1.2. Der Senator für Bau- und Wohnungswesen, s. 105.
- Sun B., Zhou S., Zhao Q., 2003, *Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China*, Geoderma, 115, s. 85–99.
- Systematyka Gleb Polski*, 1989, PTG, Roczniki Gleboznawcze, 40, 3/4.
- Tan Z.X., Lal R., Smeck N.E., Calhoun F.G., 2004, *Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables*, Geoderma, 121, s. 187–195.
- Thompson K., Hodgson J.G., Grime J.P., Rorison I.H., Band S.R., Spencer R.E., 1993, *Ellenberg numbers revisited*, Phytocoenologia, 23, s. 227–289.
- Tokarska-Guzik B., 2003, *The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland*, [w:] L. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pysek, P.M. Wade, M. Williamson (red.), *Plant Invasions Ecological Threats and Management Solutions*, Backhuys Publishers, Leiden, s. 147–167.
- Trangmar B.B., Yost R.S., Wade M.K., Uehara G., Sudjadi M., 1987, *Spatial variation of soil properties and rice yield in recently cleared land*, Journal of Soil Science Society of America, 51, s. 668–674.
- Tschirley J.B., 1998, *Considerations and constraints on the use of indicators in sustainable agriculture and rural development. Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development*, FAO Land and Water Bulletin, 5, s. 197–207.

- Tsyganov D.N., 1983, *Fitoindication of Environmental Coniferous-Broad-Leaved Forest Zone*, Nauka, Moscow.
- Turgulian V., Sokolova T., 1996, *Soil as a biotic/abiotic natural system: a reactor, memory and regulator of biospheric interactions*, Eurasian Soil Sciences, 29, s. 30–41.
- Ulrich B., Meiwes K., König N., Khanna K., 1984, *Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden*, Forst und Holz, 39, 1, s. 278–286.
- Uuemaa E., Roosaare J., Mander U., 2005, *Scale dependence of landscape metrics and their indicator value for nutrient and organic matter losses from catchments*, Ecological Indicators, 5, s. 350–369.
- van Bueren E.M.L., Blom E.M., 1997, *Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- van der Maarel E., 1971, *Floral statistik als Beitrag zur Bewertung von Naturräumen*, Gorteria, 5, s. 176–188.
- van der Maarel E., 1993, *Relations between sociological-ecological species groups and Ellenberg indicator values*, Phytocoenologia, 23, s. 343–362.
- van Haluwyn C., 1999, *Forum: Topic 1: The Future of Bioindication with Lichens*, International Lichenological Newsletter, 32, 1.  
<http://www.bgbm.org/ial/321/Frames/forum.htm>
- Volobuev V., 1964, *Ecology of Soils*, Israel Programm Sciences Translations, Jerusalem, Davey.
- Voltz M., Lagacherie P., Louchart X., 1997, *Predicting soil properties over a region using sample information from a mapped reference area*, European Journal of Soil Sciences, 48, s. 19–30.
- Voltz M., Webster R., 1990, *A comparison of kriging, cubic splines and classification for predicting soil properties from sample information*, European Journal of Soil Sciences, 41, s. 473–490.
- Vorobyev B.P., 1953, *Forest Types in the European Part of USSR*, Izdatel'stvo A.N. Ukrainskoj SSR, Kiev.
- Vreeken W., 1975, *Principal kinds of chronosequences and their significance in soil history*, European Journal of Soil Sciences, 26, 3, s. 378–394.
- Waldhardt R., 2003, *Biodiversity and landscape – summary, conclusions and perspectives*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 98, s. 305–309.
- Walker J., 1998, *Environmental indicators of catchment and farm health*, [w:] J. Williams, R.A. Hook, H.L. Gascoigne (red.), *Farming Action Catchment Reaction: the Effects of Dryland Farming on the Natural Environment*, CSIRO Publishing, Melbourne, s. 99–117.
- Walker J., 2002, *Environmental indicators and sustainable agriculture*, [w:] T.R. McVicar, Li Rui, J. Walker, R.W. Fitzpatrick, Liu Changming (red.), *Regional Water and Soil Assessment for Managing Sustainable Agriculture in China and Australia*, ACIAR Monograph, 84, s. 323–332.
- Walker B.H., Langridge J., 1996, *Modelling plant and soil water dynamics in semi-arid ecosystems with limited site data*, Ecological Modelling, 87, s. 153–167.
- Walz R., 2000, *Development of environmental indicator systems: Experiences from Germany*, Environmental Management, 25, 6, s. 613–623.
- Wamelink G.W.W., van Dobben H.F., Berendse F., 2002, *Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical measurements*, Journal of Vegetation Science, 13, s. 269–278.



- Wamelink G.W.W., van Dobben H.F., van der Eerden L.J.M., 1998, *Experimental calibration of Ellenberg's indicator values for nitrogen*, Environmental Pollution, 102, supplement 1, s. 371–375.
- Watts C., Deuter A., 1997, *The influence of organic matter in reducing the destabilization of soil by simulated tillage*, Soil & Tillage Research, 42, s. 253–275.
- Webb D.A., 1954, *Is classification of plant communities either possible or desirable*, Svensk Botanisk Tidsskrift, 51, s. 362–370.
- White P.S., Bratton S.P., 1980, *After preservation: philosophical and practical problems of change*, Biological Conservation, 18, s. 241–255.
- Whittaker R. H., 1956, *Vegetation of the Great Smoky Mountains*, Ecological Monography, 26, s. 1–80.
- Whittaker R.H., 1960, *Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California*, Ecological Monography, 30, s. 279–338.
- Whittaker R. (red.), 1973, *Ordination and Classification of Communities. Part V. Handbook of Vegetation Science*, Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hague.
- Wicik B., 2000, *Krajobrazy gipsowe Pomorza Pińczowskiego*, Prace i Studia Geograficzne, UW, 27, s. 91–98.
- Wieder M., Yair A., Arzi A., 1985, *Catenary soil relationship on arid hillslopes*, [w:] P. Jungerius (red.), *Soils and Geomorphology*, Catena, 6, Supplement, s. 41–57.
- Wilson J.B., Agnew A.D.G., 1992, *Positive feedback switches in plant communities*, Advances in Ecological Research, 23, s. 263–336.
- Woodhouse P., Howlett D., Rigby D., 2000, *A framework for research on sustainability indicators for agriculture and rural livelihoods*, [w:] *Sustainability Indicators for Natural Resource Management & Policy*. Working Paper 2. *The effects of policy and institutional environment on natural resource management and investment by farmers and rural households in east and southern Africa*, Department for International Development Research Project No. R7076CA, London, UK.
- Woodley S., Kay J., Francis G. (red.), 1993, *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*, St. Lucie Press, Ottawa, Canada.
- (WRB) *World Reference Base for Soil Resources*, 1998, World Soil Resources Reports, 84, FAO, ISRIC and ISSS, Rome.
- Wójcik Z., 1977, *Charakterystyka siedlisk polnych na Pogórzu Beskidu Niskiego metodami biologicznymi*, Prace Geograficzne, IG PAN, 177.
- Wójcik Z., 1983, *Charakterystyka i ocena siedlisk polnych metodami bioindykacyjnymi*, Wyd. SGGWAR, Warszawa, s. 7–79.
- Wysocki Cz., Sikorski P., 2002, *Fitosocjologia stosowana*, Wyd. SGGW, Warszawa.
- Wu J., Jenerette G.D., David J.L., 2003, *Linking land-use change with ecosystem processes: A hierarchical patch dynamic model*, [w:] S. Guhathakurta (red.), *Integrated Land Use and Environmental Models*, Springer, Berlin, s. 99–119.
- Yaalon D., 1971, *Soil-forming processes in time and space*, [w:] D. Yaalon (red.), *Paleopedology: Origin, Nature and Dating of Paleosols*, International Soil Society and Israel Universities Press, Jerusalem, s. 29–39.
- Yates S.R., Warrick A.W., 1987, *Estimating soil water content using cokriging*, Journal of Soil Science Society of America, 51, s. 23–30.
- Yost R.S., Uehara G., Fox, R.L., 1982, *Geostatistical analysis of soil chemical properties of large land areas: I. Semivariograms*, Journal of Soil Science Society of America, 46, s. 1028–1032.

- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Róžański W., Szelał Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002, *Ecological Indicator Values of Vascular Plants of Poland*, W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Zas R., Alonso M., 2002, *Understory vegetation as indicators of soil characteristics in northwest Spain*, *Forest Ecology and Management*, 171, s. 101–111.
- Zebisch M., Wechsung F., Kenneweg H., 2004, *Landscape response functions for biodiversity – assessing the impact of land-use changes at the county level*, *Landscape and Urban Planning*, 67, s. 157–172.
- Zhu A-Xing, 1997, *A similarity model for representing soil spatial information*, *Geoderma*, 77, s. 217–242.
- Zimmermann R.-D., Umlauff-Zimmermann R., 1994, *Von der Bioindikation zum Wirkungskataster*, *UMSFZ. Umweltchem. Ökotox*, 6, 1, s. 50–54.

# EVALUATION OF NATURAL ENVIRONMENT BASED ON GEOBOTANICAL, LANDSCAPE AND SOIL INDICATORS (THEORETICAL FOUNDATIONS AND APPLICATIONS) Summary

---

The elaboration is focused on consideration of geobotanical, landscape and soil indicators, serving the evaluation of natural environment. The basis for reasoning in the case of the two former indicators is vegetation cover, while in the case of the third one – soil.

Knowledge of the vegetation cover and of the ecological spectrum of species allows for the determination of the spatial and temporal variability of these components of the environment, which are of ecological importance for it. This is the essence of the indicative role of the vegetation cover – the **phytoindication**. In the indication of the state and the changes in the natural environment the vascular plants of the herb layer were used, as well as the plant associations – the **geobotanical indicators** (Roo-Zielińska, 2004).

Landscape, in the geobotanical perspective, is a really existing, spatial, dynamic structural-functional system at the level of organization of the biosphere above the one of the ecosystems. The components of the landscape system are then the ecosystems, whose boundaries and ranges are determined most often on the basis of the differentiation of plant associations (Solon, 2002). Having adopted this definition, the ecological diagnosis was carried out in the study reported, along with the interpretation and the evaluation of the environment on the landscape scale, at the level of the supra-phytocoenotic, landscape units of vegetation, using **landscape indicators** for this purpose.

The soil is a “mirror”, in which the natural and the anthropogenic processes are reflected, taking place in geographical space. It is also endowed with the capacity of storing the information accumulated (Degórski, 2005). The physico-chemical properties, especially at the humus horizon, play an important role in the development of vegetation (Bednarek et al., 2004). The direction of the indication studies, which is oriented at the soil, is called **pedoindication**, and the **soil indicators** may have a direct character (the results of the laboratory measurements) or an indirect one (diversity of the vertical patterns of the rock layer structures as well as the fossil and contemporary soil horizons) – see Degórski (2005).

Application of the three groups of indicators and relations between them is shown on the basis of the three model areas, differing as to the degree of anthropogenic deformation and as to the character of natural vegetation: (1) areas with

a significant share of vegetation of natural character (neighbourhood of the lake Wigry); (2) little transformed areas of traditional farming (vicinity of Pińczów); (3) the suburban zone of Warsaw, with a significant share of the synantropic vegetation.

Application of the geobotanical indicators in connection with the direct soil measurements and of the landscape indicators in connection with the maps of actual and potential vegetation, as well as land use, enabled the evaluation of the current state and the directions of transformations in the natural environment of the areas considered.

The primary objectives of the study reported were: (1) to evaluate the indicative value of the landscape structures of vegetation; (2) to evaluate the relations within the sets of indicators and between them; (3) to evaluate the usability of the three groups of indicators for various forms of human activity.

The first, theoretical chapters (Part I, Chapters 1 and 2) contain the basic definitions and notions applied in environmental indication. Then, the theoretical foundations, the method of constructing the geobotanical, landscape and soil indicators, and the examples of their applications are provided (Chapter 3). Part II concentrates on the results of investigations obtained on the model areas in the years 2002–2003, the study areas and sites are characterized (Chapter 4), and the basic methods are presented (Chapter 5). One of the most important parts of the report is the evaluation of interrelations, both within the groups of indicators, and between them, depending upon the organization levels of the vegetation cover, the scale of study, the relief, and the manner of using land (Chapter 6). In Part III the range of possibilities of joint application of the indicators and of each set separately is presented, depending upon the needs of practice (Chapter 7). The last chapter is devoted to presentation of the qualities and limitations of the geo-botanical, pedological and landscape indicators (Chapter 8).

The process, in which on the basis of quantitative and/or qualitative characteristics of one object (indicator) the state of another object is determined, is referred to as **indication** (Harwell et al., 1990). This definition is accompanied by the notions of **indicator**, **indicated object**, **indication field**, etc. The commonly used term of “indicator” originates from the Latin verb “indicare” – “to show”. Conform to the classical definition an indicator is an object, whose presence, frequency of appearance and distribution are used to evaluate the phenomena or processes, whose direct observation is not possible, too expensive or laborious (Inhaber, 1976). A similar definition has been formulated for the indicator of a biological character (bioindicator). It is an organism, a part of an organism or a group of organisms, which contain information on the state of environment. A particular category is constituted by the ecological indicator species – plants, animals or micro-organisms (Aird, 1994).

An attempt at putting in order of the interdependences between the value of an indicator and the value indicated was undertaken by Leibowitz and Hyman (1999). They defined the notion of the confirmed indicator and the judgment indicator. The former is associated with a known relation of causal nature, while on the basis of the latter we can express an assessment, founded on the assumptions adopted, resulting from application of models or from the correlation depen-

dences. An "ideal" indicator accounts for the scientific, functional and pragmatic criteria. The scientific criteria encompass the theoretical justification, precision, accuracy, objectivity and integrity, as well as interrelation with other indicators. It is also important to know whether an indicator is: 1) pan-areal, i.e. preserving its indicative power over the entire area of its appearance; 2) zonal, i.e. valid within a given climatic-soil-vegetation zone; 3) regional – valid within the natural or administrative regions; 4) local – having indicative value over smaller areas. The ultimate assessment of value and utility of an indicator depends upon the pragmatic criteria (including international standards, assuring identical procedures of data acquisition, calculation of values and the ways of comparing results).

The following kinds of indicators are distinguished: (a) descriptive; (b) of conformity; (c) early warning; (d) prognostic; (e) diagnostic; (f) of effectiveness. In terms of complexity of the indicators and the objects indicated the indicators are classified into two groups: (a) holistic, determining the characteristic of an ecological system as a whole (e.g. the diversity indicators, the integrity indicators), and (b) reductionist, oriented at the assessment of one, narrowly conceived property (e.g. the accumulating bio-indicators). McGeoch (1998) distinguishes three types of indicators: (a) environmental – reflecting the biotic and abiotic environmental conditions; (b) ecological – providing information as to the impact on the environment (e.g. agri-environmental indicators); (c) bio-diversity indicators, oriented at the assessment of the variety of species or the entire ecological patterns.

**Bioindication** is a process, consisting in the use of the indicator characteristics of plants and animals, their populations, associations, or even entire biocoenoses, for purposes of assessing other biotic and abiotic properties of the geographical environment. The most frequent applications of bio-indication include the assessments of: (a) biological diversity; (b) ecosystem integrity; (c) pollution with heavy metals; (d) land use changes.

According to the definition, adopted in the present report, the geobotanical indicators are constituted by the populations of plant species, their groups of similar adaptation features and ecological requirements, as well as plant associations they form, reacting to the presence or intensity of some factor, or a set of environmental conditions, through changes in the shares of species with different ecological requirements or different biology in the phytocoenosis, or through changes in the species combination, composition and proportion of species and their groups – ecological or morphological forms (Faliński, 1991).

In the use of methods from the domain of phytoindication, various techniques of calculations are applied, taking as the basis the phytosociological relevés, representing a definite vegetation patch. They may be as follows: (1) percentage shares of the number and/or coverage of the species in relation to all the species of the vascular plants in the relevé; (2) percentage shares of the ecological groups of species; or (3) values of the weighted averages of the indicator numbers, as the synthetic measures of habitat requirements of the patches.

The detailed studies in the National Park of Wigry Lake were carried out for three catena representing the most characteristic and typical sequences of soils and plant associations in the late glacial landscape. The first of them

encompassed the slope part of the kame mound and had the character of a meadow. The soil cover was constituted by the brown, gleyed and peat soils. The second catena, having forest character, was determined in the valley of Czarna Hańcza river. Here, brown podzolic soils, as well as peat and gley soils dominated, on which forest associations of mixed pine forests, spruce and alder woods grow. The third topo-sequence characterized the variability of soil and vegetation conditions of a moraine upland in the little utilised grass associations with brown earth and peat soils.

Within the model area of Pińczów the following study objects were selected: (a) the Pińczów Hump, dominated by dry meadows and stenothermal swards, growing over the calcite rendzinas; (b) Młodzawy – two perpendicular transects delineated in a small catchment: (i) the first one is characterized by the domination of forests (floodplain deciduous forests and oak-and-hornbeam forests of various forms); (ii) the second one is located on the fields sown with wheat, here, one set of associations of the cereal crop pests appears, *Vicietum tetraspermae*.

The analysis of the properties of soils was performed with the use of field and laboratory measurements, in the analysis of vegetation structure the phytosociological relevés were used, and in the analysis of the indicative role of vegetation – the ecological scales of the indicator numbers of Ellenberg and Landolt (Lindacher, ed., 1995) and the mathematical modeling techniques (Degórski, 2002; Solon, 2002; Roo-Zielińska, 2004). In the description of the location of the relevés and their hypsometric situation, the topographical maps were used: on the scale of 1:25,000 (for the transects in Młodzawy) and 1:10,000 (for the catena in the National Park of Wigry Lake). On this basis the digital terrain models of these areas were developed.

The possibilities of making use of the geobotanical indicators were demonstrated on the basis of 29 phytosociological relevés, taken in the years 1984–1991 within the basin of Nida river, and representing vegetation patches belonging to different, lowest phytosociological units – associations, subassociations or variants.

Altogether eleven features were analysed – three concerned the description of the vegetation as such on the basis of the qualitative scales – type of anatomical structure [AB], type of life strategy of the plants [STR], and membership in a socio-ecological group [SOG]. Based on the scales of the Ellenberg (Lindacher, ed., 1995) and Landolt (1977) indicator numbers the requirements of the selected patches with respect to eight factors of the physical geographic environment – three climatic ones (light [L], temperature [T], degree of continentalism [K]) and five pedological ones (humidity [F], acidity [R], nitrogen content [N], organic matter [H], as well as granularity, compactness and aeration of the soil [D]) were determined. On this basis seven sward and five forest settings were selected, as “good indicators”, distinguished through the share of species in respect to the adaptation features and their relation to the conditions of the geographical environment.

One can distinguish, in particular, the pastures *Lolio-Cynosuretum*, with a distinct share of the pioneering species, preferring the human-inflicted disturbances [STR]; the ruderal associations with *Lycium barbarum* – a share of species

of a competitive nature [STRc], belonging to the thermophilous ruderal associations of tall herbs and swards [SOG 13]; the thermophilous grassland *Sisymbrio-Stipetum* – with a share of scleromorphs [AB5], the indicators of the dry soils [F3], the base ones [R8-9], the ones with low content of mineral nitrogen compounds [N2-3], and with very thin layer of the organic matter [H2]; the association of the broad-leaved willows (river willow brushwood) *Salicetum pentandro-cinereae* with a share of the swampy species – helomorphs [AB2], adapted to the relatively not disturbed environments [STRc-s], typical for the aquatic associations, reed associations and floodplain deciduous forests [SOG07], very rich in mineral nitrogen compounds [N8-9] and organic matter [H5].

The values of the landscape indicators can be defined with reference to the spatial unit of geographical character (e.g. a river basin), biogeographical character (e.g. an ecoregion), of a political-administrative or quite a nominal character (e.g. a square on the map).

The landscape indicators can be classified into two groups: (1) composition of the landscape, these ones concerning the diversification and intensity of appearance of particular types of patches, without consideration of their spatial location; (2) configuration of the landscape, reflecting the physical distribution of the patches in space. The indicators of configuration and composition of landscape form together the landscape metrics (MacGarigal, Marks, 1995). It is also important how we break down the landscape indicators into groups resulting from the features used in all kinds of calculations: (1) the areas and the boundaries of patches, (2) the shapes; (3) the core areas of patches; (4) the isolation; (5) the diversity; (6) the adjacency; (7) the split and division; (8) the connectance, and (9) the contrast.

The possibility of applying the landscape indicators as the instruments of assessment of the physico-geographical environment is presented on two examples: of the suburban zone of Warsaw (the degree of the anthropogenic transformation of the environment) and the National Park of Wigry Lake (similarity of the spatial structure of vegetation).

On the example of the suburban zone of Warsaw a number of the indirect indicators of anthropogenic impact have been presented, namely: (1) spatial shares of individual land cover types; (2) mean patch fractal dimension (MPFD); (3) nearest-neighbour distance (NND); (4) Shannon diversity index (SDI); (5) direction of the longer axis of the patch; (6) the indicator of synantropisation. These indicators concern three levels of spatial detail, where: (1) the basic spatial unit is constituted by a commune; (2) the basic spatial units are the areas specially distinguished on the basis of equidistant contours from the centre of Warsaw; (3) the basic spatial units are the particular vegetation patches. The contemporary differentiation of the spatial structure of the landscape of the analysed area of the peripheral zone of Warsaw took shape under the influence of a number of mutually associated factors: (1) the earlier distribution in space of the urbanized areas; (2) the spatial development of Warsaw and the urbanization of the areas closely connected with it; (3) growth of other centres of local character; (4) changes in profitability of agriculture; (5) administrative decisions concerning nature protection. The spatially dominating process is constituted by the progressing



fragmentation of the terrain, and the change of the spatial orientation of the patches. Consequently, the area diversity of the differently defined spatial units undergoes changes. Two main groups of landscape indicators were applied. The first of them are the synthetic indicators, summing up the patch characteristics and referring to bigger units, having the character of inhomogeneous regions. The second is composed of the analytic indicators, concerning each patch separately. Both groups of indicators are useful in the description of the spatial differentiation of the synantropisation of landscape and in the interpretation of the changes over time as well as the capacity of forecasting future processes.

Within the area of the National Park of Wigry Lake 43 vegetation micro-landscapes were distinguished as the basic units of landscape differentiation. The degree of similarity of the spatial structure of the three fragments of the Park was determined and the landscape indicators were identified, which enable definition of the general type of spatial structure in the simplest and reliable manner. For each fragment landscape metrics were calculated of the individual types of associations: (1) mean patch size (MPS); (2) median of the patch size (MEDPS); (3) patch size coefficient of variance (PSCOV); (4) patch size standard deviation (PSSD); (5) edge density per area unit (ED); (6) mean patch edge (MPE); (7) mean patch shape index (MSI); (8) area weighted mean patch shape index (AWMSI); (9) mean perimeter to area ratio. Besides, for all the patches together, for each fragment of the map, the following indices were calculated: (a) Shannon area diversity index (SDI); and (b) Shannon area evenness index (SEI). On the northernmost study site (the kame mound) the overall area diversity of the vegetation (the Shannon index SDI) amounts to 2.01, while the evenness index – to 0.76. On the central study site, the “valley”, the overall area diversity of the vegetation (the Shannon index SDI) amounts to 2.16, and the evenness index – to 0.84. Finally, on the southern study site (the “bay”) the overall area diversity of the vegetation (SDI) is the highest in comparison with the other sites and amounts to 2.51, and the evenness index is also highest, equal 0.85. On all the three sites the majority of the area is occupied by the associations featuring the values of the shape indicator above the average for all types of associations. The principal component analysis (PCA) identified the factors, which account for more than 93% of total variability. The first of them is related to the mean patch size, the second – to the variability of the magnitude of the patches and the density of boundaries, while the third and the fourth define in different manners the shapes of patches. The first two factors explain almost 50% of the total variability, while the two remaining ones – more than 40%.

Pedoindication uses the smallest soil units of space (pedons) as the indicators of the dynamics of the environment and its properties. Two groups of methods are being applied: (1) the indirect ones, in which the knowledge of the contemporary conditions on the appearance of a given soil type is used, and (2) the direct ones, consisting in the construction of pedological indicators on the basis of results of analyses and measurements of the soil properties. The approaches making use of the soil as a diagnostic tool comprise: (a) analyses of the typologically differentiated patterns of soils – the topo-sequences, spatial chrono-sequences and the spatial structures of soil mosaics; (b) the analyses of the structures of lithologi-

cal layers and the soil horizons (litho-sequences), palaeo-chrono-sequences and the profile differentiation of soil properties. Among the linear settings the best object of study is constituted by the soil topo-sequences: (1) catena and (2) chrono-sequences, that is – the spatial settings of soils having developed from the same parent rock in the analogous conditions of relief, but in a different time period (Schenck, 1990).

Most often applied are the direct soil indicators: (1) pedogenic – helpful in interpretation of the conditions of the conditions of the natural environment, palaeo-geographic and contemporary; (2) ecological-and-soil – useful in the assessment of functioning of the contemporary ecosystems appearing in a given geographical region; (3) of soil degradation – useful in the interpretation of the degree of human impact on natural environment. Among the numerous direct pedogenic indicators, whose basis is constituted by the chemical properties of soils, there are measures, which make use of the interdependences between the active forms of iron, aluminum and organic matter. The ecological-soil indicators are used first of all in the assessment of effectiveness, functioning and resistance to external conditions of the contemporary ecosystems. The soil degradation indicators determine the degree of transformation of the pedons under the influence of the anthropogenic factors, like, e.g., the degree of saturation of the sorptive complex with the hydrogen cations ( $H^+$ ), as the indicator of the anthropogenic acidification of the ecosystems.

Among numerous chemical properties of the soil, essential in the assessment of the quality of the environment, the following ones are first of all listed: (1) electrolytic conductivity; (2) organic matter content; (3) acidity of the soil (pH); (4) exchangeable cations; (5) overall content of nitrogen and organic carbon, and their mutual proportions.

In order to illustrate in detail the role of the soil indicators in the evaluation of development of the palaeo-geographical natural environment and the contemporary changes of the properties of natural environment, three objects of study, differing as to the soil origins, were selected. Analysis was carried out for 16 taxonomic units, representing the sections of lithogenic, autogenic, semihydrogenic, hydrogenic and influx soils. The studies were conducted on the areas of the Nida River Bowl and the Lithuanian Lake District. Three catena were established within the area of Nida River Bowl: (a) on the Pińczów Hump in the ecosystems of xerothermal grassland, (b) in Młodzawy, where two catena were defined: (1) dominated by the forest associations; and (2) used for farming. Within the Lithuanian Lake District three catena were analysed, situated on the area of the National Park of Wigry Lake, associated with moraines and kames. The soil cover of the Pińczów Hump is constituted by the three soil types: chernozems (not degraded), rendzinas and fallow soils. The catena of Młodzawy, with forest vegetation, features five soil types; brown soils (proper and leached), podzolic (proper), rusty (podzolic-rusty), chernozems (degraded), and deluvial (brown), while the one used for farming – two types; proper brown soils and chernozems. The investigation of the soil cover of the catena in the National Park of Wigry Lake, having developed in the late glacial environment, encompassed four soil types; peat soils, ground-gley soils, brown acid soils, and proper brown soils. Among the soil types considered,

chernozems are a very good indicator of the palaeo-geographic conditions. The origins of the chernozems in the Nida River Bowl are linked with the warm and dry climate and the loess, and with a share of meadow and steppe vegetation. In the humid periods, with developed forest vegetation, they would undergo degradation (browning or leaching). The steppe associations evolved in the direction of the forest-and-steppe ones, and in the soil profiles the processes of leaching of the base compounds into the depth of the profile, and/or of browning took place. The steppe vegetation persisted on the dry hills of the Pińczów Hump, where the chernozem development process went on without major disturbances. The brown and podzolic soils of the model site of the National Park of Wigry Lake in the Lithuanian Lake District are associated with the geological formations of the last glaciation. They belong among the zonal soils, that is – characteristic for our climatic and vegetation zone. Brown soils have developed under the vegetation of the deciduous forests from the formations rich in base compounds, while the podzolic soil – under the pine forest vegetation in the rocks containing little base cations. Their development took place in the Atlantic period of the Holocene, distinguished with the warm and very humid climate, as well as development of forest associations. In conditions of a warm and humid climate, conducive to the breakdown of the silica-alumina and quick mineralization of the organic litter, a slowdown took place of the movement of the products from the weathering of the soil minerals down into the profile, while in the pine forest ecosystems, under the domination of fulvic acids, appearing in the process of humification of the organic matter, the process of movement of the products from the weathering of the soil minerals has a rapid course. The joint typological analysis of the soils and their acidity allows for the assessment of the ecological effectiveness of the ecosystems. And so, the acidity of the brown soils of the Nida River Bowl, having developed from loess, is by close to one unit higher in comparison with the analogous horizons of soils having developed from boulder clay. These soils display also a higher biological activity (narrower ratio C:N). On the other hand, the brown soils of the Lithuanian Lake District feature higher intensity of chemical weathering processes in the profiles, as compared to the older and more stable with this respect, soils of the Nida River valley.

Chapter 6 is devoted to presentation of the results of statistical analyses concerning: (1) relations among the geobotanical indicators – that is, the ecological groups of species of frequently extremely different habitat requirements, and also the values of weighted averages of the ecological numbers for the vegetation patches; (2) relations between the geobotanical indicators and the directly measured soil parameters.

The relations within the set of geobotanical indicators were analysed on the basis of two groups of phytocological relevés, taken in the period 1984–1991 in the vicinity of Pińczów and in the years 2002–2003 in the National Park of Wigry Lake and in Pińczów. The first set of the relevés was selected tendentiously and represented plant associations connected with different types of soils and extremely different requirements, especially as regards soil fertility and moisture. The strongest interrelations were observed between the groups of indicators of: the dried or dry soils (F1-3), low content of mineral nitrogen compounds

(N1-3) and thin layer of humus (H2); soils distinctly rich in humus (H5), moist and wet (F8-9) and fine-grained clay or peat soils (D5). Similar interrelations were observed between the average values of the ecological numbers – F, N, H and D. Similar statistically significant interdependencies have been noted recently (2002–2003) between the groups of indicators of: dry soils (F1-3) and poor soils (N1-3) – at all the sites jointly and for the Pińczów Hump ( $r=0.92$ ), the moist (F6-7) rich in nitrogen (N6-7), of gravel or sandy granulation and well aerated (D3) soils, as well as the dry and dried soils (F1-3) – on the catena of Wigry Lake. High strength of interrelations was noted between the average values of the ecological numbers F and N (the sites of the Pińczów Hump and of the forest transect in Młodzawy), D and H, as well as D and F ( $r=0.83$  and  $r=0.93$ ) – at the catena of Wigry Lake.

A very important part of the work concerns the relations between the direct soil indicators (field and laboratory measurements of the soil properties) on the one hand, and the values of the geobotanical and landscape indicators on the other hand. And so, the statistically significant dependencies were demonstrated of: (1) instantaneous humidity of the soils (W) and the share of the humid soil indicators (F6-7) and the weighted averages of F; (2) the soil fertility indicator (C:N) and the share of indicators of the soils rich in organic matter (H4-5) – at the catena of the National Park of Wigry Lake; (3) of the acidity pH and the average value of R ( $r=0.75$ ) – at the forest transect in Młodzawy; (4) soil acidity pH and the group of indicators of base soils (R8-9) – for the xerothermic grasslands of the Pińczów Hump.

Correlation dependence was also demonstrated between the topography, soil and vegetation on the local scale. The fundamental purpose of this analysis was to find the answer to the question whether on the local scale in conditions of the differentiated topography of the Wigry Lake catena the sequence of changes in the soil indicators finds a reflection in the sequence of changes in the features of plant associations (including, in particular, their species richness, quantitative and qualitative species composition, and the indicative role of the species). The assessment of the connections between the respective 23 variables allowed for the identification of six groups significantly statistically different: (1) the values of the weighted averages of the numbers defining the requirements of the plant associations in terms of light intensity (L) and soil acidity (R) – the regularity obtained indicates that the more the soils are exposed to light, the less they are capable of getting acid and are “warmer” in comparison with the shaded soils; (2) a group of species, being the indicators of the relatively dry soils (F3), and of the moderately humid soils (F4), the altitude above the sea level, the relative altitude – this group characterizes the best the main setting of factors decisive for the spatial distribution of the types of plant associations and soils; (3) the third group was constituted by the variables connected with the structure of the undergrowth layer: the specie richness described with the evenness index (H\_HMAX), number of species (L\_GAT), number of species featuring coverage of more than 10% (H10), and the indicator of maximum diversity (HMAX); (4) the fourth is the group of the mutually interlinked variables being the soil characteristics: acidity (pH), electrolytic conductivity (K), and moisture (W), which make a reference

to the fertility of the soils (C:N). Higher values of the pH indicator are accompanied by the higher values of the electric conductivity (K) and the higher soil humidity (W); (5) the fifth group is composed of the following variables: soil humidity (W), organic carbon content in the soil (C), mineral nitrogen content in the soil (N), as well as the weighted average of the humidity number (F) – the increase of the value of these soil parameters and the humidity parameters entails the increase of fertility of the habitats analysed; (6) the sixth group is linked with the spatial variability of the nitrogen content in the habitats: the indicators of the oligotrophic soils (N3), and joint share of the extremely oligotrophic and oligotrophic species (N2-3). The principal component analysis (PCA), carried out for the course of the 23 variables, showed that the factors ordering the spatial variability of the topo-sequences considered are: the humidity-altitude gradient (first factor) and the fertility gradient (second factor). The most important factor, determining the spatial variability of vegetation and soils is humidity. It is statistically significantly correlated with, in particular, the features of the undergrowth layer structure: the diversity indicators (H10), the maximum diversity (HMAX), and the number of species (LGAT). The three catena patterns, selected for the analysis, differ the most as to the features of species richness, and the least – in terms of the soil characteristics. The intermediate positions are taken by the weighted average indicator numbers. The lower segments of the catena display more similar relations between the properties of soil-vegetation than the upper ones, which can be explained by the strongest influence of the mass processes and the factor of the water resources in the lower segments (surface runoff and increased water capacity of the ground). Of importance are also the flux of the organic matter and its accumulation in the lower segments, resulting in a clearly lower share of the oligotrophic species (N1-3) in the depressions (Roo-Zielińska, 2004).

The report presents also the analysis of the interconnections between the vegetation and soils, depending upon the manner of using land, carried out with the method of co-kriging in the modelling of the spatial variability of soil humidity. The authors demonstrated that the influence of particular soil variables on the structure and course of the processes within the vegetation cover is different for various forms of land use, and that the role of hypsometry in the spatial differentiation of the soil humidity is much more pronounced on forest surfaces than in the fields. The changes in the values of soil parameters and of the geobotanical indicators have been analysed in dependence upon the location of the study plots for two transects – the forest and the field ones in Młodzawy. These changes are more distinct in the case of the forest topo-sequence, even though both transects are characterized by the similar relations between the hypsometry of the terrain on the one hand, and the values of the calculated phytoindicators and the soil properties, determining them, on the other. This concerned, in particular: soil humidity, the F indicator, total nitrogen content, as well as the ratio C:N; the latter has been confirmed by the values of the weighted averages of H and D. In the depressions of the terrain, where within the forest transect the associations of the deciduous floodplain forest exist on the semihydrogenic and hydrogenic soils, the values of the soil moisture and of the F indicator are higher. These soils are characterized by a higher content of the organic matter than other habitats,

which is also demonstrated by the highest values of the H indicator and a high share of the floating components, as expressed by the high values of the D indicator. The poorest hydrological properties are displayed by the degraded brown soils of the edge zones of the valleys, affected nowadays by water erosion, and by the podzolic-earth soils, appearing on the flat parts of the ridges. An especially strong relation between the instantaneous moisture (W) and the F indicator was observed at the humus horizon of the forest soils, and in the ploughing horizon (Ap) of the fields. The increased share of the dusty and loamy fractions in the soils of the valleys and depressions of relief is confirmed also by the calculated values of the indicator D. The soils of the forest topo-sequence on the ridges featuring the worst physical properties contain the least of exchange cations of base character, and the degree of saturation with the base cations of their sorptive complex is very low (below 10%). These soils feature low values of pH (acid reactivity), as confirmed by the low value of the indicator R. The soils in the depressions of the relief, with much better sorption properties, are characterised by the increased values of pH, which is also reflected in the higher values of the indicator R. The semihydrogenic and hydrogenic soils are characterised by the highest content of the organic carbon (C) and nitrogen (N). The soils situated in the depressions of the terrain are additionally enriched with the material accumulated in the lower parts, they display the highest biological activity, low value of the ratio C:N, and high values of the phytoindicators of humus [H] and granulometry [D]. The anthropogenic activities, and especially all kinds of agricultural operations, drastically impact on the physical and chemical properties of the field phytocoenoses. They disturb the natural processes and interrelations, including the relations on the line "hipsometry–geobotanical indicators–soil parameters". This causes that the relatively natural forest associations are better indicators of the soil properties than the segetal associations, transformed by humans.

On the basis of the analyses conducted of the relations between the sets of indicators and within them, the following regularities could be identified:

- (1) the indicators are not fully independent, meaning that a part of the indicators in the same category, i.e. of the geobotanical, landscape and soil indicators, characterizing definite phenomena in the natural environment, are mutually coupled among themselves and form groups, and the information implied by them on the functioning of the natural environment and its properties is similar. The strength of the correlation dependences between the indicators is influenced, in particular, by the manner of grouping the species (shares in the number or in the area, averages for the patches, functional ecological groups), the manner of perceiving the region and its internal differentiation, as well as the land use. The analysis confirmed the interrelations, known from the soil and habitat science, between soil humidity, organic carbon content, volume of totality of base cations, ratio of organic carbon to nitrogen, degree of saturation of the soils with the base cations, acidity or granularity of the soil and the fertility of the habitats. Knowing one of these soil characteristics we can draw conclusions as to the fertility of a given habitat;
- (2) the interpretation of the state of conditions of the physical-geographic environment concerns usually the so-called "indication field", linked with the



magnitude of the area (local, regional or supra-regional scale). This may concern, as well, the patterns valid for the local environmental gradients – catena, or the supra-regional “transects”. In the here presented report the regional character of numerous interrelations of the nature of correlation has been demonstrated. Regional specificity has a modifying influence on the general connections between the indicators. This regularity is visible through the comparison of results from the analyses carried out in the National Park of Wigry Lake, in the vicinity of Pińczów and in the suburban zone of Warsaw – the areas differing both as to the natural conditions and the strength of human impact;

- (3) the selection of the appropriate indicators is influenced by the anthropogenic pressure, whose simplest representation is constituted by the land use pattern;
- (4) knowledge that some indicators may substitute one another, while other ones complement each other, facilitates their choice from the point of view of the study aim adopted;
- (5) the knowledge of correlation between variables not only enables the selection of the appropriate indicators, but also allows for the reduction of their number, that is – for the determination of the “minimum sufficient set” of the indicators, characterizing the phenomenon or the process considered in a multifaceted and exhaustive manner.

The report signals, as well, the directions of practical undertakings (in, for instance, forest management, agriculture, spatial planning), for which the geobotanical, soil and landscape indicators could be used (Chapter 7). The majority of the issues listed concern direct indication, some of them being subject, though, to the indication of the indirect character. An instance is provided by the application of the soil indicators in the evaluation of pollution in the water basin and their use in water quality protection. For this purpose the substitute, indirect measures are used of proxy or surrogate type. In the case of assessment of the ecological resources (e.g. biomass, esthetic value, productive and land use value, etc.) three groups of indicators are used. There do also exist problems, in which one group of indicators plays a leading role, e.g. in the assessment of air pollution, or of the health-care properties of vegetation, the geobotanical indicators are first of all used. Landscape indicators, on the other hand, seem to be the most important in the assessment of the sustainable development or ecological order.

The utility of the geobotanical indicators results from the following facts:

- (a) plants display an integral reaction to the stimuli characterized by strong fluctuations in time – which cannot be reflected by a single direct measurement;
- (b) instrumental measurements are often more expensive and more difficult to carry out than the floristic observations;
- (c) in case of lack of laboratory measurements and the presence of floristic data – one can determine the range of changes in the environment. The geobotanical indicators have, as well, their limitations:
  - (1) determination of the indicator value does not result from the systematically conducted experiments, but from a listing of subjective field observations;
  - (2) the species may display various requirements in different parts of their geographical range.



Application of the landscape indicators makes it possible to: (1) use several sources of spatial information, including archival maps, aerial photography and satellite imagery, along with the ground level data; (2) apply the large-scale approaches; (3) determine the hierarchical dependences. The landscape indicators have their own constraints: (1) they can not always be directly applied to the quality and value assessment, since they do not arise from the simple causal relations, and thus are not direct indicators of risk with regard to the particular species and ecosystems; (2) do not account for the influences, whose spatial differentiation concerns other scales (e.g. the large area pollution); (3) the values of many landscape indicators depend upon the magnitude of the pixels, the topographical scale, and the adopted system of classification of patches, so that the quality of the input material accepted influences the results obtained.

The soil indicators, (1) "make use" of the interactive relations of the soil with other components of the environment, which results in their high indicative value in the assessment of changes taking place in the entire natural system; (2) the heterogeneity of the soil cover is the source of information on the functioning of the natural environment in the geographical and dynamic perspective; (3) are used in the palaeogeographic reconstruction of the environment.

In the recent years an integrated approach to bioindication has become popular, whereby several methods, taking advantage of the indicative features of plants and animals (phytoindication and zoindication), indication using the features of landscape (landscape phyto-indication) and of the soils (pedoindication), are jointly applied. This broad issue is also reflected in the report here presented.



# SPIS TABEL I RYCIN/LIST OF TABLES AND FIGURES

---

## Tabele/Tables

Tabela 1.	Wybrane cechy służące do charakterystyki typu indykatora .....	29
Table 1.	The chosen features useful for indicator type characteristics	
Tabela 2.	Wykaz najczęściej stosowanych klasyfikacji cech i wskaźnikowych skal gatunków roślin .....	46
Table 2.	Classification of features and indicator scales of plant species most often applied	
Tabela 3.	Wykaz zdjęć fitosocjologicznych (płatów roślinnych) wykonanych w latach 1984–1991 .....	49
Table 3.	The list of phytosociological records (of vegetation patches) completed in 1984–1991	
Tabela 4.	Typy budowy anatomicznej roślin [AB] .....	53
Table 4.	The anatomical structure types of plant species [AB]	
Tabela 5.	Typy strategii życia roślin [STR] .....	57
Table 5.	The life strategy types of plant species [STR]	
Tabela 6.	Grupy socjologiczno-ekologiczne gatunków roślin [SOG] .....	61
Table 6.	The socio-ecological groups of plant species (SOG)	
Tabela 7.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników intensywności światła [L] .....	68
Table 7.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of light intensity [L]	
Tabela 8.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników warunków termicznych [T] .....	72
Table 8.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of temperature [T]	
Tabela 9.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników kontynentalizmu klimatu [K] .....	76

Table 9.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of climate continentality [K]	
Tabela 10.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników wilgotności gleb [F] .....	80
Table 10.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of soil moisture [F]	
Tabela 11.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników kwasowości gleb [R] .....	84
Table 11.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of soil acidity (reaction figure) – [R]	
Tabela 12.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników zawartości azotu w glebach [N] .....	88
Table 12.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of nitrogen content in the soil [N]	
Tabela 13.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników zawartości humusu w glebie [H] .....	92
Table 13.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of the humus and organic matter in the soil [H]	
Tabela 14.	Skala wymagań gatunków roślin – wskaźników zwięzłości (składu mechanicznego) i przewietrzania gleb [D] .....	96
Table 14.	The scale of ecological demands of plant species as indicators of the soil dispersion and deficiency of aeration (D)	
Tabela 15.	Główne czynniki wyodrębnione w trakcie analizy głównych składowych (PCA) .....	126
Table 15.	Main factors separated from Principal Component Analysis (PCA)	
Tabela 16.	Ładunki poszczególnych czynników związane z określonymi typami roślinności .....	128
Table 16.	Factor loadings of vegetation types *Numbers from first column correspond to numbers on figures 34 and 35.	
Tabela 17.	Macierz standaryzowanych odległości Euklidesa dla badanych obiektów. Powyżej przekątnej – wartości obliczone na podstawie składu (kompozycji), poniżej przekątnej – wartości obliczone na podstawie wskaźników krajobrazowych .....	138
Table 17.	The matrix of standard Euclides distances for studied objects. Upper part – values calculated according to composition similarity; lower parts – values based on landscape metrics	
Tabela 18.	Modele regresji i współczynniki korelacji dla związku pomiędzy wybranymi cechami diagnostycznymi badanych gleb biellicowych a długością i szerokością geograficzną (zmiennie niezależne) .....	149
Table 18.	Models of regression and correlation coefficients for relationships between chosen diagnostic features of podzolic soils and geographical latitude and longitude (independent variables)	

Tabela 19.	Wartości średnie (n) i odchylenia standardowe (sd) określone dla wybranych chemicznych właściwości poziomu próchnicznego (A) badanych gleb .....	156
Table 19.	Mean values (n) and standard deviation (sd) determined for chosen chemical properties of humus (organic) horizon (A) of studied soils	
Tabela 20.	Odczyn (pH), przewodnictwo elektryczne (K) i wilgotność chwilowa (W) określone dla poziomów genetycznych gleb .....	157
Table 20.	Reaction (pH), electrical conductivity (K), temporal moisture (W) determined for genetic horizons of the soils	
Tabela 21.	Podstawowe charakterystyki stanowisk badawczych z lat 2002–2003 .....	162
Table 21.	Brief characteristics of study sites studied in 2002–2003	
Tabela 22.	Statystyczne związki między wskaźnikami geobotanicznymi ....	188
Table 22.	Statistical relationships between geobotanical indicators	
Tabela 23.	Statystyczne związki między wskaźnikami glebowymi (zmienna x) a geobotanicznymi (zmienna y); 2002–2003 .....	189
Table 23.	Statistical relationships between soil (x variable) and geobotanical indicators (y variables); 2002–2003	
Tabela 24.	Skrócona charakterystyka stanowisk badawczych na transektach w Wigierskim Parku Narodowym .....	198
Table 24.	Brief characteristic of study sites within catenae of Wigry National Park	
Tabela 25.	Objaśnienia skrótów zmiennych .....	200
Table 25.	Explanation of variables symbols	
Tabela 26.	Wskaźniki korelacji Pearsona między 23 zmiennymi (przedstawiono tylko wskaźniki o wartości absolutnej powyżej 0.6) .....	*
Table 26.	Pearson's Product-moment Correlations between 23 variables (only coefficients with absolute values >0.6 are presented)	
Tabela 27.	Ładunki czynników otrzymane na podstawie analizy głównych składowych (PCA) dla 16 zmiennych .....	201
Table 27.	Factor Loadings of Unrotated Principal components for 16 variables (loadings with absolute values >0.7 in bold)	
Tabela 28.	Ładunki czynników otrzymane na podstawie analizy głównych składowych (PCA) dla 17 stanowisk .....	203
Table 28.	Factor Loadings of Unrotated Principal components for 17 sites (loadings with absolute values >0.7 in bold)	
Tabela 29.	Modele zależności między zmiennymi .....	210
Table 29.	Models of relationships between variables	
Tabela 30.	Istotnie statystycznie współczynniki korelacji Pearsona dla powiązań między roślinnością i glebą .....	212
Table 30.	Statistically significant Pearson's correlation coefficients for vegetation–soil relationship	

Tabela 31. Parametry linii regresji opisującej związek między wysokością n.p.m. (zmienna $x$ ) i wilgotnością różnych poziomów gleby (zmienna $y$ ) .....	213
Table 31. The parameters of regression lines describing relationship between altitude a.s.l. ( $x$ variable) and temporal moisture of different genetic soil horizons ( $y$ variable)	
Tabela 32. Przydatność wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych w działaniach praktycznych .....	253
Table 32. Usability of geobotanical, landscape and soil indicators for practical problems	

\* – tabela na wklejce (200/201)

## Ryciny/Figures

- Ryc. 1. Relacja między indykatorem a obiektem indykowanym ..... 21  
 A – zależności przyczynowo-skutkowe; B – związki korelacyjne; C – ocena całego systemu na podstawie jego elementu
- Fig. 1. Relationship between indicator and indicated object  
 A – cause-effect relationships; B – correlation relationships; C – evaluation of the whole system on the base of its element
- Ryc. 2. Związki między wartościami cechy mierzonej a skalą indykacyjną ... 23  
 A – skala indykatora proporcjonalna do skali pomiaru (przy braku wartości progowych); B – skala indykatora odzwierciedla preferencje użytkownika (np. wartości optymalne); C – skala z wartością progową, przy której następują istotne zmiany w systemie
- Fig. 2. Relationships between measured value and indicator scale  
 A – indicator scale proportional to measurement scale (lack of threshold values); B – indicator scale reflects preferences of the user (e.g. optimum values); C – the scale with threshold value at which significant changes are observed in the system
- Ryc. 3. Koncepcja DPSIR (*Driving forces, Pressure, State, Impact, Response*) porządkująca grupy wskaźników relacji ‘człowiek–środowisko’ ..... 28  
 Źródło: EEA, 1998.
- Fig. 3. The DPSIR concept (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response). It allows to order groups of indicators of ‘man and biosphere’ relationships According to: EEA, 1998.
- Ryc. 4. Rodzaje wskaźników i ich zastosowania ..... 41
- Fig. 4. Indicators types and their applications
- Ryc. 5. Tolerancja ekologiczna gatunków i zbiorowiska roślinnego względem odczynu gleby (pH). 1–18 – numery gatunków ..... 43  
 Źródło: Kùchler, Zonneveld, red., 1988.
- Fig. 5. Comparison of indicator value of a plant community with the ranges of tolerance of the component species in relation to reaction – pH. 1–18 – number of species  
 According to Kùchler, Zonneveld, ed., 1988.
- Ryc. 6. Schemat konstruowania wskaźników geobotanicznych ..... 47
- Fig. 6. The scheme of construction of geobotanical indicators
- Ryc. 7. Zróźnicowanie zbiorowisk roślinnych na podstawie udziału gatunków o określonej budowie anatomicznej [AB] w danym przedziale zmienności skali (por. tab. 4) ..... 54  
 A – liczby gatunków; B – pokrycia gatunków; oś X – numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3



- Fig. 7. Differentiation of plant communities on the basis of the share of plant species with given anatomical structure [AB] (compare table 4)  
A – of the share of species number; B – of the share of species cover; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 8. Zróźnicowanie zbiorowisk roślinnych na podstawie udziału gatunków o określonym typie strategii życia roślin [STR] (por. tab. 5) ..... 58  
A – liczby gatunków; B – pokrycia gatunków; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 8. Differentiation of plant communities on the basis of the share of plant species with given the life strategy type [STR] (compare table 5)  
A – of the share of species number; B – of the share of species cover; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 9. Zróźnicowanie zbiorowisk roślinnych na podstawie udziału gatunków o określonej grupie socjo-ekologicznej [SOG] (por. tab. 6) ..... 62  
A – liczby gatunków; B – pokrycia gatunków; oś X – numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 9. Differentiation of plant communities on the basis of the share of plant species with given socio-ecological group (SOG) (compare table 6)  
A – of the share of species number; B – of the share of species cover; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 10. Zróźnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem intensywności światła [L] (por. tab. 7) na podstawie: ..... 70  
A – wartości średniej L; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 10. Differentiation of plant communities requirements with respect to the light intensity [L] (compare table 7) on the basis:  
A – of the L-mean value; B – of the share of species number in ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 11. Zróźnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem warunków termicznych [T] (por. tab. 8) na podstawie: ..... 74  
A – wartości średniej T; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 11. Differentiation of plant communities' requirements with respect to the temperature [T] – (compare table 8) on the basis:  
A – of the T-mean value; B – of the share of species number in ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 12. Zróźnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem kontyentalizmu klimatu [K] (por. tab. 9) na podstawie: ..... 78  
A – wartości średniej K; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3

- Fig. 12. Differentiation of plant communities requirements with respect to the continentality of climate [K] (compare table 9) on the basis:  
A – of the K-mean value; B – of the share of species number ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 13. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem wilgotności gleb [F] (por. tab. 10) na podstawie: ..... 82  
A – wartości średniej F; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 13. Differentiation of plant communities requirements with respect to the soil moisture [F] (compare table 10) on the basis:  
A – of the F-mean value; B – of the share of species number ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 14. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem kwasowości gleb [R] (por. tab. 11) na podstawie: ..... 86  
A – wartości średniej R; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 14. Differentiation of plant communities requirements with respect to the soil acidity [R] (compare table 11) on the basis:  
A – of the R-mean value; B – of the share of species number ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 15. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem zawartości azotu w glebach [N] (por. tab. 12) na podstawie: ..... 90  
A – wartości średniej N; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 15. Differentiation of plant communities requirements with respect to nitrogen content in the soils [N] (compare table 12) on the basis:  
A – of the N-mean value; B – of the share of species number ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 16. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem zawartości materii organicznej (humusu) w glebie [H] (por. tab. 13) na podstawie: ..... 94  
A – wartości średniej H; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 16. Differentiation of plant communities requirements with respect to the humus and organic matter in the soils [H] (compare table 13) on the basis:  
A – of the H-mean value; B – of the share of species number ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3

- Ryc. 17. Zróżnicowanie wymagań zbiorowisk roślinnych względem zwięzłości (składu mechanicznego) i przewietrzania gleb [D] (por. tab. 14) na podstawie: ..... 98  
 A – wartości średniej D; B – udziału liczby gatunków roślin w grupach ekologicznych; C – udziału powierzchniowego gatunków roślin w grupach ekologicznych; oś X – kolejne numery zdjęć fitosocjologicznych z tabeli 3
- Fig. 17. Differentiation of plant communities requirements with respect to the soil dispersion and deficiency of aeration (D)  
 A – of the D-mean value; B – of the share of species number ecological groups; C – of the share of species cover in ecological groups; X axis – no. of phytosociological record acc. to table 3
- Ryc. 18. A-L. Charakterystyka płatu roślinnego na podstawie morfo-anatomicznych cech przystosowawczych gatunków roślin (skale jakościowe) i ich wymagań siedliskowych (skale rangowe według Ellenberga i Landolta). Uwzględniono jedynie charakterystyki specyficzne dla konkretnego płatu. Kolory określają poszczególne skale (por. tab. 2); na osi X umieszczono rozpatrywane kategorie z poszczególnych skal (por. tab. 4–14). ..... 104  
 \*numery w nawiasach odpowiadają zawartym w tabeli 3.
- Fig. 18. A-L. Characteristics of the vegetational patches based on morpho-anatomical differentiation of plant species (qualitative scales) and their environmental (habitat) demands (range scales of Ellenberg and Landolt). Taken into account were only features specific for a given patch. Colours describe scales (compare table 2); X axis presents appropriate categories from scales. For further description of scales and categories see tables 4–14.  
 \*numbers in brackets corresponds to ones in table 3.
- Ryc. 19. Zróżnicowanie wymagań siedliskowych (na podstawie wartości średnich ośmiu „liczb ekologicznych”) wybranych płatów roślinnych należących do określonych syntaksonów ..... 104
- Fig. 19. Differentiation of ecological requirements (on the basis of eight mean indicator values) of selected plant communities belonging to given syntaxa
- Ryc. 20. Zróżnicowanie przestrzenne gmin strefy podmiejskiej Warszawy pod względem: ..... 117  
 A – średniego wymiaru fraktalnego płatów (MPFD); B – wskaźnika różnorodności; C – wskaźnika synantropizacji
- Fig. 20. Spatial differentiation of Warsaw communes in suburban zone according to:  
 A – mean patch fractal dimension (MPFD); B – biodiversity index; C – synanthropization index
- Ryc. 21. Model zależności między poziomem synantropizacji krajobrazu a różnorodnością powierzchniową Shannona ..... 118
- Fig. 21. Relationship between landscape synanthropization model and Shannon diversity index
- Ryc. 22. Wpływ odległości od centrum Warszawy (A) i od głównych szlaków komunikacyjnych (B) na udział powierzchniowy lasów i obszarów zabudowanych w trzech okresach ..... 120

- Fig. 22. Influence of distance from Warsaw centre (A) and from main transport routes (B) on the share of forests cover and built-up areas in three periods
- Ryc. 23. Roślinność rzeczywista fragmentu strefy podmiejskiej Warszawy .... 121
- Fig. 23. Real vegetation of a part of Warsaw suburban zone
- Ryc. 24. Zmienność wskaźnika „odległość do najbliższego sąsiada” fragmentu strefy podmiejskiej Warszawy ..... 122
- Fig. 24. Changeability of indicator “mean nearest neighbour distance” of a part of Warsaw suburban zone
- Ryc. 25. Analiza struktury przestrzennej krajobrazu strefy podmiejskiej Warszawy na podstawie wskaźnika „kierunek długiej osi płatu” ... 123  
A – roślinności rzeczywistej; B – roślinności potencjalnej; C – ocena zgodności kierunków dla roślinności rzeczywistej i potencjalnej
- Fig. 25. Analysis of landscape spatial structure of the part of Warsaw suburban zone based on indicator “long axis orientation of the patch”  
A – of real vegetation; B – of potential vegetation; C – orientations agreement for real and potential vegetation
- Ryc. 26. Procesy dynamiczne zachodzące w roślinności rzeczywistej fragmentu strefy podmiejskiej Warszawy ..... 124
- Fig. 26. Dynamic processes occurring in real vegetation of the part of Warsaw suburban zone
- Ryc. 27. Położenie poligonów badawczych na tle ogólnego zróżnicowania pokrycia terenu Wigierskiego Parku Narodowego: ..... 126  
A – poligon północny „stoliwo”, B – poligon centralny w dolinie Czarnej Hańczy „dolina”, C – poligon południowy „zatoka”
- Fig. 27. Location of study points against a general differentiation of the land cover of Wigry National Park:  
A – north area “hummock”, B – central area in Czarna Hańcza river valley “valley”, C – south area “bay”
- Ryc. 28. Roślinność rzeczywista trzech poligonów badawczych w Wigierskim Parku Narodowym: ..... 130  
A – poligon północny „stoliwo”, B – poligon centralny w dolinie Czarnej Hańczy „dolina”, C – poligon południowy „zatoka”
- Fig. 28. Real vegetation of three studied areas in Wigry National Park:  
A – north area “hummock”, B – central area in Czarna Hańcza river valley “valley”, C – south area “bay”
- Ryc. 29. Zróżnicowanie wartości wybranych metryk krajobrazowych ..... 133  
TE – ogólna długość granic, ED – długość granic/jednostka powierzchni, MPE – średni obwód płatu, MSI – średnia liczba kształtu, AWMSI – średnia ważona liczba kształtu przez powierzchnię, MPAR/20 – średni stosunek obwodu do powierzchni (podzielony przez 20 ze względu na opracowanie graficzne)
- Fig. 29. Box and whisker plots for chosen landscape metrics  
TE – total edge, ED – edge density, MPE – mean patch edge, MSI – mean shape index, AWMSI – area weighted mean shape index, MPAR/20 – mean perimeter-area ratio divided by 20 (for better graphical presentation)

- Ryc. 30. Zróżnicowanie kształtów płatów roślinnych trzech poligonów badawczych w Wigierskim Parku Narodowym: ..... 134  
 A – poligonu „stoliwo”, B – poligonu „dolina”, C – poligonu „zatoka”
- Fig. 30. Differentiation of mean shape index (MSI) for vegetation patch types of three study areas within Wigry National Park:  
 A – of “hummock” area, B – of “valley” area, C – of “bay” area
- Ryc. 31. Uporządkowanie zbiorowisk roślinnych według ładunków poszczególnych czynników ..... 136
- Fig. 31. Ordination of plant communities according to factor loadings
- Ryc. 32. Dendrogram podobieństwa zbiorowisk roślinnych pod względem cech strukturalnych płatów dla trzech poligonów (podobieństwo według odległości Euklidesa, grupowanie metodą Warda) ..... 137
- Fig. 32. Similarity dendrogram of plant communities based on structural features of patches of three study points (similarity according to Euclides distance. Clustering by Ward's method)
- Ryc. 33. Podobieństwo trzech poligonów badawczych w Wigierskim Parku Narodowym pod względem: ..... 139  
 A – kompozycji krajobrazu, B – konfiguracji krajobrazu. Standaryzowana odległość Euklidesa, dendrogram metodą Warda
- Fig. 33. Similarity of three study areas within Wigry National Park based on:  
 A – landscape configuration; B – landscape composition. Similarity according to Euclides distance. Clustering by Ward's method
- Ryc. 34. Procesy kształtujące środowisko geograficzne ..... 140
- Fig. 34. Processes shaping the geographical environment
- Ryc. 35. Związki pomiędzy różnorodnością biologiczną i georóżnorodnością a różnorodnością i heterogenicznością pokrywy glebowej ..... 141
- Fig. 35. Relationships between biodiversity and geodiversity from one side as well as diversity and heterogeneity of soil cover from another
- Ryc. 36. Wymiar przestrzenny i profilowy analiz glebowych w diagnozie zmian środowiska przyrodniczego ..... 142
- Fig. 36. The spatial and profile dimension of soil analysis in the diagnosis of natural environment changes
- Ryc. 37. Kierunki wzrostu wartości wybranych cech diagnostycznych gleb bielicoziemnych określone dla środkowej i północnej Europy w koordynatach geograficznych ..... 150  
 Wo – wskaźnik obróbki ziarna, Nm – wskaźnik niejednorodności materiału, MN – zawartość minerałów nieodpornych na destrukcję, O – miąższość poziomu organicznego gleby, SG – miąższość solum gleby,  $Z_{ppw}/Z_{kpw}$  – stosunek zapasów wody w stanie połowej pojemności wodnej do zapasów wody w stanie kapilarnej pojemności wodnej, AD – aktywność dehydrogenazy mleczanowej, MC – zapasy węgla organicznego w glebie, SH – stopień humifikacji, Ch:Cf – stosunek kwasów huminowych do kwasów fulwowych

- Fig. 37. Directions to the increase in value of selected features of podzolic soils as determined for central and northern Europe in geographical coordinates  
 Wo – quartz grain abrasion index, Nm – non homogenous index, MN – content of unresistant minerals, O – thickness of organic horizons, SG – thickness of soil solum,  $Z_{ppw}/Z_{kpw}$  – relation between soil water stock in field capacity and soil water stock in capillary water capacity, AD – lactate dehydrogenase activity, MC – carbon storage, SH – degree of humification, Ch: Cf – ratio of humic and fulvic acids
- Ryc. 38. Lokalizacja obszarów modelowych ..... 166  
 Fig. 38. Location of model areas
- Ryc. 39. Lokalizacja stanowisk badawczych w obrębie katen Wigierskiego Parku Narodowego ..... 168  
 A – partia stokowa stoliwa kemowego – transekt „stoliwo”; B – dolina Czarnej Hańczy – transekt „dolina”; C – wysoczyzna morenowa – transekt „zato-ka”
- Fig. 39. Location of the study sites within catenas of Wigry National Park  
 A – slope part of came hummock – “hummock” transect; B – Czarna Hańcza river valley – “valley” transect; C – moraine upland – “bay” transect
- Ryc. 40. Lokalizacja stanowisk badawczych na Garbie Pińczowskim na tle zróżnicowania roślinności rzeczywistej ..... 169  
 Fig. 40. Location of study sites against real vegetation within Pińczów Hill
- Ryc. 41. Położenie transektów w Młodzawach na tle użytkowania ziemi (za: Solon i inni, 2006) ..... 170  
 Fig. 41. Location of transects against land use cover within Młodzawy region (according to Solon et al., 2006)  
 a – sites on field transect, b – sites on forest transect, 1 – arable fields, 2 – built-up areas and orchards, 3 – forests, 4 – meadows and grasslands
- Ryc. 42. Schemat ogólnej procedury badawczej na obszarach modelowych .... 171  
 Fig. 42. Flow diagram of the procedure on study areas
- Ryc. 43. Związki między grupami ekologicznymi gatunków roślin na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 1984–1991: ..... 176  
 A – wskaźnikami gleb o niskiej zawartością materii organicznej (H2) oraz gleb suchych (F1-3); B – wskaźnikami gleb bogatych w materię organiczną (H5) oraz wilgotnych i mokrych (F8-9); C – wskaźnikami gleb suchych (F1-3) oraz oligotroficznych (N1-3); D – wskaźnikami gleb drobnoziarnistych (D5) oraz bogatych w materię organiczną (H5)
- Fig. 43. Relationships between ecological groups of plant species based on phytosociological records from 1984–1991 period:  
 A – between indicators of soils with low content of organic matter (H2) and indicators of dry soils (F1-3); B – between indicators of soils rich in organic matter (H5) and indicators of moist and wet soils (F8-9); C – between indicators of dry soils (F1-3) and indicators of oligotrophic soils (N1-3); D – between indicators of soils fine-grained fractions (D5) and indicators of soils rich in organic matter and humus (H5)

Ryc. 44. Związki między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych dla płatów na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 1984–1991 ..... 178

A – między średnią liczbą D (zwięzłość gleby i jej przewietrzanie) a średnią liczbą F (wilgotność gleb); B – między średnią liczbą D (zwięzłość gleby i jej przewietrzanie) a średnią liczbą H (zawartość próchnicy i materii organicznej); C – między średnią liczbą H (zawartość próchnicy i materii organicznej w glebie) a średnią liczbą F (wilgotność gleb); D – między średnią liczbą F (wilgotność gleb) a średnią liczbą N (zawartość azotu w glebach)

Fig. 44. Relationships between mean weight indicator values for vegetational patches based on phytosociological records from 1984–1991 period:

A – between mean indicator value D (dispersion and deficiency of aeration of the soils) and mean indicator value F (moisture of the soils); B – between mean indicator value D (dispersion and deficiency of aeration of the soils) and mean indicator value H (organic matter and humus content in the soils); C – between mean indicator value H (organic matter and humus content in the soils) and mean indicator value F (moisture of the soils); D – between mean indicator value F (moisture of the soils) and mean indicator value N (nitrogen content in the soils)

Ryc. 45. Związki między grupami ekologicznymi gatunków roślin na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003 ..... 180

I A i B – wskaźnikami gleb suchych (F1-3) a wskaźnikami siedlisk oligotroficznych, ubogich w związki azotowe (N1-3); II A – wskaźnikami gleb wilgotnych (F6-7) a wskaźnikami gleb zasobnych w mineralne związki azotowe (N6-7); II B i C – wskaźnikami przepuszczalnych gleb wykształconych z utworów żwirowych lub piaszczystych, dobrze przewietrzanych (D3) a udziałem wskaźników gleb suchych (F1-3)

Fig. 45. Relationships between mean weight indicator values for vegetational patches based on phytosociological records from 2002–2003 period:

I A and B – between indicators of dry soils (F1-3) and indicators of oligotrophic soils (N1-3); II – B and C – between indicators of moist soils (F6-7) and indicators of soils rich in nitrogen content (N6-7)

Ryc. 46. Związki między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych F (wilgotności) i N (zawartości azotu w glebach) na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003 ..... 183

Fig. 46. Relationships between weight mean indicator values F (moisture of the soils) and N (nitrogen content in the soils) based on phytosociological records from 2002–2003 period

Ryc. 47. Związek między wartościami średnich ważonych liczb wskaźnikowych F (wilgotności gleb) i R (zakwaszenia gleb) na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003 ..... 184

Fig. 47. Relationship between weight mean indicator values F (moisture of the soils) and R (acidity of the soils) based on based on phytosociological records from 2002–2003 period



- Ryc. 48. Związki między wartościami średnich ważonych D (zwięzłość gleby i jej przewietrzanie) i F (wilgotność gleb) na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003 ..... 185
- Fig. 48. Relationships between weight mean indicator values D (dispersion and deficiency of aeration of the soils) and F (moisture of the soils) based on phytosociological records from 2002–2003 period:
- Ryc. 49. Związki między wartościami średnich ważonych D (uziarnienie i przewietrzanie gleb) i H (zawartość materii organicznej) w glebach na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w latach 2002–2003 ..... 187
- Fig. 49. Relationships between weight mean indicator values D (dispersion and deficiency of aeration of the soils) and H (organic matter and humus content in the soils) based on phytosociological records from 2002–2003 period:
- Ryc. 50. Związki między wskaźnikami geobotanicznymi i glebowymi ..... 192  
 A – między wilgotnością chwilową (W) poziomu próchnicznego gleb a udziałem liczby gatunków wilgociolubnych (F6-7); B – między wilgotnością chwilową (W) poziomu próchnicznego gleb a średnimi ważonymi wartościami wilgotności (F); C – między wskaźnikiem żyzności gleb (C:N) a udziałem liczby gatunków wskaźnikowych gleb bogatych w materię organiczną (H4-5); D – między odczynem (pH) poziomu próchnicznego gleb a wartościami średnich ważonych R; E – między odczynem (pH) poziomu próchnicznego gleb a udziałem liczby gatunków wskaźnikowych gleb zasadowych (R8-9)
- Fig. 50. Relationships between geobotanical and soil indicators:  
 A – between temporary moisture (W) in humus horizon of the soil and indicators of moist soils (F6-7); B – between temporary moisture (W) in humus horizon of the soil and weight mean indicator moisture F-values; C – between carbon to nitrogen ratio (C:N) values in humus horizon of the soils and indicators of soils rich in organic matter and humus (H4-5); D – between reaction (pH) in humus horizon of the soil and weight mean indicator acidity R-values; E – between reaction (pH) in humus horizon of the soil and indicators of basic soils (R8-9)
- Ryc. 51. Wyniki analizy głównych składowych (PCA) ..... 202  
 A – dla 16 zmiennych (ładunki poszczególnych czynników zawiera tab. 27); B – dla 17 stanowisk (ładunki poszczególnych czynników zawiera tab. 28); gwiazdka – stanowiska badawcze (W1–W6) poligonu „Wysoczyzna morenowa” („Zatoka”); kropka – stanowiska badawcze (W7–W11) poligonu „Czarna Hańcza”; romb – stanowiska badawcze (W14–W19) poligonu „Stoliwo kemowe”
- Fig. 51. Results of Principal Component Analysis (PCA):  
 A – for 16 variables (factor loadings in table 27); B – for 17 variables (factor loadings in table 28); star – study sites (W1–W6) within Moraine Upland – “bay” transect; point – study sites (W7–W11) within Czarna Hańcza river valley; rhomb – study sites (W14–W19) within “hummock” transect
- Ryc. 52. Wpływ odczynu gleby (pH) i jej wilgotności (W%) na liczbę gatunków (Lgat) w płacie roślinnym ..... 204

- Fig. 52. Influence of soil reaction (pH) and its temporary moisture on species number (Lgat) in vegetational patch
- Ryc. 53. Związek między zmiennymi: ..... 205  
 A – średnią wartością liczby wskaźnikowej RIND a wartościami stosunku C:N w glebie; B – udziałem liczby gatunków – wskaźników siedlisk przeciętnie wilgotnych FIND4 a zawartością węgla organicznego w glebie (C); C – udziałem liczby gatunków – wskaźników siedlisk suchych FIND3 a przewodnictwem elektrycznym w glebie (K)
- Fig. 53. Relationship between variables:  
 A – mean indicator values RIND and C:N ratio values in the soil; B – the share of species number – indicators of moderately moist soils FIND4 and organic carbon content in soil (C); C – the share of species number – indicators of dry soils FIND3 and soil conductivity (K)
- Ryc. 54. Wpływ położenia stanowisk badawczych (npm.) na trzech katenach w Wigierskim Parku Narodowym na udział gatunków roślin – wskaźników gleb zasadowych RIND8 ..... 206
- Fig. 54. Influence of location of study sites (a.s.l.) within three catenas in Wigry National Park on the share of species number – indicators of basic soils RIND8
- Ryc. 55. Zróżnicowanie trzech katen w Wigierskim Parku Narodowym pod względem wskaźników: liczby gatunków roślin zielnych (L\_GAT), różnorodności runa (H10), maksymalnej różnorodności runa (HMAX), równomierności (H\_HMAX) – por. tabela 25 ..... 207
- Fig. 55. Differentiation of three catenas in Wigry National Park based on following indicators: plant species number in herb layer (L\_GAT), herb layer diversity (H10), and maximum herb layer diversity (HMAX) – compare table 25
- Ryc. 56. Zróżnicowanie trzech katen w Wigierskim Parku Narodowym pod względem średnich ważonych liczb wskaźnikowych: światła (LIND), wilgotności (FIND), kwasowości (RIND) i zawartości azotu (NIND) – por. tabela 25 ..... 208
- Fig. 56. Differentiation of three catenas in Wigry National Park based on following weight mean indicator values: light (LIND), moisture of the soil (FIND), acidity of the soil (RIND) and nitrogen content in the soil (NIND) – compare table 25
- Ryc. 57. Zróżnicowanie trzech katen w Wigierskim Parku Narodowym pod względem właściwości glebowych: odczynu gleby (PH), przewodnictwa elektrycznego (K), wilgotności chwilowej (W), zawartości całkowitego azotu (N) i stosunku węgla do azotu (C\_N) – por. tabela 25 ..... 209
- Fig. 57. Differentiation of three catenas in Wigry National Park based on following soil features: reaction (PH), conductivity (K), temporary moisture (W) and nitrogen content (N), C\_N ratio – compare table 25
- Ryc. 58. Profil hipsometryczny transektu leśnego w Młodzawach (źródło: Solon i inni, 2006) ..... 211

- Fig. 58. Hypsometry of the forest transect in Młodzawy region (according to Solon et al., 2006)
- Ryc. 59. Profil hipsometryczny transektu polnego (źródło: Solon i inni, 2006) ..... 212
- Fig. 59. Hypsometry of the field transect in Młodzawy region (according to Solon et al., 2006)
- Ryc. 60. Zależności między wysokością npm. a wilgotnością różnych poziomów genetycznych gleby na transekcje leśnym w Młodzawach. Parametry linii regresji podano w tabeli 31 (źródło: Solon i inni, 2006) ..... 214
- Fig. 60. The relationships between location (altitude above sea level) and the moisture of different soil genetic horizons on the forest transect in Młodzawy region. Regression parameters are given in table 31 (according to Solon et al., 2006)
- Ryc. 61. Zależności między wysokością npm. a wilgotnością różnych poziomów genetycznych gleby na transekcje polnym w Młodzawach. Parametry linii regresji podano w tabeli 31 (źródło: Solon i inni, 2006) .... 214
- Fig. 61. The relationships between location (altitude above sea level) and the moisture of different soil genetic horizons on the field transect in Młodzawy region. Regression parameters are given in table 31 (according to Solon et al., 2006)
- Ryc. 62. Przestrzenne zróżnicowanie wilgotności wierzchniej warstwy gleby obszarów leśnych w Młodzawach. Model otrzymany na drodze cokrigingu (źródło: Solon i inni, 2006) ..... 215
- Fig. 62. Spatial differentiation of the moisture in upper soil layer on afforested areas in Młodzawy region. The cokriging procedure was used for modelling (according to Solon et al., 2006)
- Ryc. 63. Przestrzenne zróżnicowanie wilgotności wierzchniej warstwy gleby obszarów polnych w Młodzawach. Model otrzymany na drodze cokrigingu (źródło: Solon i inni, 2006) ..... 216
- Fig. 63. Spatial differentiation of the moisture in upper soil layer on arable fields in Młodzawy region. The cokriging procedure was used for modelling (according to Solon et al., 2006)
- Ryc. 64. Zmiany wilgotności gleby (W) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 217
- Fig. 64. Changes of soil temporary moisture (W) in humus horizon (A) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 65. Zmiany wskaźnika F (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych wilgotności gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 218
- Fig. 65. Changes of F indicator (weight mean soil moisture indicator values) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 66. Zmiany odczynu (pH) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 218

- Fig. 66. Changes of soil reaction (Ph) in humus horizon (A) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 67. Zmiany wskaźnika R (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych kwasowości gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 219
- Fig. 67. Changes of R-indicator (weight mean soil reaction indicator values) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 68. Zmiany zawartości azotu ogółem (N) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 219
- Fig. 68. Changes of soil nitrogen content (N) in humus horizon (A) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 69. Zmiany wskaźnika N (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych zawartości azotu w glebie) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 220
- Fig. 69. Changes of N-indicator (weight mean soil nitrogen content indicator values) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 70. Zmiany zawartości węgla organicznego ogółem (C) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 220
- Fig. 70. Changes of organic carbon content (C) in humus horizon of the soil (A) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 71. Zmiany wartości stosunku C:N w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 221
- Fig. 71. Changes of C:N ratio values in humus horizon of the soil (A) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 72. Zmiany wskaźnika D (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych uziarnienia gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje leśnym w Młodzawach ..... 221
- Fig. 72. Changes of D-indicator (weight mean soil dispersion indicator values) dependent on hypsometry of study sites on forest transect in Młodzawy region
- Ryc. 73. Zmiany wilgotności (W) w poziomie próchnicznym gleby (A) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach .... 222
- Fig. 73. Changes of soil temporary moisture (W) in humus horizon (A) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region
- Ryc. 74. Zmiany wilgotności (W) w poziomie płużnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach ..... 222
- Fig. 74. Changes of soil temporary moisture (W) in ploughed horizon (Ap) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region

- Ryc. 75. Zmiany wskaźnika F (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych wilgotności gleby) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach ..... 223
- Fig. 75. Changes of F indicator (weight mean soil moisture indicator values) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region
- Ryc. 76. Zmiany zawartości azotu ogółem (N) w poziomie płuźnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na na transekcje polnym w Młodzawach ..... 224
- Fig. 76. Changes of soil nitrogen content (N) in ploughed horizon (Ap) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region
- Ryc. 77. Zmiany wskaźnika N (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych zawartości azotu w glebie) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach ..... 224
- Fig. 77. Changes of N indicator (weight mean soil nitrogen content indicator values) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region
- Ryc. 78. Zmiany zawartości węgla organicznego ogółem (C) w poziomie płuźnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach ..... 225
- Fig. 78. Changes of organic carbon content (C) in ploughed horizon of the soil (Ap) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region
- Ryc. 79. Zmiany wartości stosunku C:N w poziomie płuźnym gleby (Ap) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach .... 225
- Fig. 79. Changes of C:N ratio values in ploughed horizon of the soil (Ap) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region
- Ryc. 80. Zmiany wskaźnika H (wartości średnich ważonych liczb wskaźnikowych materii organicznej w glebie) zależnie od hipsometrii terenu na transekcje polnym w Młodzawach ..... 226
- Fig. 80. Changes of H indicator (weight mean soil organic matter and humus indicator values) dependent on hypsometry of study sites on field transect in Młodzawy region
- Ryc. 81. Zmienność przestrzenna udziału powierzchniowego hemikryptofitów w ogólnym pokryciu runa (%) (źródło: Solon, 2003) ..... 241  
A – bory sosnowe, stan obecny, B – bory sosnowe, zmiany do roku 2040
- Fig. 81. Spatial variability to ground cover of hemicyptophytes in the herb layer (%) (according to Solon, 2003)  
A – pine forest, current situation, B – pine forest, changes to 2040
- Ryc. 82. Zmienność przestrzenna udziału powierzchniowego zdrewniałych chamefitów (krzewinek) w ogólnym pokryciu runa (%) (źródło: Solon, 2003) ..... 242  
A – bory sosnowe, stan obecny, B – bory sosnowe, zmiany do roku 2040

- Fig. 82. Spatial variability to ground cover of woody chamaephytes (dwarf shrubs) in the herb layer (%) (according to Solon, 2003)  
A – pine forest, current situation, B – pine forest, changes to 2040
- Fot. 1. Widok wydmy z glebami kopalnymi na Półwyspie Helskim (fot. A. Kowalkowski) ..... 146
- Phot. 1. View on the dune with fossil soil on Hel Peninsula (phot. A. Kowalkowski)
- Fot. 2. Najstarsze bielice helskie z poziomem iluwialnym o średniej miąższości około 80 cm (fot. M. Degórski) ..... 148
- Phot. 2. The oldest podzols on Hel Peninsula with illuvial horizon about 80 cm deep (phot. M. Degórski)

# Contents

---

INTRODUCTION – SCOPE AND AIM OF THE ELABORATION .....	9
I. THEORETICAL AND METHODOLOGICAL BACKGROUND .....	15
1. Theory of indicator – based assessment of the environment. Basic notions and definitions .....	15
1.1. Definition of indicator .....	15
1.2. Relationships between indicator and indicated feature .....	20
1.3. Criteria applied for indicators .....	24
1.4. Principles of indicators classification .....	26
2. Natural environment assessment based on organisms (bioindication) .	31
2.1. Bioindicative assessment of biodiversity .....	32
2.2. Bioindicative assessment of ecosystems integrity .....	35
2.3. Bioindicative assessment of heavy metals pollution .....	36
2.4. Bioindicative assessment of land-use changes .....	37
3. Description of geobotanical, landscape and soil indicators. Case studies of practical application .....	40
3.1. Geobotanical indicators .....	40
3.1.1. Theoretical background .....	40
3.1.2. Geobotanical indicators as a tool in evaluation of vegetation structure and natural environment conditions – examples of application .....	48
3.1.3. Plant communities as an indicators of natural environment conditions .....	100
3.2. Landscape indicators (metrics) .....	107
3.2.1. Theoretical background .....	107
3.2.2. Review of landscape metrics .....	109
3.2.3. Landscape indicators as a tool in evaluation of anthropogenic transformation of environment – chosen examples from the suburban zone of Warsaw .....	114
3.2.4. Landscape indicators as a tool in similarity of vegetation spatial structure – chosen examples from Wigry National Park ..	124
3.3. Soil indicators .....	138



3.3.1. Theoretical background .....	138
3.3.2. Soil indicators as a tool in evaluation of development of the palaeogeographical environment and in contemporary changes of the properties of natural environment – examples of application .....	153
II. THE RELATIONSHIPS BETWEEN INDICATORS ON THE MODEL AREAS	161
4. The study areas .....	161
4.1. Wigry National Park .....	161
4.1.1. Soils .....	161
4.1.2. Vegetation .....	166
4.1.3. Description of study sites .....	167
4.2. Pinczów .....	169
5. Methods .....	171
5.1. Study structure .....	171
5.1.1. Digital model of area .....	172
5.1.2. Methods of data collection – field studies .....	172
5.1.3. Methods of data analysis and elaboration .....	172
6. Relationships within and between sets of indicators .....	174
6.1. Correlations between geobotanical indicators .....	174
6.2. Correlations between geobotanical and soil indicators .....	191
6.3. Correlations between topography, soil and vegetation in local scale ..	197
6.4. Relationships between vegetation and soil depending upon the land-use as a basis of landscape modelling .....	210
6.5. Relationships ‘hypsometry–soil parameters–geobotanical indicators’ with examples of forest and field communities .....	217
6.5.1. Forest communities .....	217
6.5.2. Weed communities accompanying crops cultivation .....	221
6.6. General regularities of relationships between indicators – summary .....	227
III. EVALUATION OF PRACTICAL APPLICATION OF INDICATORS .....	231
7. The application of geobotanical, soil and landscape indicators in practice .....	231
7.1. Application of geobotanical indicators .....	231
7.1.1. Forestry .....	231
7.1.2. Agriculture .....	233
7.1.3. Monitoring programs .....	234
7.1.4. Spatial planning .....	236
7.1.5. Tourism and recreation .....	238
7.1.6. Climate changes models .....	239
7.2. Application of landscape indicators (metrics) .....	243
7.2.1. Registration and assessment of landscape pattern changes in time .....	243
7.2.2. Indication of biodiversity .....	244
7.2.3. Indication of water quality and condition of river systems ..	247

---

7.2.4. Indication of matter and energy flow .....	249
7.2.5. Indication of landscape synanthropization risk .....	249
7.3. Application of soil indicators .....	250
8. Critical evaluation of indicative methods of the natural environment ..	254
8.1. The advantages and limitations of indicative evaluation of environment .....	254
8.2. The advantages and limitations of bioindication .....	255
8.3. The advantages and limitations of geobotanical indicators application .....	256
8.4. The advantages and limitations of landscape indicators application.	256
8.5. The advantages and limitations of soil indicators application .....	257
 BIBLIOGRAPHY .....	 259
 EVALUATION OF NATURAL ENVIRONMENT BASED ON GEOBOTANICAL, LANDSCAPE AND SOIL INDICATORS (THEORETICAL FOUNDATIONS AND APPLICATIONS) – summary .....	  283
 LIST OF TABLES AND FIGURES .....	 297
Tables .....	297
Figures .....	301
 CONTENTS .....	 315



## monografie

1. Teresa Kozłowska-Szczęsna, Krzysztof Błażejczyk, Barbara Krawczyk – BIOKLIMATOLOGIA CZŁOWIEKA, Warszawa, 1997.
2. Leszek Starkel – HISTORIA DOLINY WISŁY OD OSTATNIEGO ZŁODOWACENIA DO DZIŚ, Warszawa, 2001.
3. Teresa Kozłowska-Szczęsna, Krzysztof Błażejczyk, Barbara Krawczyk, Danuta Limanówka – BIOKLIMAT UZDROWISK POLSKICH I MOŻLIWOŚCI JEGO WYKORZYSTANIA W LECZNICTWIE, Warszawa, 2002.
4. Teresa Kozłowska-Szczęsna, Barbara Krawczyk, Magdalena Kuchcik – WPŁYW ŚRODOWISKA ATMOSFERYCZNEGO NA ZDROWIE I SAMOPOCZUCIE CZŁOWIEKA, Warszawa, 2004.
5. Andrzej Gawryszewski – LUDNOŚĆ POLSKI W XX WIEKU, Warszawa, 2005.
6. Grzegorz Węclawowicz, Jerzy Bański, Marek Degórski, Tomasz Komornicki, Piotr Korcelli, Przemysław Śleszyński – PRZESTRZENNE ZAGOSPODAROWANIE POLSKI NA POCZĄTKU XXI WIEKU, Warszawa, 2006.
7. Zbigniew Taylor – ROZWÓJ I REGRES SIECI KOLEJOWEJ W POLSCE, Warszawa, 2007.
8. Jan Marek Matuszkiewicz, Jerzy Solon, Michał Orzechowski, Anna Kozłowska, Wojciech Różański, Maciej Szczygielski, Grzegorz Matejczuk, Bogdan Lorens, Anna Kowalska – GEOBOTANICZNE ROZPOZNANIE TENDENCJI ROZWOJOWYCH ZBIOROWISK LEŚNYCH W WYBRANYCH REGIONACH POLSKI, Warszawa, 2007.

