

Jadwiga Sienkiewicz*

KONCEPCJE BIORÓŻNORODNOŚCI – ICH WYMIARY I MIARY W ŚWIETLE LITERATURY

CONCEPTS OF BIODIVERSITY – THEIR DIMENSIONS AND MEASURES IN THE LIGHT OF LITERATURE

Słowa kluczowe: bioróżnorodność, miary i skale, indeksy, wskaźniki.

Key words: biodiversity, measures and scales, indices, indicators.

The aim of this work is to evaluate and summarize literature data concerning biodiversity concepts, dimensions and measures of biodiversity and the most frequently applied methods for measurement and assessment of ecological complexity in its static and dynamic aspects. On the basis of literature review, basic levels and scales of biodiversity assessment were discussed as well as biodiversity indicators and indices that have been created in order to empirically measure biodiversity, including species richness, evenness and dominance indices.

1. WPROWADZENIE

Jest wiele definicji przyrodniczej różnorodności, ale można je sprowadzić do określenia, że pojęcie bioróżnorodność to całe bogactwo form życia występujących na Ziemi, różnorodność gatunków, genetyczna zmienność wewnątrzgatunkowa, a także różnorodność wielogatunkowych układów przyrodniczych, tj. ekosystemów i krajobrazów. Różnorodność jest cechą przyrody, wynikającą z tej różnorodności form życia i układów, w jakich występują, ekologicznych funkcji, jakie pełnią oraz ze zmienności genetycznej, jaką w sobie zawierają. Najkrótsza definicja określa bioróżnorodność jako zmienność form życiowych na wszystkich poziomach organizacji biologicznej lub ogół genów, gatunków i ekosystemów spotykanych w danym regionie.

* **Dr Jadwiga Sienkiewicz – Zakład Ochrony Przyrody i Krajobrazu, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Krucza 5/11d, 00-548 Warszawa; tel.: 22 625 10 05 wew. 23; e-mail: jadwiga.sienkiewicz@ios.edu.pl**

Takie wielopoziomowe ujęcie jest zgodne z pierwotną interpretacją amerykańskich biologów: R.F. Dasmanna i T.E. Lovejoya [Głowka 1994]. Już w roku 1982 B.A. Wilcox sformułował na potrzeby IUCN pierwszą definicję bioróżnorodności, zgodnie z którą *biologiczna różnorodność jest to różnorodność form życia na wszystkich poziomach biologicznych układów (tj. molekuł, organizmów, populacji, gatunków i ekosystemów)*. W roku 1992 podczas Szczytu Ziemi ONZ w Rio de Janeiro zdefiniowano „*biological diversity*” jako: *zmienności żywych organizmów zamieszkujących wszystkie środowiska, łącznie z m.in. lądowymi, morskimi i innymi wodnymi oraz zmienności systemów ekologicznych, których częścią są te organizmy, przy czym tak ujęta zmienność obejmuje różnorodność wewnątrzgatunkową, międzygatunkową i różnorodność ekosystemów* [Konwencja o różnorodności biologicznej – CBD ONZ, IUCN 1994].

Pojęcie „różnorodność biologiczna” lub „bioróżnorodność” jest różnie interpretowane. Historycznie, utworzono je po to, by zastąpić pojęcia o wiele lepiej zdefiniowane i od dawna funkcjonujące w literaturze, takie jak: „różnorodność gatunkowa” (*species diversity*), „bogactwo gatunkowe” – florystyczne (*species richness*) i „równomierność rozmieszczenia (równocенność) gatunków” (*species evenness*). Terminu *biological diversity* (różnorodność biologiczna) użył po raz pierwszy amerykański biolog i działacz na rzecz ochrony przyrody R.F. Dasmann już w latach sześćdziesiątych ubiegłego wieku. Dopiero dwadzieścia lat później termin ten znalazł szersze zastosowanie zarówno w nauce, jak i polityce. Poprzednio funkcjonował termin „*natural diversity*”, tj. różnorodność przyrodnicza lub zróżnicowanie przyrodnicze. Wprowadzenie pojęcia różnorodność biologiczna (*biological diversity*), wynikało prawdopodobnie z kontekstu praktycznego, to jest z potrzeby dostosowania się do innego terminu – „*biological conservation*” (ochrona zasobów żywych). To ostatnie pojęcie funkcjonowało już od dawna w literaturze anglosaskiej [Głowka 1994].

Kariera skrótowego terminu „bioróżnorodność” (*biodiversity*) datuje się od 1985 r. Utworzył go W.G. Rosen na potrzeby Krajowego forum na rzecz bioróżnorodności USA, które odbyło się w Waszyngtonie w 1986 r. Skrótowa forma została spopularyzowana przez entomologa E.O. Wilsona w 1988 r., dzięki materiałom z tego forum (zatytułowanym „*Biodiversity*”). Obecnie pojęcie „różnorodność biologiczna” lub jego skrótowa forma „bioróżnorodność” funkcjonują zamiennie w literaturze.

Należy zauważyć, że z logicznego i stylistycznego punktu widzenia, złożenie „różnorodność biologiczna” jest niezbyt ściśle w aspekcie tego, co ma definiować. Wynika to z nieostrości określenia „biologiczna” w tym kontekście. Taka konotacja odnosi zakres pojęcia raczej do biologii (nauki), podczas gdy intencją jest odniesienie tego pojęcia do różnorodności form życia. Stąd lepszym stylistycznie pojęciem jest skrótowa „bioróżnorodność” lub „przyrodnicza różnorodność”, która powinna przyjąć się powszechnie w języku polskim jako ekwiwalent „*biological diversity*”.

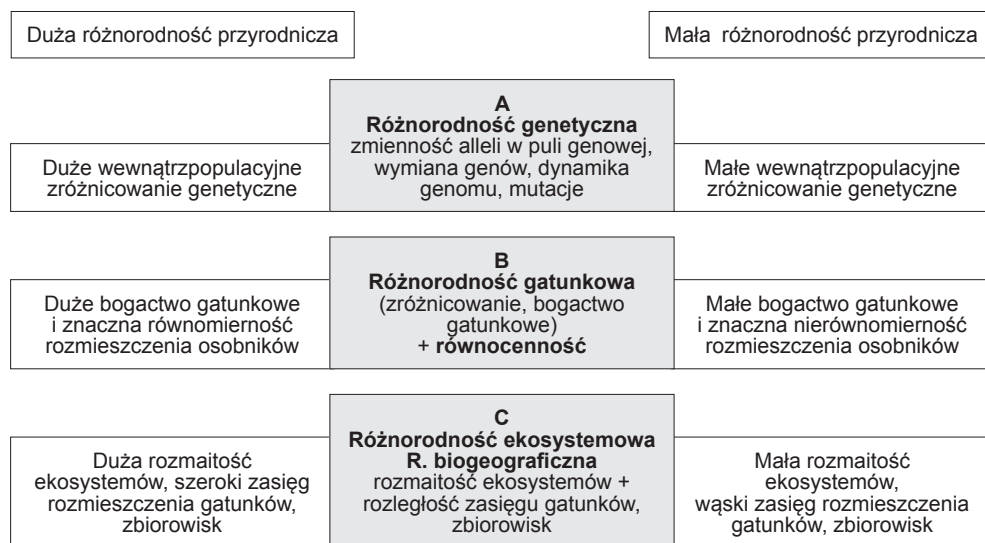
Definicja bioróżnorodności podana w Konwencji CBD [Johnson 1993] obejmuje różnorodność genetyczną wewnątrzgatunkową, międzygatunkową i różnorodność ekosystemów. Definicja wg CBD jest podobna do definicji zaproponowanej przez E.O. Wilsona (1992): ...*jest*

to zróżnicowanie organizmów, rozpatrywanych na wszystkich poziomach organizacji przyrody, od odmian genetycznych w obrębie gatunku, poprzez rodzaje, rodziny, różnorodność, jeszcze większe jednostki systematyczne, a także różnorodność ekosystemów – zarówno zespołów organizmów żyjących w określonych siedliskach, jak i samych warunków fizycznych, w których żyją. W krajowej strategii ochrony i umiarkowanego użytkowania różnorodności biologicznej przyjęto, że różnorodność biologiczna oznacza zmienność wewnątrzgatunkową (bogactwo puli genowej) wszystkich żyjących populacji, międzygatunkową (skład gatunków) oraz ponadgatunkową (różnorodność ekosystemów i krajobrazów) [Andrzejewski i Weigle 2003].

2. PODSTAWOWE POZIOMY I SKALE OCENY BIORÓŻNORODNOŚCI

Konieczność oceny stanu bioróżnorodności w różnych skalach wynika z powszechności obserwowanych negatywnych trendów zanikania różnorodności form życia. Proces utraty walorów bioróżnorodności nabrał szczególnego tempa w ciągu ostatnich dwóch stuleci, głównie wskutek zwiększającej się eksploatacji zasobów przyrody. Potrzebne są miary bioróżnorodności, by monitorować tempo utraty tych zasobów, a jednocześnie ocenić skutki działań mających na celu zahamowanie niekorzystnych zmian.

Jak wynika z cytowanych definicji, bioróżnorodność analizuje się i ocenia zazwyczaj w odniesieniu do trzech tradycyjnych poziomów organizacji życia (rys. 1): różnorodności genetycznej, różnorodności gatunkowej oraz różnorodności ponadgatunkowej – na poziomie ekosystemów.



Rys. 1. Podstawowe poziomy organizacji życia a miary bioróżnorodności

Fig. 1. Basic levels of life organisation and biodiversity measures

Ocena różnorodności genetycznej odnosi się do różnorodności zasobów genowych różnych gatunków oraz do zmienności genetycznej w obrębie gatunku (alleli, genów, struktury chromosomów) i wymaga skomplikowanych badań laboratoryjnych. Zmienność genetyczna w obrębie gatunku zwiększa się na ogół wraz ze wzrostem heterogeniczności środowiska, co jest związane ze zwiększonymi w takich warunkach możliwościami ekspresji genów.

Różnorodność „ekosystemowa” odnosi się zarówno do wielkiej różnorodności typów ekosystemów, zróżnicowania siedlisk i procesów ekologicznych, jak i do rozmieszczenia i zasięgów gatunków (aspektu biogeograficznego różnorodności) oraz funkcji i roli gatunków kluczowych w ekosystemach. Niektórzy autorzy wskazują, że zamiast różnorodność ekosystemowa, poprawniej jest używać pojęcia różnorodności zbiorowisk lub różnorodności ekologicznej, ponieważ w pojęciu „bioróżnorodność ekosystemu” zawierać się ma nieścisłość wynikająca z tego, że środowisko fizyczne (część ekosystemu) nie może odznaczać się bioróżnorodnością [Harper i Hawksworth 1994].

Z względu na skomplikowanie różnych interakcji międzygatunkowych w obrębie ekosystemów, jak i licznych powiązań gatunków z ich otoczeniem, ocena różnorodności ekosystemowej nie jest łatwa. Wynika to z braku jednolitej skali stosowanej do klasyfikowania typów ekosystemów (skali kontynentu i globu), nieostrości granic wielu ekosystemów, a także zróżnicowania ich składu gatunkowego w przestrzeni i czasie.

Ponieważ zachowanie i monitoring bioróżnorodności stały się działaniami o znaczeniu podstawowym nie tylko przy realizacji strategii ochrony przyrody i restytucji układów przyrodniczych, ale także w procesie zrównoważonego zagospodarowania zasobów naturalnych, w tym również zasobów leśnych [Ferretti i in. 2006], niezbędne jest dostosowanie możliwości przeprowadzania ocen i analiz bioróżnorodności do różnych skal przestrzennych i czasowych.

Skale przestrzenne ocen bioróżnorodności są także związane z aspektem czasowym [Ferretti i in. za Weber i in. 2004], ponieważ bioróżnorodność zmienia się naturalnie w czasie, a jednocześnie, tempo tych zmian podlega silnej presji związanej z działaniami człowieka. Powiązania czasowo-przestrzennych skal odniesienia w ocenach i monitoringu bioróżnorodności w aspekcie wpływu gospodarki człowieka przedstawiono w tabeli 1. W defini-

Tabela 1. Przestrzenne skale oceny bioróżnorodności [Ferretti i in. 2006]

Table 1. Spatial structure of biodiversity evaluation

Skala przestrzenna	Rodzaje różnorodności	Obszar, m ²	Wpływ gospodarki człowieka
Lokalna	zróżnicowanie (różnorodność) wewnątrz ekosystemu (siedliska)	10 ³	użytkowanie siedliska, sposób zagospodarowania, dopływ zanieczyszczeń, wprowadzanie obcych gatunków
Krajobrazowa	różnorodność mozaiki ekosystemów (siedlisk)	10 ⁶	zmiany rozmiarów i rozmieszczenia siedlisk – zmiany sposobu użytkowania obszaru w skali krajobrazu
Makroskala	różnorodność międzyregionalna	10 ¹⁰	wpływ na klimat, wymieranie gatunków, kolonizacja przez inwazyjne gatunki obce

cji skal przestrzennych można przyjąć według Formana [1995], cyt. Gray [2000], że region to większy obszar geograficzny odznaczający się jednorodnymi warunkami makroklimatu oraz działań i zainteresowań człowieka. Krajobraz natomiast stanowi przestrzenną mozaikę, w której na przestrzeni wielu kilometrów kwadratowych powtarzają się zbliżone układy naturalnych ekosystemów lub sposobów zagospodarowania terenu.

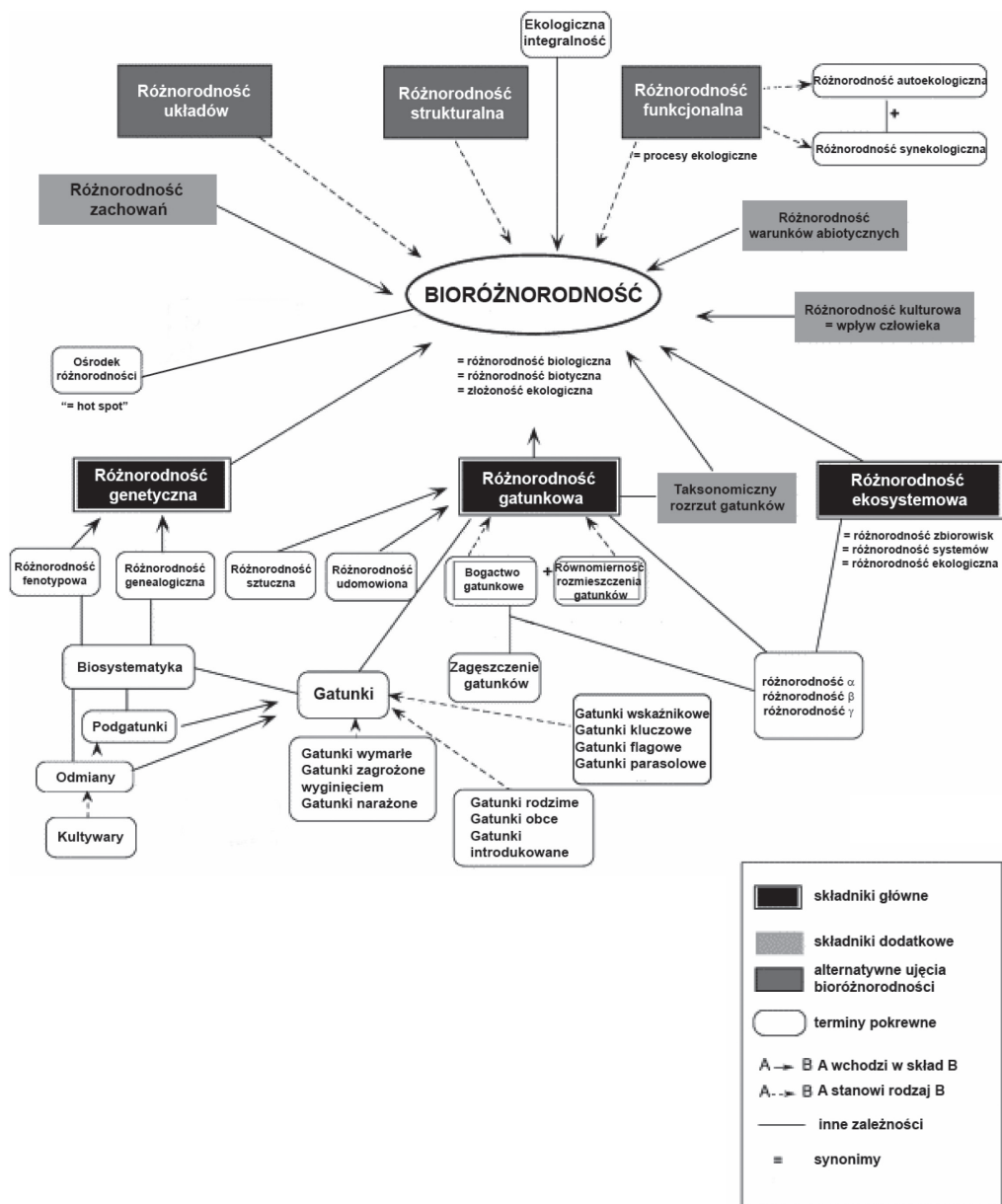
3. WYMIARY I MIARY BIORÓŻNORODNOŚCI

3.1. Aspekty bioróżnorodności

Noss R.F. [1990] wyróżnia trzy zestawy atrybutów bioróżnorodności, które odnoszą się odpowiednio, do jej komponentów, struktury oraz funkcji. Na podstawie analizy ponad 120 prac dotyczących badań przyrodniczej różnorodności sporządzono konceptualny diagram przedstawiający perspektywy i możliwości rozpatrywania i oceny bioróżnorodności, biorąc pod uwagę jej aspekty: kompozycyjny, strukturalny i dynamiczny, tj. funkcjonalny [Duelli i Obrist 2003]. Diagram ten (rys. 2) wychodzi od głównych składowych pojęcia centralnego i wskazuje na aspekty różnorodności, które bierze się pod uwagę przy budowaniu miar bioróżnorodności przy różnych jej wycenach.

Jak wynika z diagramu, pojęcie bioróżnorodności jest wieloaspektowe i wielowymiarowe, stąd wynika różnorodność sposobów jej mierzenia i konstruowania wskaźników jej oceny. W prostokątnych okienkach pokazano składniki (pojęcia) bioróżnorodności najczęściej używane, a w okienkach o zaokrąglonych krawędziach – pojęcia zbliżone. Strzałki wskazują na rodzaje i kierunki związków między tymi pojęciami. Analiza powyższego diagramu wskazuje, że bioróżnorodność może być interpretowana na wiele sposobów [Kaennel 1998]. Czasem występują nawet kontrowersje co do jej istoty [Gaston 1996b]. Teoretycznie wszystkie wskazane na diagramie aspekty oraz składowe wielowymiarowego pojęcia bioróżnorodności mogą stanowić podstawę do skonstruowania wskaźników ilościowych i jakościowych, mimo trudności z ilościową oceną niektórych wymiarów [Prendergast 1997, Lindenmayer 1999, Noss 1999]. Rola wskaźnikowa większości tych aspektów jest jednak zapośredniczona w podstawowych miarach bioróżnorodności, takich np. jak bogactwo gatunkowe (florystyczne) i różnorodność gatunkowa (zróżnicowanie gatunkowe), które można zmierzyć ilościowo [Gaston 1996a, Claridge i in. 1997]. Stąd przy kwantyfikowaniu bioróżnorodności najczęściej bierze się pod uwagę jej aspekt kompozycyjny (komponenty), ponieważ różnorodność strukturalna i funkcjonalna stanowią jego pochodne. Przyjmuje się, że zarówno różnorodność ekosystemowa, jak różnorodność funkcjonalna i strukturalna ekosystemu znajdują odbicie w liczbie gatunków w danym ekosystemie.

Różnorodność gatunkowa jest podstawową i najczęściej stosowaną miarą bioróżnorodności, czasem utożsamianą z **bogactwem gatunkowym** określanym jako **różnorodność α , γ i ϵ** .



Rys. 2. Schemat najczęściej rozważanych aspektów bioróżnorodności [Duelli i Obrist 2002]
Fig. 2. Most frequently considered aspects of biodiversity

Bogactwo gatunkowe jest mierzone liczbą gatunków na określonym obszarze, przy czym nie bierze się pod uwagę różnic w udziale tych gatunków. Różnorodność gatunkowa natomiast stanowi miarę różnorodności gatunków na danym obszarze, która uwzględnia zarówno liczbę gatunków, jak i tzw. równocенność (udział gatunku, częstość jego występowania), tj. wpływ wynikający ze sposobu pobierania próby w terenie, dający obraz równomierności rozmieszczenia gatunków (*evenness*). Różnorodność gatunkowa obszaru zależy także od równomierności rozmieszczenia gatunku (populacji). Równomierność rozmieszczenia traktuje się jako miarę porównawczą w odniesieniu do rozmiaru populacji każdego z gatunków obecnych na danym obszarze.

Taksonomiczny rozrzut gatunków jest inną istotną miarą (jakościową), określającą różnorodność gatunkową danego obszaru (*taxic diversity*). Rozrzut gatunków opisuje odległości między poszczególnymi gatunkami w systemie rozwoju rodowego (filogenezy). Wymiar ten podkreśla m.in. wagę (w kontekście zachowania bioróżnorodności) taksonów ewolucyjnie odizolowanych, np. ewolucyjnie starych, żywych skamielin i pozostałości z dawnych epok geologicznych.

Ośrodek bioróżnorodności (*biodiversity hotspot*) według Myersa i in. [2000] stanowi jeszcze inny jakościowy wymiar bioróżnorodności – jest to region, w którym występuje przynajmniej 1500 gatunków endemicznych, tj. 0,5% ze światowej listy gatunków endemicznych (globalnie 300 tys. gatunków endemicznych). Myers i in. [2000] jako globalne *hotspots* zidentyfikowali kilkadziesiąt ekosystemów, w tym głównie tropikalne obszary leśne i ekosystemy raf koralowych. Wskaźnikami różnorodności mogą być także miary oparte na skupieniach gatunków zagrożonych, chronionych i rzadkich (gatunków wpisanych na „czerwone listy”) oraz rzadkich i/lub zagrożonych ekosystemów.

Do oceny bioróżnorodności w większej skali, **na poziomie ekosystemowym**, stosuje się miary których konstrukcja jest oparta na **różnorodności siedlisk, ekosystemów**, zbiorowisk i układów ekologicznych.

Różnorodność strukturalna odzwierciedla heterogeniczność środowiska – struktur i mozaiki populacji w obrębie ekosystemu, zróżnicowanie populacji związanych z mikrosiedliskami, niszami i innymi strukturami składającymi się na całość większego systemu ekologicznego, np. lasu.

Różnorodność funkcjonalna odnosi się do różnorodności funkcji wypełnianych przez różne gatunki lub grupy gatunków, często wyspecjalizowanych i określanych mianem funkcjonalnych grup gatunków (np. producenci, konsumenci, reducenty) i również stanowi podstawę do budowy wskaźników bioróżnorodności.

Produktywność ekosystemu, jako wartość/ilość produkcji oraz jej tempo w danym ekosystemie w określonym przedziale czasowym, może posłużyć do konstrukcji wskaźnika różnorodności tego układu ekologicznego i porównań z innymi ekosystemami. Miarą produktywności jest, np. ilość suchej masy materii organicznej wyprodukowanej na określonym obszarze w jednostce czasu lub ilość energii wyprodukowana na określonym obszarze w jednostce czasu.

Wyniki badań różnych autorów, mimo że istnieją również dane przeciwstawne, przemawiają za tezą, że różnorodność ekosystemu leśnego jest dodatnio skorelowana z produktywnością [Caspersen i Pacala 2001, Mölder 2009], co ma istotne znaczenie ze względu na sposób prowadzenia gospodarki leśnej. Mölder na podstawie wyników badań różnorodności runa w różnych typach lasów bukowych wykazał, że różnorodność i produktywność warstwy runa leśnego są istotnie skorelowane z różnorodnością warstwy drzew [Mölder 2009].

Podsumowując, bioróżnorodność danego obszaru jest na ogół charakteryzowana przy zastosowaniu takich miar jak bogactwo gatunkowe (różnorodność α , γ , ϵ), które odnoszą się do skali wielkości tego obszaru. Innymi miarami są różnorodność (zróżnicowanie) gatunkowa (różnorodność β), taksonomiczny rozrzut gatunków oraz różnorodność funkcjonalna i strukturalna [Khanina i in. 2001]. Należy dodać, że także pojęcia różnorodności alfa, beta, gamma i epsilon są różnie interpretowane. Dyskusje wynikają m.in. ze zróżnicowanych sposobów metodycznego podejścia do pomiaru bioróżnorodności i pobierania prób różnych grup organizmów w różnych środowiskach [Gray 2000].

Whittaker [1972] zaproponował mierzenie różnorodności gatunkowej na czterech poziomach:

- 1) różnorodności punktowej (w pojedynczej punktowej próbie),
- 2) różnorodności alfa (różnorodność prób w danym zbiorowisku, siedlisku),
- 3) różnorodności gamma (różnorodność większej jednostki geograficznej – wyspy, jednostki krajobrazowej),
- 4) różnorodności epsilon lub regionalnej (sumaryczna różnorodność grupy obszarów odznaczających się różnorodnością gamma).

Przyjął on, że różnorodność gamma stanowi łączną sumę wartości różnorodności alfa poszczególnych zbiorowisk na określonym wydzielonym obszarze albo zbiorczą listę gatunków występujących w obrębie danej jednostki geograficznej (wyspa, region, krajobraz, prowincja biogeograficzna) lub listę gatunków (kolekcję) gatunków zebranych w próbach nieobszarowych (np. z pułapek świetlnych). Według Magurran [1988] powyższe poziomy można odnieść do skali różnorodności obszarowej – od pojedynczej próby, poprzez siedlisko i krajobraz, do prowincji biogeograficznej. Według Pielou [1976] natomiast różnorodność alfa odnosi się do niewielkich obszarów i stanowi właściwość określonego zbiorowiska, jeżeli przyjmie się, że w naturze można wyznaczyć granice takiego zbiorowiska. Gray [2000] proponuje za Whittakerem [1965] wprowadzenie dodatkowego terminu „punktowej różnorodności gatunkowej” w odniesieniu do różnorodności występującej w pojedynczej (punktowej) próbie. Pojęciu różnorodności alfa odpowiadałaby wówczas „różnorodność zbiorczej próby” w ramach większego niż pojedyncza próba, wydzielonego obszaru zbiorowiska lub siedliska [Underwood 1997, Gray 2000].

Różnorodność beta według Whittakera [1975] odnosi się do zróżnicowania składu gatunkowego między zbiorowiskami w gradiencie środowiskowym. Zdefiniował on różnorod-

ność beta (między zbiorowiskami, siedliskami) jako stopień zróżnicowania gatunkowego w gradiencie środowiska, który należy oceniać miarą zmian składu gatunkowego, tj. stopnia zróżnicowania składu między kolejnymi próbkami pobieranymi w gradiencie środowiska. Różnorodność beta odnosi się więc do różnic między zbiorowiskami wyrażającymi się w ich składzie gatunkowym, a nie w liczbach gatunków. Jest to zatem odmienna od poprzednich miara różnorodności, zwana też *differentiation diversity* „różnorodnością zróżnicowania” za Magurran [1988]. Ponieważ różnorodność beta nie odnosi się do skali przestrzennej, niektórzy autorzy zalecają termin fluktuacja gatunków – *turnover diversity* [Clarke i Lidgard 2002].

Różnorodność strukturalna i różnorodność układów ekologicznych, podobnie jak różnorodność warunków abiotycznych i zachowań są dodatkowymi aspektami i wymiarami bioróżnorodności. Przyjmuje się, że maksymalną wartością różnorodności taksonomicznej powinien się odznaczać zróżnicowany strukturalnie krajobraz klimaksowy, w którym kształtują się mozaiki populacji wszystkich **kluczowych gatunków** wraz z przestrzenną i czasową heterogenicznością układów ekologicznych [Duelli i Obrist 2003]. Gatunki kluczowe (np. drzewa w ekosystemie leśnym) odgrywają kluczową rolę w cyklach przepływu energii i obiegu materii w ekosystemie i determinują kierunki zmian w budowie ekosystemu w przestrzeni i czasie. Gatunki drzew tworzące podstawowy zręb ekosystemu leśnego oraz sposób zagospodarowania drzewostanu determinują panujące w tym ekosystemie warunki środowiska (dopływ energii słonecznej, wody, temperaturę) i wpływają na obieg składników mineralnych, a przez to oddziałują na skład gatunkowy roślinności lasu. Stąd to gatunki kluczowe są odpowiedzialne za utrzymanie integralności ekosystemu i jego różnorodność gatunkową. W ekosystemach leśnych powiązania między różnorodnością strukturalną, funkcjonalną i taksonomiczną mają szczególnie dobitny wyraz [Neuman i Starlinger 2000, Ferretti in. 2006].

Istnieje wiele analiz, przynajmniej dla niektórych grup taksonomicznych, świadczących o skorelowaniu liczby gatunków z heterogenicznością warunków środowiska [Duelli i Obrist 2003]. Podobnie według Smirnowej [1998] istnieje dodatnia korelacja pomiędzy różnorodnością strukturalną i gatunkową (taksonomiczną). Generalnie, brak korelacji wymienionych aspektów różnorodności z bogactwem gatunkowym występuje bardzo rzadko. Na ogół większa liczba poziomów troficznych wiąże się z obecnością większej liczby gatunków, a większej liczbie różnych nisz ekologicznych odpowiada większa różnorodność strukturalna.

Praktycznie, w większości opisywanych badań mających na celu analizę struktury systemów ekologicznych bierze się pod uwagę aspekt kompozycyjny bioróżnorodności, a głównym wymiarem jest tu różnorodność gatunkowa, przy czym różne taksony stanowią podstawowe jednostki różnorodności [Claridge i in. 1997]. Miarą różnorodności gatunkowej (zróżnicowania gatunkowego) na danym obszarze jest zazwyczaj albo liczba gatunków (na ogół liczba gatunków wybranej grupy organizmów), albo kombinowana miara różnorodności, tj. bogactwa gatunkowego, wraz z oceną równocenneści gatunków, tj. ilościowego ich udziału.

3.2. Wskaźniki bioróżnorodności – wybór wartości i miar

Jak wynika z przeglądu bogatej literatury, funkcjonuje wiele różnorodnych systemów wartości i miar, ponieważ istnieje wiele motywacji co do wyceny części składowych i aspektów bioróżnorodności. Ocena i wskaźniki bioróżnorodności weszły już do kanonu polityki ekologicznej w skali światowej i europejskiej [SEBI... 2010].

Bioróżnorodność można określać ilościowo na wiele sposobów, w związku z tym istnieje wiele wskaźników bioróżnorodności. Istnieje pewne terminologiczne zamieszanie w rozumieniu pojęcia wskaźnika bioróżnorodności (gatunek wskaźnikowy, obliczony wskaźnik–indeks itp.). Wskaźniki mogą być konstruowane na podstawie dowolnego mierzalnego aspektu bioróżnorodności, ale najbardziej przydatne są takie, które spełniają kryteria naukowe i praktyczne, to znaczy są wartościami liczbowymi, reprezentatywnymi w odniesieniu do ogólnej bioróżnorodności, a poza tym odpowiadają praktycznym wymogom co do możliwości gromadzenia danych [van Strien 2009]. Powinny one wskazywać zasadnicze trendy zmian, a nie zmiany fluktuacyjne. Zaprojektowanie jednego prostego wskaźnika (miary) do oceny bioróżnorodności nie jest możliwe, ponieważ każdy z jej aspektów wymaga oddzielnego zważyciowania tak, że w konkretnych sytuacjach oceniający musi dostosować sposoby oceny i wskaźniki do celów i potrzeb oceny [Royal Society 2003, Duelli i Obrist 2003].

Stosunkowo najprostsze metody oceny bioróżnorodności są związane z poziomem gatunkowym, ponieważ zmiany ilościowe i jakościowe stanu gatunków w ekosystemie stanowią najłatwiejszą i najbardziej czytelną miarę stanu środowiska [Falińska 2004, Duelli i Obrist 2003, Roo-Zielińska i Kostrowicki 1995, Roo-Zielińska 2004, Roo-Zielinska i in. 2007, Ostrowska i in. 2006, Sienkiewicz i Kloss 2001].

Odrębnym zagadnieniem badawczym, związanym z analizą różnorodności na poziomie gatunkowym jest zastosowanie wskaźników geobotanicznych. Od lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku, wykorzystuje się gatunki roślin i roślinność (wskaźniki geobotaniczne) w ocenie stanu samej roślinności oraz środowiska w badaniach fitoindykacyjnych. Szczegółową dyskusję roli i zastosowań wskaźników geobotanicznych w ocenie stanu i przekształceń środowiska zawarto w opracowaniu Roo-Zielińskiej in. [2007]. Obiektami fitoindykacji są gatunki roślin, ekologiczne grupy gatunków i określone fitocenozy. Podstawą analizy jest zastosowanie list gatunków charakterystycznych [Matuszkiewicz 2001] oraz list ekologicznych liczb wskaźnikowych, czyli list gatunków z przypisanymi im liczbami wyrażającymi reakcję gatunków na oddziaływanie czynników siedliskowych. Reakcja gatunków jest sumarycznym wyrazem ekologicznych przystosowań i/lub wymagań gatunków. Miarą w fitoindykacji jest ocena zmian struktury i dynamiki populacji, zmiana udziału gatunku w budowie fitocenozy, zmiana kombinacji gatunkowej, składu gatunkowego, proporcji gatunków lub ich ekologicznych grup [Roo-Zielińska i in. 2007]. Istnieje kilka zestawów skal gatunkowych, wśród których – w warunkach Europy Środkowej – najbardziej przydatna jest skala liczb wskaźnikowych Ellenberga [Roo-Zielińska 2004].

Na poziomie gatunkowym różnorodność kwantyfikuje się przy użyciu wskaźników różnorodności (*diversity indices*). Najbardziej znanymi wskaźnikami są **wskaźniki różnorodności H i równocенności Shannona (E), wskaźnik Simpsona (D) i wskaźnik Margalefa ($R1$)** [Gray 2000 za Magurran 1988]. Oprócz wymienionych wskaźników, częściej stosowane były wskaźniki równomierności rozmieszczenia (J) Pielou oraz wskaźnik dominacji (C) według Shannona i Weavera [1963]. Ostatnio coraz rzadziej stosuje się wskaźniki uwzględniające równomierność rozmieszczenia (równocенności) ze względu na trudności z ich interpretacją, szczególnie na obszarach rolnych i leśnych [Gray 2000 za Gaston 1996a], gdzie ze względu na znaczne liczebności niewielu gatunków pospolitych stosowanie standartowych metod poboru prób i szacowania bioróżnorodności zaniża ocenę równocенności. Powoduje to obniżenie wartości bioróżnorodności tych obszarów, mimo względnie dużego bogactwa gatunkowego, jakim odznaczają się ekosystemy leśne, a także ekosystemy przestrzeni rolniczej.

3.3. Wskaźniki różnorodności i równocенności

W badaniach zbiorowisk różnych organizmów najprostszą miarą bioróżnorodności (różnorodności alfa) jest zazwyczaj bogactwo gatunkowe – **całkowita liczba gatunków S** – w zbiorowisku/populacji na określonym obszarze lub najczęściej w próbie. Całkowita liczba gatunków na określonym obszarze nie jest jednak ani łatwa do oszacowania, ani nie jest miarą jednoznaczną. Zależy ona bowiem funkcyjnie od powierzchni obszaru i od wielkości próby [Głowaciński 1996, Gray 2000], a sposób pobierania prób determinuje dalsze możliwości oceny różnorodności. Przy wszelkich analizach bioróżnorodności bardzo istotną sprawą jest ustalenie wielkości obszaru, do którego odnosi się analiza [Gray 2000]. Podstawą do wyliczenia ogólnego bogactwa gatunkowego analizowanego obszaru może być zależność między ogólną liczbą gatunków S a obszarem próby A [Gray 2000 za MacArthur i Wilson 1963, 1967]:

$$S = CA^z$$

gdzie:

C i z – parametry szacowane, przy czym „ C ” reprezentuje bogactwo form życiowych występujących na danym obszarze, a „ z ” nachylenie krzywej funkcji liczby gatunków w zależności od wielkości obszaru,

A – obszar, z którego pobrano próbę.

Whittaker [1975] cyt. Gray [2003] zaproponował metodę porównywania liczb gatunków w próbach różnych rozmiarów za pomocą wzoru:

$$d = Sr/\log A$$

gdzie:

S_r – ogólna (całkowita) liczba gatunków w próbie,

A – obszar próby.

Całkowita liczba gatunków jako miara bioróżnorodności nie uwzględnia ani rozmieszczenia, ani też liczebności (pospolitości i/lub rzadkości) gatunków, tak więc nie opisuje struktury zbiorowisk, jej heterogeniczności, ponieważ każdy z gatunków na danym obszarze jest zwykle reprezentowany przez różne liczby osobników (N).

Skonstruowano wiele wskaźników, które uwzględniają tak bogactwo gatunków S , jak i ich proporcjonalną liczebność – udział [Gray 2000 za Magurran 1984]. Względnie prosty wskaźnik Margalefa R_1 (lub wskaźnik Margalefa „d”) określa względne bogactwo gatunkowe w odniesieniu do ogólnej liczby gatunków i całkowitej liczby wszystkich osobników w danym zbiorowisku:

$$R_1 = (S-1) / \log N$$

gdzie:

S – liczba wszystkich gatunków,

N – liczba wszystkich osobników.

Wskaźnik ten używany jest również w ocenie jakości wód, w postaci uproszczonej (według rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r.):

$$R = \frac{S}{\log N}$$

gdzie:

S – liczba taksonów w randze rodziny,

N – liczebność wszystkich osobników.

Wskaźniki **różnorodności (H) i (D)** uwzględniają zarówno liczbę gatunków, jak i ich udział (np. liczbę osobników na danym terenie). Wskaźnik (H) Shannona opiera się na obliczeniu udziału (proporcji) i -tego gatunku w stosunku do sumy wartości udziałów wszystkich gatunków w zbiorowisku (p_i). Udział ten jest następnie mnożony przez naturalny logarytm tego udziału ($\ln p_i$). Tak uzyskane iloczyny sumuje się dla wszystkich gatunków, a wynik mnoży przez -1, według wzoru:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\ln p_i)$$

Wzór ten jest również stosowany w postaci podanej przez Shannona-Wienera [Magurran 1988]:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\log_2 p_i)$$

Dodatkowy aspekt różnorodności, równocенność, opisuje udział poszczególnych gatunków w zbiorowisku. Wskaźnik równocенności Shannona (E_H) lub J' [Pielou 1976] oblicza się przez podzielenie wartości H przez H_{\max} , przy czym $H_{\max} = \ln S$.

$$J = H/\ln S$$

Równocенność może przyjmować wartości od 0 do 1, przy czym 1 oznacza całkowitą równocенność gatunków:

$$E_H = H/H_{\max} = H/\ln S$$

W badaniach biologicznych często stosuje się wersje wskaźnika Pielou ($1-J$) do określenia dominacji gatunku [Gray 1982]. Levin i Gage [1998] cyt. Gray [2000] wprowadzili inną metodę oceny dominacji gatunku, zwaną dominacją I rzędu D . Miarą tej dominacji jest procentowy udział najliczniejszego gatunku w ogólnej liczbie osobników wszystkich gatunków.

Praktyczniejszy w niektórych zastosowaniach jest wskaźnik Simpsona (D), który stanowi miarę charakteryzującą różnorodność gatunkową zbiorowiska. Wyraża on prawdopodobieństwo spotkania w próbie losowej dwóch osobników należących do tego samego gatunku. Konstrukcja tego wskaźnika opiera się na obliczeniu proporcji udziału i -tego gatunku (p_i) w stosunku do sumy wartości udziałów wszystkich gatunków w zbiorowisku i obliczeniu jej kwadratu. Kwadraty tych proporcji są sumowane dla wszystkich gatunków w zbiorowisku, a wskaźnik D jest odwrotnością tak obliczonej sumy:

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

Przy określonym poziomie bogactwa gatunkowego S , w miarę zwiększania się równocенności zwiększa się też wartość D . Podobnie wskaźnik D zwiększa się, przy założonej wartości równocенności, w miarę wzrostu bogactwa gatunkowego. Równocенność według Simpsona (E_D) oblicza się ze wskaźnika Simpsona (D) przez wyrażenie go jako proporcji w stosunku do maksymalnej wartości wskaźnika D , która wystąpiłaby jeśliby wszystkie osobniki (wszystkich populacji) były rozmieszczone dokładnie równomiernie w danym zbiorowisku (np. jeśliby każdy gatunek był reprezentowany przez tylko 1 osobnika, D_{\max} równałoby się liczbie gatunków S). Podobnie jak równocенność według Shannona, równocенność według Simpsona przyjmuje wartości od 0 do 1, przy czym 1 oznacza całkowitą równocенność wszystkich gatunków w zbiorowisku:

$$E_D = \frac{D}{D_{max}} = \frac{1}{\frac{S}{\sum_{i=1}^S P_i^2}} = \frac{1}{S}$$

Ponadto, do oszacowania bioróżnorodności stosuje się pokrewne postaci wskaźnika Simpsona, według poniższej formuły:

$$D = \frac{\sum n(n-1)}{N(N-1)}$$

gdzie:

n = liczba osobników danego gatunku;

N = sumaryczna liczba osobników wszystkich analizowanych gatunków.

Wskaźnik D osiąga ułamkowe wartości od 0 do 1, przy czym wartość 0 oznacza nieskończenie wielką różnorodność, a 1 – brak różnorodności, co jest niezgodne z intuicyjnym podejściem logicznym. Dlatego też stosuje się wskaźnik różnorodności Simpsona w postaci: $1 - D$, którego wartości rosną od 0 do 1, przy czym 1 oznacza największą różnorodność. W tej postaci, wskaźnik ten odpowiada prawdopodobieństwu spotkania w próbie pobranej losowo dwóch osobników należących do różnych gatunków.

Inną modyfikacją wskaźnika Simpsona jest jego odwrotność – $1/D$. Wartości tego wskaźnika rosną ze wzrostem różnorodności, a maksymalnej jego wartości odpowiada całkowita liczba gatunków w próbie.

Przy ocenie wskaźników bioróżnorodności należy także wziąć pod uwagę, że chociaż dość łatwo jest obliczyć wskaźniki różnorodności gatunkowej pojedynczych prób, to jednak takie ustalenia w odniesieniu do całego zbiorowiska lub większego obszaru mogą nie mieć znaczenia [Hill 1973], ponieważ poznanie określonego zbiorowiska w całości jest na ogół trudne [Gray 2000 za Underwood 1986].

Ponadto, wskaźniki których konstrukcja jest oparta na liczbach gatunków i liczebności osobników, mają największe zastosowanie w badaniach różnorodności zespołów zwierząt, które jako wyodrębnione organizmy są stosunkowo łatwo policzalne. W analizie zbiorowisk roślinnych występują natomiast znaczne trudności z pomiarem całkowitej liczby gatunków S i liczebności (liczby osobników) N [Falińska 2004]. Takie oszacowanie jest możliwe tylko wówczas, gdy osobniki są nieliczne, dobrze wyodrębnione i dają się łatwo policzyć, tj. występują w mało licznych populacjach.

Trudności metodyczne w oszacowaniu rozmiaru populacji gatunków roślin uwarunkowane są biologią tych gatunków, ponieważ u wielu z nich nie występują wyodrębnione osobniki, lecz skupiska pojedynczych, zakorzenionych pędów, tzw. ramet, stanowiących fragmenty modułowego organizmu roślinnego rozrastającego się wegetatywnie [Falińska 2004]. Wprawdzie organizm taki jest genetycznie pojedynczym osobnikiem, ale w płatach roślinności rame-

ty stanowią jakby odrębne rośliny, stąd tak trudne jest rozpoznanie rzeczywistych osobników. Przykładowo, w badanych zespołach boru wilgotnego *Molinio-Pinetum*, z warstwą runa utworzoną przez borówkę czarną *Vaccinium myrtillus*, borówkę brusznicę *V. vitis-idaea*, borówkę bagienną *V. uliginosum*, siódmaczka leśnego *Trientalis europaea*, bagno zwyczajne *Ledum palustre*, trzęślicę modrą *Molinia caerulea* i szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, wszystkie wymienione gatunki są modułowymi organizmami i wyodrębnienie pojedynczych osobników nie byłoby możliwe bez destrukcji całego płatu roślinności [Sienkiewicz i Kloss 2001].

Z przeglądu literatury wynika, że analiza różnorodności może się opierać na różnych miarach, takich jak: frekwencja gatunków, zagęszczenie ich populacji, pokrycie (projekcja części naziemnych na powierzchnię próby), aktualna biomasa lub produkcja biomasy, która jest nawet uważana za najlepszy wymiar znaczenia gatunku w fitocenozie, choć jej ocena jest zwykle pracochłonna i wymaga badań niszczących roślinność [Kwiatkowska i Symonides 1985]. W doświadczalnych badaniach różnorodności fitocenoz najczęściej stosowaną miarą bioróżnorodności jest liczba gatunków oraz ich udział w postaci proporcjonalnej liczebności, częstotliwości ich występowania lub wielkości aktualnej biomasy [Kwiatkowska i Symonides 1985, Falińska 2004].

Udział gatunków na powierzchni próbnej (zdjęcie fitosocjologiczne) w standardowych badaniach fitosocjologicznych według metodyki Braun-Blanqueta [Braun-Blanquet 1964], szacuje się w stopniach kombinowanej siedmiostopniowej skali „ilościowości” (pokrycie–liczebność) od „r” i „+” do „5”, m.in. ze względu na trudności z wyodrębnieniem i oszacowaniem liczebności osobników. Określenie stopni ilościowości według tej skali w terenie odznacza się pewnym subiektywizmem. Trudności napotykamy przy stopniu 2 w tej skali, przypisywanym gatunkom, których udział (pokrycie) wynosi albo mniej niż 25% całej powierzchni próby, przy obfitym występowaniu, albo odznaczających się pokryciem ponad 5% powierzchni próby [Szafer i Zarzycki 1972]. Te trudności znajdują wyraz w problemach z transformacją skali Braun-Blanqueta. Wartości tak uzyskane są arbitralne, a po ich przeliczeniu na udziały procentowe tylko z przybliżeniem mogą być stosowane do obliczeń wskaźników różnorodności z podanych wyżej wzorów. Wzory te, jak wspomniano, wymagają znajomości liczebności osobników n w populacjach poszczególnych gatunków i liczebności wszystkich osobników wszystkich gatunków N .

Podjęmowano próby transformowania skali Braun-Blanqueta lub jej rozszerzonej, 9 lub 10-stopniowej wersji [Londo 1976, van der Maarel 2007], do postaci quasi-numerycznej [Noest i in. 1989, van der Maarel 2007]. Przykładem jest transformacja van der Maarel'a [2007], który zaproponował w tym celu równanie regresji w postaci:

$$OTV = a \ln C + 2$$

gdzie:

OTV (*Ordinal Transform Value*) – transformowana wartość pokrycia w postaci liczby porządkowej;

C – procent pokrycia w 9-stopniowej skali pokrycia;

a – współczynniki wyrażające pokrycie w procentach [Maarel van der 2007] (wynoszące 1,415 lub 1,380), które zostały doświadczalnie wyliczone dla zestawu gatunków występujących w ponad 400 zdjęciach fitosocjologicznych, wykonanych na zalewnych obniżeniach międzywydmowych w Holandii; dla każdego gatunku uwzględniono przy tym rozkład frekwencji wartości pokrycia oraz tzw. optymalny przedział występowania w badanym materiale zdjęciowym.

Po transformacji van der Maarel'a skala Braun-Blanqueta (BrBI) uzyskuje następujące aproksymowane wartości porządkowe i procentowe (tab. 2).

Tabela 2. Transformacja skali Braun-Blanqueta według van der Maarela

Table 2. Transformation of Braun-Blanquet scale according to van der Maarel

Skala BrBI	Średni % pokrycia BrBI	Wartości porządkowe według van der Maarela	Wartości po transformacji – współczynnik 1,415	Wartości po transformacji – współczynnik 1,380
r		1	0,5	0,6
+	0,1	2	1	1,2
1	5	3	2	2,5
2m	–	4	4	5
2a	17,5	5	8,5	10
2b	–	6	17,5	20
3	37,5	7	35	40
4	62,5	8	70	80
5	87,5	9	140	160

Objaśnienia: – niestosowany.

Uzyskane po transformacji wartości procentowe (dwie ostatnie kolumny w tab. 2) nie przedstawiają zasadniczo różnych wartości. Jak podaje autor, po przeliczeniach z zastosowaniem podanego wzoru uzyskuje się wartości porządkowe, które mogą być pewnym przybliżeniem wartości w skali metrycznej [Maarel van der 2007]. Procedura tej transformacji została wypracowana na podstawie opisanych powyżej danych fitosocjologicznych, po uprzednim rozpoznaniu charakteru zbiorowiska roślinnego i jego środowiska. Nadal jednak opiera się ona na subiektywnym podejściu szacowania pokrycia (projekcji) metodą Braun-Blanqueta. Ten subiektywizm, według niektórych autorów sprawia, że wartości tak otrzymanych nie powinno się stosować w analizach numerycznych [Podani 2005, Podani 2006]. Dlatego też często w praktyce badań różnorodności (heterogeniczności) zbiorowisk roślinnych szacuje się udział gatunków roślin w postaci udziału ich biomasy.

3.4. Różnorodność beta

Pomiar różnorodności beta, czyli fluktuacji gatunków przy porównywaniu zbiorowisk w gradiencie zmian środowiska opiera się na wzorze Whittakera [1960]:

$$\beta = \gamma/(\alpha)$$

gdzie:

γ – liczba gatunków uzyskana w wyniku połączenia kilku prób,

α – liczba gatunków w pojedynczej próbie; przy pojedynczej próbie $\beta=1$, natomiast przy równolicznych dwóch próbach, w których nie występują wspólne gatunki: $\beta=2$.

W razie wielu obserwacji punktowej różnorodności (np. zdjęć fitosocjologicznych na większym obszarze) można zastosować wzór na średnią różnorodność punktową, który ma postać według Wilsona i Shmidy [1984]:

$$\beta_s = SR_s / (SR_p)$$

gdzie:

SR_s – ogólna liczba gatunków w próbie zbiorczej,

SR_p – średnia liczba gatunków spotykana w poszczególnych próbach punktowych.

Przy porównywaniu różnorodności w różnych skalach obszarowych należy także zwracać wagę na wielkość (rozmiar) prób, ponieważ wszystkie prawie wskaźniki różnorodności gatunkowej zależą od rozmiaru próby, a w związku z tym konieczne jest ich ujednoczenie [Gray 2000 za Hill 1973].

Wskaźnik beta obliczony wg Whittakera jest silnie uzależniony od gatunków rzadkich. W zbiorowiskach, w których duży udział mają gatunki pojedynczo występujące w próbach, na przykład w zbiorowiskach organizmach morskiego bentosu, stosowanie tego wskaźnika prowadzi do błędów w szacowaniu bioróżnorodności i trzeba tu stosować jego transformacje [Fontana i in. 2008].

3.5. Wskaźniki cenneści florystycznej i faunistycznej

W opisie bioróżnorodności w skali ponadlokalnej (dysponując danymi florystyczno- lub faunistyczno-ekologicznymi w skali regionu) przydatne są wskaźniki cenneści florystycznej i faunistycznej, za pomocą których można oszacować kierunki i rodzaje zmian środowiska [Zubel 2007]. W analizach bierze się pod uwagę występowanie gatunków chronionych i zagrożonych, obecność taksonów regionalnie rzadkich oraz ogólną liczebność i/lub częstość występowania gatunków wrażliwych na zmiany siedliska. Wskaźniki te oblicza się opierając się na wskaźniku różnorodności „d” Margalefa, tj. na procentowym udziale gatunków rzadkich i procentowym udziale stanowisk gatunków rzadkich według wzoru:

$$F_{reg} = \sqrt{d \times G_{reg} \times S_{reg}}$$

gdzie:

d – zmodyfikowany wskaźnik różnorodności Margalefa,

G – procentowy udział gatunków rzadkich regionalnie,

S – procentowy udział stanowisk gatunków rzadkich regionalnie.

Modyfikacja wskaźnika według Margalefa polega na wyliczeniu wartości d zgodnie ze wzorem:

$$d = \frac{n_{gpr} - 1}{\log n_{spr}}$$

gdzie:

n_{gpr} – liczba gatunków w próbie,

n_{spr} – liczba stanowisk gatunków w próbie.

Wskaźnik ten pozwala na oszacowanie regionalnej zmienności bioróżnorodności ze szczególnym uwzględnieniem gatunków rzadkich, reliktowych i zagrożonych. Zestawienie tych danych z charakterystykami jakości środowiska (np. danymi dotyczącymi jakości gleb) jest podstawą do oceny wpływu czynników środowiska na rozmieszczenie gatunków rzadkich i zagrożonych, a także pozwala na oszacowanie kierunków zmian środowiska lokalnego i/lub regionalnego [Zubel 2007, Starzyk i in. 2008].

Podobnie, w analizach faunistycznych często stosowany jest typowy wskaźnik Margalefa, tj. wskaźnik bogactwa gatunkowego na danym obszarze d :

$$d = \frac{S - 1}{\log N}$$

gdzie:

S – liczba gatunków,

N – liczba osobników, przy odrzuceniu gatunków obcych do obliczenia wskaźnika cenności faunistycznej **QR**.

Wskaźnik cenności faunistycznej wyliczyć należy ze wzoru:

$$QR = d \sqrt{R}$$

gdzie:

R – udział liczbowy gatunków rzadkich, chronionych i reliktowych [Starzyk i in. 2008].

4. PODSUMOWANIE

Konieczność praktycznego pomiaru bioróżnorodności wynika z wielu względów i przesłanek, zarówno naukowych, jak politycznych i gospodarczych. Jak wynika z analizowanych opracowań najczęściej stosowaną miarą bioróżnorodności na danym obszarze jest liczba gatunków. Nie jest to jednak prawidłowa ocena bogactwa przyrodniczego, ponieważ wszystkie gatunki traktuje jednakowo, niezależnie od ich udziału w zbiorowiskach i ekosystemach.

Lepszą miarą jest określenie zróżnicowania gatunkowego, czyli liczby gatunków i czę-

stości ich występowania, choć również ta miara nie określa, czy dany gatunek jest zagrożony, rzadki czy pospolity. Z przeglądu literatury wynika ponadto, że analiza różnorodności może być oparta na różnych miarach, takich jak: frekwencja gatunków, zagęszczenie ich populacji, pokrycie (projekcja części naziemnych na powierzchnię próby), aktualna biomasa lub produkcja biomasy, która jest uważana za najlepszy wymiar znaczenia gatunku w fitocenozie, choć jej ocena jest pracochłonna i wymaga badań niszczących roślinność.

W opracowaniu pominięto oddzielne zagadnienie tzw. wskaźników bioróżnorodności stosowanych w monitoringu i kontroli stanu biocenoz, w ocenie ekosystemów wodnych i lądowych, opierających się na obecności określonych organizmów, które pełnią rolę **wskaźników biologicznych** (bioindykatorów). Są to organizmy lub ich populacje, których obecność lub brak, a także poziom liczebności w danym siedlisku, świadczą o określonych właściwościach abiotycznych badanego ekosystemu. W ocenie bierze się pod uwagę frekwencję bioindykatorów w danym środowisku, ich liczebność, a także zmiany zachodzące w strukturach całych zespołów i zbiorowisk organizmów, w tym strukturę dominacji czy zagęszczenie osobników danego gatunku (zgrupowania) przypadające na jednostkę przestrzeni. Te wskaźniki bioróżnorodności mają bardzo szerokie zastosowanie w monitoringu środowiska i ocenie trendów jego zmian wywołanych przez zmiany klimatu.

Zmiany klimatu są uważane obecnie za główne, obok antropopresji, a przede wszystkim fragmentacji siedlisk – przyczyny zaniku gatunków i utraty bioróżnorodności. W związku z tym poszukuje się i konstruuje wskaźniki oraz systemy wskaźników pozwalających na syntetyczną ocenę wrażliwości gatunków i ekosystemów na zmiany klimatu i antropopresję, szczególnie w kontekście zobowiązań międzynarodowych do zachowania bioróżnorodności na wszystkich poziomach organizacji przyrody. Zagadnienie to zostanie omówione w kolejnej publikacji.

PIŚMIENNICTWO

- ANDRZEJEWSKI R., WEIGLE A. 2003. Różnorodność biologiczna Polski. Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska, Warszawa.
- BALMFORD A., GREEN M.J.B, MURRAY M.G. 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness. I. Regional tests. Proc. Royal. Soc. Lond. B 263: 1267–1274.
- BANI L., MASSIMIO D., BOTTONI L., MASSA R. 2006. A Multiscale Method for Selecting Indicator Species and Priority Conservation Areas: a Case Study for Broadleaved Forests in Lombardy, Italy. Conservation Biology, Vol.20, No2: 513–526.
- Biodiversity Indicators for Policy-Makers. Measuring Biodiversity for Conservation.** 2003. The Royal Society, May 2003 Doc. 11/03. <http://www.royalsoc.ac.uk>.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964. Pflanzensoziologie Third Edition. Springer, Berlin, Wien, New York.
- CASPERSEN J.P., PACALA S.W. 2001. Successional diversity and forest ecosystem function. Ecological Research 16: 895–903.

- CAMPETELLA G., CANULLO R. 2000. Plant biodiversity as an indicator of the biological status in forest ecosystems: community and population level indices. *Annali Istituto sperimentale per la selvicoltura*. Vol.30: 75–79.
- CBD ONZ (Convention on Biological Diversity) – Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r.** (Dz. U. z 2002 r. Nr 184 poz. 1532).
- CLARIDGE M.F., DAWAH H.A., WILSON M.R. (Ed.). 1997. *Species: The Units of Biodiversity*. Chapman i Hall, London.
- CLARKE A., LIDGARD S.M. 2002. Spatial patterns of diversity in the sea: bryozoan species richness in the North Atlantic. *Journal of Animal Ecology* 71: 373–389.
- Decyzja UNEP/CBD/SBSTTA/7/12.** 2003. Developing indicators for national-level monitoring of biodiversity. Draft prepared by the expert group on indicators of biological diversity including indicators for rapid assessment of inland water ecosystems. Montreal.
- Decyzja UNEP/CBD/SBSTTA/9/10.** 2003. Monitoring and indicators: designing national-level monitoring programmes and indicators. Montreal.
- DEMBEK W. 2009. Kryteria bioróżnorodności i współczesne dylematy jej ochrony. I kongres Nauk Rolniczych „Nauka – Praktyce”. Puławy, 14–15 maja 2009; <http://www.cdr.gov.pl/kongres/files/4.3.1.pdf>
- DUELLI P., OBRIST M.K. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 98, z. 1–3: 87–98.
- FALIŃSKA K. 2004. *Ekologia roślin*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 453.
- FERRETTI M., BUSSOTTI F., CAMPETELLA G., CANULLO R., CHIARUCCI A., FABIO G., PETRICCIONE B. 2006. Biodiversity – its assessment and importance in the Italia programme for the intensiva monitoring of forest ecosystems CONECOFOR. *Annali C.R.A. Istituto sperimentale per la selvicoltura*. Vol. 30 Suppl. 2.
- FONTANA G., UGLAND K.I., GRAY J.S., WILLIS T.J., ABBIATI M. 2008. Influence of rare species on beta diversity estimates in marine benthic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 366: 1–2, 104–108.
- FORMAN R.T.T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*, Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- FRÄNZLE O. 2006. Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecological Indicators* 6: 114–136.
- GASTON K.J. (Ed.) 1996a. *Species Richness: Measure and Measurement*. W: Gaston K.J. (Ed). *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 73–113.
- GASTON K.J. (Ed.) 1996b. *What is Biodiversity?* W: Gaston K.J. (Ed). *Biodiversity: A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 1–9.
- GLOWKA L. (Ed.). 1994. *A Guide to the Convention on Biological Diversity*. Environmental Policy and Law Paper No. 30 IUCN Gland and Cambridge: 161.

- GŁOWACIŃSKI Z. 1996. Różnorodność gatunkowa – jej interpretacja i obliczanie. W: Różnorodność biologiczna: pojęcia, oceny, zagadnienia ochrony i kształtowania, Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko” 15: 57–70.
- GRAY J.S. 1982. Pollution effects on marine ecosystems. *Netherl. J. Sea Res.* 16: 424–443.
- GRAY J.S. 1994. Is deep-sea species diversity really so high: species diversity of the Norwegian continental shelf. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 112: 205–209.
- GRAY J.S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* Volume 250: z. 1–2: 23–49.
- HARPER J.L., HAWKSWORTH D.L. 1994. Biodiversity: measurement and estimation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 345: 5–12.
- HILL M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequence. *Ecology* 54: 427–432.
- IUCN Red List Categories. Prepared by IUCN Species Survival Commission. 1994. IUCN. Gland.**
- JOHNSON S.P. 1993. *The Earth Summit: The United Nations Conference on Environment and Development (UNCED)*. Graham and Trotman, London.
- KAENNEL M. 1998. Biodiversity: a diversity in definition. In: Bachmann P., Köhl M., Päivinen R. (Ed.), *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- KAPELLE M., KENNIS P.A.F., DE VRIES R.A.J. 1995: Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. *Biodiversity and Conservation* 4:10–34.
- KHANINA L.G., BOBROVSKY M.V., KARJALAINEN T., KOMAROV A.S. 2001. A Review of Recent Projects on Forest Biodiversity Investigations in Europe including Russia. *European Forest Institute Internal Report No 3*.
- Krajowa strategia ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z Programem działań na lata 2007–2013.** Załącznik do uchwały nr 270/2007 Rady Ministrów z dnia 26.10.2007 r.
- KWIATKOWSKA A.J., SYMONIDES E. 1985. Statistical analysis of the phytocoenose homogeneity. Part. I Distribution of the total species diversity and evenness indices as a homogeneity measure. *Acta Soc. Bot. Pol.* Vol. 54 (4): 449–463.
- LEVIN L.A., GAGE J.D. 1998. Relationships between oxygen, organic matter and the diversity of bathyal macrofauna. *Deep-Sea Res.* 45: 129–163.
- LINDENMAYER D.B. 1999. Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *For. Ecol. Manage* 115 (1999): 277–287.
- LONDO G. 1976: The decimal scale for relevés of permanent quadrats *Vegetation*. Vol.33: 61–64.

- MAGURRAN A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm Ltd., London: 179.
- MAAREL van der E. 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science* 18: 767–770.
- MARKERT B.A., BREURE A.M., ZECHMEISTER H.G. 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (Ed.) *Bioindicators and Biomonitors*. Elsevier, Amsterdam: 3–39.
- MATUSZKIEWICZ W. 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. PWN, Warszawa, *Vademecum Geobotanicum*: 537.
- MYERS N., MITTERMEIER R.A., MITTERMEIER C., FONSECA da G., KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- MÖLDER A. 2009. Herb-layer diversity (and productivity) in deciduous forests: raised by tree richness or beaten by beech. Report. Finnish Forest Research Institute, Vantaa.
- MÜLLER F., SCHRAUTZER J., REICHE E.-W., RINKER A. 2006. Ecosystem based indicators in retrogressive successions of an agricultural landscape. In: *Ecological Indicators* 6: 63–82. <http://www.elsevier.com/locate/ecolind>.
- NEUMANN M., STARLINGER F. 2000. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management*, 145:91–106.
- NOEST V., MAAREL van der E., MEULEN van der, LAAN van der D. 1989. Optimum transformation of plant species cover-abundance values. *Vegetation* 83: 167–78. Kluwer Academic Publishers.
- NOSS R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4 (1990): 355–364.
- NOSS R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *For. Ecol. Manage* 115 (1999): 135–146.
- OLIVER, A.J. BEATTIE 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conserv. Biol.* 10 (1996): 99–109.
- OSTROWSKA A., PORĘBSKA G., SIENKIEWICZ J., BORZYSZKOWSKI J., KRÓL H. 2006. *Właściwości gleb i roślin w monitoringu środowiska leśnego*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa: 159.
- PIELOU E.C. (Ed.) 1976. *Population and Community Ecology*, Gordon & Breach, Chicago: 1–424.
- PODANI J. 2005. Multivariate exploratory analysis of ordinal data in ecology: Pitfalls, problems and solutions. *Journal of Vegetation Science* 16 (5): 497–510.
- PODANI J. 2006. Braun-Blanquet's legacy and data analysis in vegetation science. *Journal of Vegetation Science* 17: 113–117.
- PRENDERGAST J.R. 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography* 20 (1997): 210–216.

- 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 PIOŚ, Warszawa: 97–117.
- ROO-ZIELIŃSKA E. 2004. Fitoindykacja jako narzędzie oceny środowiska fizyczno-geograficznego. Podstawy teoretyczne i analiza porównawcza stosowanych metod. Prace Geograficzne. IG i PZ PAN, Warszawa: 199.
- ROO-ZIELIŃSKA E., SOLON J., DEGÓRSKI M. 2007. Ocena stanu i przekształceń środowiska przyrodniczego na podstawie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych. IG i PZ PAN, Warszawa: 317.
- SAUBERER N., ZULKA K.P., ABENSPERG-TRAUN M., BERG H-M., BIERINGER G., MILASOWSKY N., MOSER D., PLUTZAR CH., POLLHEIMER M., STORCH CH., TRÖSTL R., ZECHMEISTER H., GRABHERR G. 2003. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* Volume 117, Issue 2, May 2004: 181–190.
- SEBI 2010 – Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators.** EEA.
- SIENKIEWICZ J., KLOS M. 2001. Wskaźnikowa rola roślinności leśnej w diagnozie stanu siedlisk. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa: 45.
- SMIRNOVA O.V. 1998. Population organization of ecosystems in forest landscape. *Uspekhi sovremennoj biologii* 118(2): 148–165.
- STARZYK J., GRODZKI W., KOSIBOWICZ M., MICHALCEWICZ J., ROSSA R. 2008. Stare i martwe drzewa jako miejsce występowania chrząszczy ksylobiontycznych i dendrofilnych. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 325–348.
- STRIEN van A.J., DUUREN van L., FOPPEN R.P.B., SOLDAAT L.L. 2009. A typology of indicators of biodiversity change as a tool to make better indicators. In: *Ecological Indicators*. <http://www.elsevier.com/locate/ecolind>.
- UNDERWOOD A.J. 1997. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*, Cambridge University Press, Cambridge: 522.
- WHITTAKER R.H. 1960. *Vegetation of the Siskiyou Mountains. Oregon and California*. *Ecol. Monogr.* 30: 279–338.
- WHITTAKER R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147: 250–260.
- WHITTAKER R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213–251.
- WHITTAKER R.H. (Wyd.) 1975. *Communities and Ecosystems* (wydanie II). Macmillan, New York: 1–385.
- WILSON M.V., SHMIDA, A. 1984. Measuring beta diversity with presence and absence data. *J. Ecol.* 72: 1055–1064.
- ZUBEL R. 2007. Statystyczno-przestrzenna analiza danych florystyczno-ekologicznych jako próba wieloaspektowego opisu lokalnej bioróżnorodności. Zapobieganie Zanieczyszczeniu, Przekształcaniu i Degradacji Środowiska XIV: 141–149.