



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

Jerzy Solon  
Ewa Roo-Zielińska  
Andrzej Affek  
Anna Kowalska  
Bogusława Kruczkowska  
Jacek Wolski  
Marek Degórski  
Bożenna Grabińska  
Ewa Kołaczowska  
Edyta Regulska  
Izabela Zawiska

# Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym

## Ocena potencjału i wykorzystania



SEDNO  
Wydawnictwo  
Akademickie

**Świadczenia ekosystemowe  
w krajobrazie  
młodoglacjalnym**

**Ocena potencjału i wykorzystania**

**Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania**  
**Polskiej Akademii Nauk**  
oraz **Wydawnictwo Akademickie SEDNO**  
wspólnie wydają serię publikacji książkowych pracowników IGiPZ PAN

W serii opublikowano monografie:

- Bożena Degórska *Transformacja krajobrazu wschodnich Kujaw w kontekście zmian użytkowania ziemi i osadnictwa (1770–1970)*
- Krzysztof Błażejczyk, Jarosław Baranowski, Anna Błażejczyk *Wpływ klimatu na stan zdrowia w Polsce: stan aktualny oraz prognoza do roku 2100*
- Ewa Roo-Zielińska *Wskaźniki ekologiczne zespołów roślinnych Polski*
- Krzysztof Błażejczyk, Magdalena Kuchcik, Paweł Milewski, Wojciech Dudek, Beata Kręcisz, Anna Błażejczyk, Jakub Szmyd, Bożena Degórska, Cezary Pałczyński *Miejska wyspa ciepła w Warszawie – uwarunkowania klimatyczne i urbanistyczne*
- Leszek Starkel *O niektórych prawidłowościach rozwoju rzeźby gór i przedpola*
- Magdalena Kuchcik, Krzysztof Błażejczyk, Jakub Szmyd, Paweł Milewski, Anna Błażejczyk, Jarosław Baranowski *Potencjał leczniczy klimatu Polski*
- Tomasz Komornicki, Piotr Korcelli, Piotr Siłka, Przemysław Śleszyński, Dariusz Świątek *Powiązania funkcjonalne pomiędzy polskimi metropoliami*
- Marek Degórski, Alojzy Kowalkowski, Anna Kozłowska *Gleby bielicoziemne – geograficzne trendy oraz dyskontynuacje procesów rozwoju*
- Przemysław Śleszyński, Tomasz Komornicki, Jerzy Solon, Marek Więckowski *Planowanie przestrzenne w gminach*

Wkrótce ukazą się następujące książki:

- Magdalena Górczyńska *Restitution of nationalized property in post-socialist city and its socio-spatial implications*
- Marek Degórski, Dariusz Brykała, Bożena Degórska, Tomasz Komornicki *Uwarunkowania lokalizacji elektrowni wiatrowych w skali regionalnej – propozycja metody na przykładzie województwa kujawsko-pomorskiego*

Więcej informacji o tych i kolejnych publikacjach można znaleźć na stronach internetowych wydawców:  
[www.igipz.pan.pl](http://www.igipz.pan.pl)  
[www.wydawnictwosedno.pl](http://www.wydawnictwosedno.pl)

**Jerzy Solon  
Ewa Roo-Zielińska  
Andrzej Affek  
Anna Kowalska  
Bogusława Kruczkowska  
Jacek Wolski  
Marek Degórski  
Bożenna Grabińska  
Ewa Kołaczowska  
Edyta Regulska  
Izabela Zawiska**

# **Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodooglacialnym**

## **Ocena potencjału i wykorzystania**



**INSTYTUT GEOGRAFII  
I PRZESTRZENNEGO  
ZAGOSPODAROWANIA PAN**



**SEDNO  
Wydawnictwo  
Akademickie**

Wydawca  
**Bożena Kućmierowska**

Recenzenci  
**prof. dr hab. Andrzej Mizgajski**  
**dr hab. Tadeusz Chmielewski, prof. Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie**

Redakcja merytoryczna i korekty  
**Janusz Puskarz**

Redakcja techniczna  
**Danuta Przymanowska-Boniuk**

Projekt okładki, stron tytułowych i opracowanie typograficzne  
**Janusz Fajto**

Redakcja kartograficzna  
**Jacek Wolski**

Zdjęcie na okładce  
**Andrzej Affek**

Badania finansowane przez Narodowe Centrum Nauki ze środków projektu 2012/07/B/ST10/04344  
„Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym – ocena zasobów, zagrożeń i wykorzystania”

Copyright © by Wydawnictwo Akademickie SEDNO Spółka z o.o.  
Copyright © by Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN  
Warszawa 2017

Wszelkie prawa zastrzeżone  
Kopiowanie, przedrukowywanie i rozpowszechnianie w całości lub we fragmentach jakkolwiek  
techniką bez pisemnej zgody wydawcy zabronione

ISBN 978-83-7963-062-2  
ISBN 978-83-7963-063-9 (e-book)

DOI: 10.26343/063e/Swiadczeniaeko

Wydawnictwo Akademickie SEDNO Spółka z o.o.  
00-696 Warszawa  
ul. J. Pankiewicza 3  
www.wydawnictwosedno.pl  
info@wydawnictwosedno.pl

# Spis treści

SŁOWO WSTĘPNE.....	9
1. WPROWADZENIE.....	13
1.1. Dotychczasowy stan wiedzy na temat świadczeń ekosystemowych.....	14
1.1.1. Historia koncepcji i terminologii świadczeń ekosystemowych.....	14
1.1.2. Przegląd definicji świadczeń ekosystemowych.....	15
1.1.3. Systemy i schematy klasyfikacji świadczeń ekosystemowych i ich rozwój.....	17
1.1.4. Potencjał środowiska przyrodniczego a świadczenia ekosystemowe.....	20
1.1.5. Podstawy ekologii a pojęcie świadczeń ekosystemowych.....	22
1.1.6. Różnorodność biologiczna a świadczenia ekosystemowe.....	24
1.1.7. Zrównoważony rozwój i ekonomia a świadczenia ekosystemowe.....	33
1.1.8. Przestrzenna i czasowa skala badań a świadczenia ekosystemowe.....	35
1.1.9. Rodzaje miar i wskaźników świadczeń.....	38
1.1.10. Mapowanie świadczeń ekosystemowych.....	44
1.1.11. Społeczna percepcja świadczeń ekosystemowych.....	48
1.1.12. Powiązania między świadczeniami ekosystemowymi.....	51
1.1.13. Świadczenia ekosystemowe w prawie krajowym, strategiach itp.....	54
1.1.14. Świadczenia ekosystemowe w projektach i konferencjach krajowych.....	57
1.1.15. Świadczenia ekosystemowe w projektach międzynarodowych z udziałem Polski.....	59
1.1.16. Świadczenia ekosystemowe w inicjatywach/programach międzynarodowych.....	61
1.2. Założenia teoretyczne, cel i zakres badań.....	66
2. TEREN BADAŃ.....	72
2.1. Położenie administracyjne.....	72
2.2. Położenie fizycznogeograficzne.....	72
2.3. Rzeźba terenu z elementami geologii.....	75
2.4. Wybrane elementy klimatu.....	87
2.5. Wody powierzchniowe.....	93
2.6. Pokrywa glebowa.....	101
2.7. Roślinność.....	106
2.8. Świat zwierząt.....	118
2.9. Formy ochrony przyrody.....	122

3. METODYKA .....	132
3.1. Ocena potencjału ekosystemów .....	132
3.1.1. Ocena ekspercka .....	132
3.1.2. Ocena społeczna (beneficjentów) .....	134
3.2. Analiza macierzy wskaźników potencjału .....	135
3.3. Ocena wykorzystania świadczeń ekosystemowych .....	137
3.4. Badania powiązań między potencjałem ekosystemów w ocenie bezpośrednich beneficjentów a rzeczywistym wykorzystaniem usług oraz wybranymi charakterystykami społeczno-demograficznymi .....	140
3.5. Ocena popytu na świadczenia ekosystemowe .....	141
4. POLSKA ADAPTACJA SYSTEMU CICES .....	142
5. PRZESTRZENNE JEDNOSTKI ODNIESIENIA .....	147
5.1. Wprowadzenie .....	147
5.2. Podział na ekosystemy według szczegółowej typologii autorskiej .....	148
5.3. Podział na obwody łowieckie .....	162
5.4. Podział na krajobrazy .....	165
5.5. Podział na ekosystemy według zmodyfikowanej typologii MAES .....	168
5.6. Podział na wydzielania glebowe .....	169
5.7. Komórki rastra .....	171
6. POPYT NA ŚWIADCZENIA EKOSYSTEMOWE W ŚWIETLE DOKUMENTÓW PLANISTYCZNYCH .....	172
6.1. Gmina Giby .....	173
6.2. Gmina Nowinka .....	176
6.3. Gmina Suwałki .....	178
6.4. Podsumowanie .....	181
7. POTENCJAŁ DO DOSTARCZANIA ŚWIADCZEŃ – UJĘCIE ANALITYCZNE .....	183
7.1. Świadczenia ekosystemowe w ocenie eksperckiej .....	185
7.1.1. Świadczenia ekosystemowe dla typów ekosystemów .....	185
7.1.2. Świadczenia ekosystemowe dla obwodów łowieckich .....	285
7.1.3. Świadczenia ekosystemowe dla krajobrazów .....	300
7.1.4. Świadczenie ekosystemowe dla wydzieli glebowych .....	320
7.1.5. Świadczenie ekosystemowe dla komórek rastra .....	326
7.2. Świadczenia ekosystemowe w ocenie beneficjentów dla typów ekosystemów .....	329
8. POTENCJAŁ DO DOSTARCZANIA ŚWIADCZEŃ – UJĘCIE SYNTETYCZNE .....	345
8.1. Macierz zrangowanych wartości wskaźników .....	345

8.2. Potencjał zagregowany.....	348
8.2.1. Potencjał ekosystemów na podstawie oceny eksperckiej.....	348
8.2.2. Potencjał ekosystemów na podstawie oceny beneficjentów.....	353
8.2.3. Potencjał jednostek heterogenicznych (krajobrazów i obwodów łowieckich) na podstawie oceny eksperckiej.....	357
8.3. Powiązania między miarami i ocenami potencjałów.....	361
8.3.1. Powiązania między potencjałami ekosystemów do dostarczania świadczeń ekosystemowych.....	361
8.3.1.1. Powiązania między potencjałami na podstawie oceny eksperckiej (ekosystemy w wąskim ujęciu).....	361
8.3.1.2. Powiązania między potencjałami na podstawie oceny społecznej (ekosystemy według zmodyfikowanej klasyfikacji MAES).....	366
8.3.2. Powiązania między potencjałami heterogenicznych jednostek przestrzennych do dostarczania świadczeń.....	369
8.3.2.1. Krajobraz jako jednostka odniesienia.....	369
8.3.2.2. Obwód łowiecki jako jednostka odniesienia.....	374
8.3.3. Grupy (wiązki) świadczeń i ich uwarunkowania.....	379
8.4. Porównanie przestrzennych jednostek odniesienia pod względem potencjałów do dostarczania świadczeń.....	381
8.4.1. Powiązania między ekosystemami.....	381
8.4.1.1. Powiązania między ekosystemami na podstawie eksperckiej oceny potencjału.....	381
8.4.1.2. Powiązania między ekosystemami na podstawie społecznej oceny potencjału.....	383
8.4.2. Powiązania między heterogenicznymi jednostkami przestrzennymi.....	385
8.4.2.1. Powiązania między krajobrazami.....	385
8.4.2.2. Powiązania między obwodami łowieckimi.....	388
9. RZECZYWISTE WYKORZYSTANIE ŚWIADCZEŃ I ICH WPŁYW NA OCENĘ POTENCJAŁÓW.....	391
9.1. Rzeczywiste wykorzystanie.....	391
9.1.1. Wykorzystanie świadczeń deklarowane w formule otwartej.....	391
9.1.2. Wykorzystanie świadczeń deklarowane w formule zamkniętej.....	395
9.1.3. Porównanie deklarowanego wykorzystania w formule otwartej i zamkniętej.....	398
9.2. Wpływ cech indywidualnych i częstotliwości korzystania ze świadczeń na ocenę potencjału ekosystemów.....	399
9.2.1. Wpływ cech indywidualnych na ocenę potencjału ekosystemów.....	399
9.2.2. Wpływ częstotliwości korzystania ze świadczeń na ocenę potencjału ekosystemów.....	401



9.3. Podsumowanie .....	404
10. PODSUMOWANIE I WNIOSKI .....	405
SŁOWNIK TERMINOLOGICZNY .....	410
BIBLIOGRAFIA .....	415
AKTY PRAWNE (układ tematyczno-chronologiczny) .....	438
SPIS RYCIN .....	441
SPIS TABEL .....	445
SUMMARY .....	449
LIST OF FIGURES .....	454
LIST OF TABLES .....	458
ZAŁĄCZNIK 1 – Ankieta „Korzystanie z dobrodziejstw przyrody” .....	462

# Słowo wstępne

Przekazywana do rąk czytelników książka stanowi oryginalne, pionierskie opracowanie dotyczące jednego z bardzo ważnych zagadnień w analizie identyfikacji i ewaluacji potencjału środowiska i krajobrazu, nie tylko w kontekście poznawczym, ale również aplikacyjnym, który wyraża się obecnie między innymi w rozwoju koncepcji ekonomii okrężnej (*circular economy*). Praca prezentuje przykład wieloaspektowej oceny i mapowania potencjału świadczeń ekosystemowych w skali lokalnej i regionalnej oraz propozycję czterdziestu miar i wskaźników jego oceny, zweryfikowanych na podstawie bezpośrednich i pośrednich procedur badawczo-analitycznych. Rozwiązania metodyczne zaprezentowane w pracy mogą być pomocne dla szerokiej rzeszy osób prowadzących badania związane z racjonalnym zarządzaniem potencjałami środowiska i krajobrazu. Szczególnie istotne z punktu widzenia planowania przestrzennego i kształtowania krajobrazu są zdefiniowane powiązania między wskaźnikami potencjałów ekosystemów pokazujące zależności między świadczeniami, związane m.in. z formą pokrycia terenu, typem i dojrzałością ekosystemu, warunkami siedliskowymi, sposobem użytkowania ziemi oraz poziomem presji antropogenicznej.

Prezentowane w książce wyniki badań są następstwem projektu 2012/07/B/ST10/04344 „Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym – ocena zasobów, zagrożeń i wykorzystania” finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki. W realizacji przedsięwzięcia uczestniczył interdyscyplinarny 11-osobowy zespół badawczy z Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, skupiający specjalistów z zakresu geografii, geoinformacji, botaniki, fitosocjologii, gleboznawstwa, ekologii krajobrazu, zoogeografii, socjologii i planowania przestrzennego.

W tym miejscu pragniemy gorąco podziękować recenzentom pracy, wybitnym profesorom – Andrzejowi Mizgajskiemu i Tadeuszowi Chmielewskiemu – za trud wykonania recenzji, które w sposób znakomity pozwoliły na osiągnięcie ostatecznej formy książki.

Na zakończenie serdecznie dziękujemy za pomoc i bezinteresowną życzliwość wszystkim pracownikom tych instytucji, których progi przekroczyliśmy podczas kwerend prowadzonych w terenie. Są to przede wszystkim Urzędy Gmin Suwałki, Nowinka i Giby, Starostwa Powiatowe w Suwałkach, Augustowie i Sejnach oraz

Nadleśnictwa Suwałki, Pomorze, Głębokki Bród, Szczebra, a także: Wigierski Park Narodowy, Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa w Warszawie i Augustowie, firma InterTim w Suwałkach, Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie, Gospodarstwo Rybackie Polskiego Związku Wędkarskiego w Suwałkach, Powiatowy Inspektorat Weterynarii w Sejnach i Suwałkach oraz Biuro Wsparcia Inwestycyjnego w Białymstoku.

Wyrazy wdzięczności winniśmy także instytucjom, które w profesjonalny sposób zrealizowały wszystkie nasze zamówienia, udostępniając niezbędne do pracy materiały kartograficzne i fotogrametryczne. Są to: Centralny Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartografii w Warszawie, Wojewódzki Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartografii w Białymstoku, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Sękocinie Starym, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Warszawie, Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Białymstoku, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej w Warszawie, Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Państwowy Instytut Geologiczny – PIB w Warszawie oraz Centralna Biblioteka Geografii i Ochrony Środowiska IGiPZ PAN w Warszawie.

Szczególne podziękowania należą się Pani Jolancie Więckowskiej, osobie której zaangażowanie w prace organizacyjne i techniczne zarówno na etapie realizacji projektu, jak i przygotowywania niniejszej publikacji są nie do przecenienia.

Życzymy Państwu ciekawej lektury.

Kierownik projektu  
Prof. dr hab. Marek Degórski



Fot. 1. Zespół wykonawczy w składzie: 1. prof. dr hab. Marek Degórski (Kierownik projektu), 2. prof. dr hab. Jerzy Solon, 3. prof. dr hab. Ewa Roo-Zielińska, 4. dr Andrzej Affek, 5. dr Anna Kowalska, 6. dr Bogusława Kruczkowska, 7. dr Jacek Wolski, 8. dr Bożenna Grabińska, 9. dr Edyta Regulska, 10. dr Ewa Kończakowska, 11. dr Izabela Zawiska, 12. Jolanta Więckowska (Sekretarz projektu) (fot. B. Kruczkowska, A. Affek, M. Rycharski, J. Wolski)



# 1. Wprowadzenie

Oddajemy do rąk czytelnika opracowanie, które jest wynikiem projektu finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki (NCN 2012/07/B/ST10/04344), a dotyczy świadczeń ekosystemowych<sup>1</sup>, a ściślej zastosowania tej koncepcji do oceny wartości potencjałowej środowiska przyrodniczego (ekosystemów) w skali regionalnej w trzech gminach województwa podlaskiego (Nowinka, Giby, Suwałki), położonych w krajobrazie młodoglacjalnym. Wykorzystanie przez człowieka zasobów przyrodniczych i potencjał środowiska są od dawna przedmiotem zainteresowania zarówno naukowców, jak i praktyków. Teorie związane ze świadczeniami ekosystemowymi dały początek wielu inicjatywom i programom badawczym – krajowym i zagranicznym, a ich rezultaty przybierały często formę aplikacyjną i były wprowadzane w wielu dziedzinach nauk przyrodniczych (zwłaszcza dotyczących różnorodności biologicznej) i ekonomicznych. Idea projektu oraz niniejszego opracowania powstała na podstawie wielu przemyśleń, wynikających z dokonanego przeglądu literatury, pokazującego wielostronność podejmowanych w tej dziedzinie zagadnień i ich wielopłaszczyznowość. Przejawia się to już w samym identyfikowaniu, definiowaniu i klasyfikacji usług ekosystemowych. W prezentowanej monografii

---

<sup>1</sup> *Świadczenia ekosystemowe* to preferowane w tej książce tłumaczenie angielskiego terminu *ecosystem services*, desygnującego zarówno koncepcję teoretyczną, jak i formę związku między systemami przyrodniczymi i społecznymi. Niemniej, uznawane za poprawne i stosowane w tekście jako równoważny znaczeniowo zamiennik jest także określenie *usługi ekosystemowe*. Podobnie jak w ośrodku poznańskim (Mizgajski, Stępniewska 2009) słowo *świadczenia* postrzegane jest przez autorów niniejszej pracy jako bardziej adekwatne niż *usługi*, gdyż znaczeniowo obejmuje ono całą paletę dóbr i usług oferowanych przez przyrodę człowiekowi. Nie jest natomiast przyjmowana za poprawną prosta kalka językowa z języka angielskiego – *usługi/świadczenia ekosystemów* (por. Mizgajski, Stępniewska 2009; Kronenberg 2012). Autorzy nie widzą uzasadnienia dla akcentowania podmiotowości ekosystemów i przypisywania im aktywnej roli w dostarczaniu świadczeń. Analogicznie jak hotele nie świadczą same w sobie *usług hoteli*, tylko ludzie tam pracujący świadczą celowo *usługi hotelowe*. Podobnie, ekosystemy nie świadczą ludziom wolicjonalnie usług, a jedynie tworzą potencjał materialny bądź określone warunki środowiskowe, z których to ludzie mogą dopiero aktywnie te dobra pozyskiwać czy usługi zrealizować. Bez aktywności człowieka jako odbiorcy usług, świadczenia jako takie nie istnieją, istnieje jedynie pewien potencjał przyrodniczy. Ponadto określenie *ekosystemowe* wskazuje ogólnie na wymiar przyrodniczy/ekologiczny usług i nie ogranicza postrzegania ich jako tych dostarczanych tylko przez cały system ekologiczny (ekosystem), a nie np. przez jakiś jego komponent lub pojedynczy gatunek. To konkretna dynamika rozwoju koncepcji i przyjęta maniera językowa spowodowała, że mówi się o świadczeniach ekosystemowych, a nie np. o świadczeniach przyrodniczych czy środowiskowych.

przedstawiono spójne opracowanie dotyczące usług ekosystemowych umiejscowionych w ogólnie przyjętej klasyfikacji CICES. Jest to jedno z pierwszych opracowań w literaturze polskiej, w którym przeanalizowano nie tylko usługi ekosystemowe, ale także ich wskaźniki i miary. Autorzy mają nadzieję, że wyczerpująco opisany dotychczasowy stan wiedzy przybliży czytelnikowi koncepcję usług ekosystemowych, a prezentowana książka w znaczący sposób wzbogaci wiedzę o świadczeniach.

## 1.1. Dotychczasowy stan wiedzy na temat świadczeń ekosystemowych

### 1.1.1. Historia koncepcji i terminologii świadczeń ekosystemowych

Choć pojęcie „zależności człowieka” od ekosystemów Ziemi sięga początku *Homo sapiens*, a rozpoznanie sposobu, w jaki ekosystemy dostarczają złożone świadczenia pojawia się już u Platona (ok. 400 lat p.n.e.), który wiedział na przykład, że wylesianie może doprowadzić do erozji gleby czy wysychania źródeł, to termin „kapitał naturalny” został po raz pierwszy zastosowany przez E.F. Schumachera dopiero w 1973 roku.

Idee współczesnej koncepcji usług ekosystemowych prawdopodobnie sięgają jednak XIX w., kiedy to G.P. Marsh w 1864 r. zakwestionował pogląd, że zasoby naturalne Ziemi są nieograniczone, wskazując na zmiany żyzności gleby w rejonie Morza Śródziemnego. Natomiast pod koniec lat 40. XX w. trzej autorzy: H.F. Osborn (1948), W. Vogt (1948) oraz A. Leopold (1949) zaczęli lansować pogląd ścisłej zależności człowieka od środowiska. Kilkanaście lat później P. Sears (1956) zwrócił uwagę na kluczową rolę ekosystemów w przetwarzaniu odpadów i recyklingu substancji odżywczych. Natomiast P.R. Ehrlich i A. Ehrlich (1970) w swoim podręczniku zwrócili uwagę na „systemy ekologiczne” oraz na istotne zagrożenie dla ludzkiej egzystencji – niszczenie przez człowieka potencjału tych systemów.

Również w 1970 r., w raporcie „Analiza kluczowych problemów środowiskowych” (Wilson, Matthews 1970), po raz pierwszy został wprowadzony termin „świadczenia środowiskowe” (*environmental services*) i wymieniono świadczenia związane z zapyłaniem przez owady, rybołówstwem, regulacją klimatu oraz ochroną przeciwpowodziową. Pojęcie świadczenia ekosystemowe (*ecosystem services* – ES), które stało się standardem w literaturze naukowej, pojawiło się po raz pierwszy w kontekście wymierania i zastępowania populacji, gatunków, gildii i utraty w związku z tym świadczeń ekosystemów (Ehrlich, Ehrlich 1981; Ehrlich, Mooney 1983).

Niemniej, wielu autorów wcześniejszych prac z zakresu szeroko pojętej ekologii i geoekologii, w rozważaniach dotyczących podstawowych komponentów środowiska przyrodniczego, przede wszystkim gleby oraz szaty roślinnej, a także

powiązań tych składowych z człowiekiem przekazywało informacje dotyczące *de facto* usług ekosystemowych, nie używając tego terminu (m.in. King 1966; Helliwell 1969; Hueting 1970; Odum 1972).

Historię koncepcji i terminologii usług ekosystemowych do 1997 r. można znaleźć w znakomitej, wieloautorskiej książce pod redakcją G.C. Daily (1997) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Jest to jedno z pierwszych syntetycznych opracowań, w którym dokonano przeglądu wielu korzyści i usług, oferowanych człowiekowi przez środowisko przyrodnicze i ścisłych zależności człowieka od naturalnych systemów, które jego otaczają. W szczególności przedstawiono w niej syntezę podejścia do pakietu usług ekosystemowych oraz wstępną wycenę ich wartości ekonomicznej zgodną ze stanem wiedzy na koniec XX w. W kolejnych rozdziałach rozważano takie usługi, jak: regulacja klimatu, żyzność gleby, zapylenie czy zwalczanie szkodników, a także poruszono filozoficzne i ekonomiczne zagadnienia wyceny, odnosząc się do poszczególnych studiów przypadku specyficznych ekosystemów i świadczonych przez nie usług. W książce znalazły się też rekomendacje dotyczące działań, które należy podjąć w celu rozwiązania najpilniejszych problemów dotyczących środowiska przyrodniczego i świadczeń.

Bardzo interesujący przegląd rozwoju koncepcji świadczeń ekosystemowych opublikowano w 2010 r. (Gómez-Baggethun i in. 2010). Praca ta koncentruje się na analizie rozwoju teorii ekonomicznych, uwzględniających rosnącą rolę środowiska – od klasycznej ekonomii (w której ziemia jest jedynie czynnikiem produkcji) do tzw. ekonomii ekologicznej, w której kapitał naturalny uzupełnia i dopełnia kapitał wytworzony przez człowieka. Na tym tle przedstawiono rozwój koncepcji świadczeń i przedstawiono najważniejsze, kluczowe publikacje i poglądy ekonomiczne.

Rosnąca świadomość korzyści, jakie ekosystemy przynoszą społeczeństwu, czyni koncepcję ES wartą szerzenia i rozwoju (Foley i in. 2005). Pierwszorzędną rolę w kreowaniu oraz propagowaniu idei usług ekosystemowych odegrał R. Costanza, amerykański uczony, specjalista w zakresie ekonomii ekologicznej i zrównoważonego rozwoju (Costanza i in. 1997; Costanza 2008). Również w krajach europejskich, w tym w Polsce powstaje w ostatnich latach wiele prac z tego zakresu (Solon 2008; Roo-Zielińska, Grabińska 2012, 2014). Mają one różny walor teoretyczny oraz praktyczny (Degórski 2010). Celem tych publikacji jest przede wszystkim ocena wpływu działalności człowieka na podaż świadczeń ekosystemowych.

### 1.1.2. Przegląd definicji świadczeń ekosystemowych

Największym problemem, jaki powstał w wyniku szybkiego rozwoju koncepcji usług ekosystemowych jest chaos terminologiczny i dowolność w definiowaniu samego pojęcia (Degórski, Solon 2014), a także różne ich klasyfikacje (Wallace 2008).



Pomimo stosunkowo już długiej historii koncepcji, w literaturze dotychczas niewiele było prób jednoznacznie zdefiniowania świadczeń ekosystemowych (Barbier 2007; Boyd 2007).

G.C. Daily (1997) zdefiniowała usługi ekosystemowe jako stany i procesy, przez które naturalne ekosystemy, wraz z będącymi ich częścią organizmami żywymi, podtrzymują i wypełniają ludzkie procesy życiowe. Są one odpowiedzialne za utrzymywanie bioróżnorodności i produkcji dóbr ekosystemowych, takich jak owoce morza, żywność, drewno, biopaliwa, celuloza, substancje o wartości farmaceutycznej czy surowce przemysłowe. Poza produkcją dóbr, usługi ekosystemowe to funkcje podtrzymujące procesy życiowe, takie jak pochłanianie i przetwarzanie odpadów, procesy regeneracji, a także źródło wielu niematerialnych (estetycznych i kulturowych) korzyści dla człowieka.

Od końca lat 90. do 2010 r. nie pojawiły się w literaturze nowe definicje usług ekosystemowych (Ojea i in. 2012). Dopiero w ostatnich latach podjęto próbę uporządkowania zarówno terminologii, jak i metodologii badań świadczeń ekosystemowych (TEEB 2010; EEA 2013; Maes i in. 2013; UK NEA 2014), co niewątpliwie jest krokiem milowym w rozumieniu samego pojęcia i optymalizacji metod badawczych.

Pojęcie usług ekosystemowych w znaczeniu ogólnym jest definiowane jako zestaw wytworów (np. drewno, owoce leśne, zwierzyna łowna) i funkcji ekosystemów (np. oczyszczanie wody i powietrza, produkcja tlenu, miejsca rekreacji), z których korzysta społeczeństwo (Costanza i in. 1997; Solon 2008). Termin „świadczenia ekosystemowe” autorzy odnoszą przede wszystkim do tych otrzymywanych z ekosystemów (MEA 2005; Moser i in. 2011). Natomiast coraz więcej autorów, np. J. Solon (2008), rozszerza pojęcie ES do całego krajobrazu i pojmuje je jako zestaw wytworów oraz funkcji ekosystemu (krajobrazu), które są przydatne dla społeczeństwa.

Inne definicje usług ekosystemowych to:

- ▶ komponenty przyrody bezpośrednio konsumowane lub doświadczane w celu budowania dobrostanu ludzi (Boyd, Banzhaf 2007), natomiast funkcje i procesy ekosystemowe o charakterze pośredniczącym nie są traktowane jako usługi ekosystemowe (Fisher i in. 2008);
- ▶ elementy ekosystemów wykorzystywane (czynnie lub biernie) do wytwarzania dobrostanu ludzi; usługi muszą być zjawiskami ekologicznymi i nie muszą być wykorzystywane bezpośrednio (Fisher i in. 2008);
- ▶ bezpośredni i pośredni wkład ekosystemów w dobrostan ludzi (TEEB 2010), a korzyść to poprawa dobrostanu wynikająca z zaspokajania potrzeb.

Świadczenia ekosystemowe mogą mieć formę trójstopniową: usługi końcowe, dobra i korzyści (produkty) oraz dobrostan. Takie ujęcie ma prowadzić w efekcie do wyceny ekonomicznej usług (Fisher, Turner 2008; Haines-Young, Potschin 2013):

- ▶ Końcowe usługi ekosystemowe stanowią wkład ekosystemów w zapewnianie dobrostanu ludzi. Usługi te są końcowe, ponieważ są wytworami ekosystemów (zarówno naturalnych, półnaturalnych, jak i znacznie przekształconych), które w sposób najbardziej bezpośredni wpływają na dobrostan ludzi. Podstawową ich cechą jest to, że zachowują łączność z leżącymi u ich podstaw funkcjami, procesami i strukturami ekosystemowymi.
- ▶ Dobra i korzyści ekosystemowe to rzeczy, które ludzie wytwarzają lub czerpią z końcowych usług ekosystemowych. Końcowe wytwory ekosystemów zostały przekształcone w produkty lub doświadczenia, które nie są już funkcjonalnie powiązane z systemami, z których pochodzą. Dobra te i korzyści mogą być określane łącznie jako „produkty”.
- ▶ Dobrostan człowieka to stan, który powstaje w wyniku odpowiedniego dostępu do podstawowych materiałów do dobrego życia, zapewniających wolność wyboru i działania oraz zdrowie, dobre stosunki społeczne i bezpieczeństwo. Dobrostan zależy od zagregowanej wartości dostarczanych dóbr i korzyści ekosystemowych.

### 1.1.3. Systemy i schematy klasyfikacji świadczeń ekosystemowych i ich rozwój

Usługi ekosystemowe ujęte są w różnych systemach klasyfikacyjnych. W najprostszyc i najbardziej powszechnych podziałach wymieniane są cztery podstawowe kategorie usług: (1) zaopatrzeniowe (*provisioning*), do których należy między innymi produkcja żywności, produkcja innych surowców, np. drewna, paliwa, a także zaopatrzenie w wodę i inne, (2) regulacyjne (*regulating*), takie jak np.: regulacja składu powietrza, klimatu, zjawisk ekstremalnych – powodzi, suszy, przeciwdziałanie degradacji gruntów, regulacja procesów glebowych, zanieczyszczeń, procesy biologiczne, kontrola chorób, (3) wspomagające (*supporting*), a wśród nich między innymi powstawanie gleb i krążenie pierwiastków, produkcja pierwotna, funkcja siedliskowa, cykl hydrologiczny oraz (4) kulturowe (*cultural*), w tym rekreacyjne, duchowe, estetyczne, edukacyjne, religijne i inne dobra niematerialne (MEA 2003, 2005; TEEB 2008, 2010; Maes i in. 2013, 2014).

Zgodnie z klasyfikacją zaproponowaną przez I.-M. Greena i innych (1994), jedynie dwie kategorie usług (zaopatrzeniowe i kulturowe) obejmują wytwory i struktury bezpośrednio użyteczne dla społeczeństwa ludzkiego. Dwie pozostałe kategorie (usługi regulacyjne i wspomagające) tworzą ramy strukturalno-funkcjonalne, wpływające na ogólną integralność systemu krajobrazowego i możliwość produkowania przez nie usług o charakterze szczegółowym.

R. Costanza i inni (1997, 2008) przytaczają w swoich pracach dwie klasyfikacje usług ekosystemowych. Pierwsza, związana z funkcjonowaniem ekosystemu,

obejmuje 17 usług i funkcji ekosystemów odpowiadających za ich dostawę. Wśród nich wymienia się np. kontrolę erozji i gromadzenie osadów, wynikające z funkcji retencyjnej gleby w ekosystemie (tab. 1.1). Choć klasyfikacja ta ma obecnie znaczenie jedynie historyczne, kierunek przez nią wytyczony przez wiele lat wpływał na sposób myślenia i typologizacji świadczeń.

**Tabela 1.1. Usługi ekosystemowe służące człowiekowi, a wynikające z funkcjonowania ekosystemów (według Costanzy i in. 1997)**

**Table 1.1. Ecosystem services for humans, resulting from the functioning of ecosystems (after Costanza et al. 1997)**

Usługi ekosystemowe	Funkcje ekosystemu
Regulacja zawartości gazów	Regulacja składu chemicznego atmosfery
Regulacja klimatu	Regulacja temperatury, opadów i innych biologicznie stymulowanych procesów klimatycznych w skali globalnej, regionalnej i lokalnej
Regulacja zaburzeń	Pojemność, wilgotność i zintegrowana odpowiedź ekosystemu na wahania w środowisku
Regulacja reżimu wodnego	Regulacja przepływu wody
Zaopatrzenie w wodę	Magazynowanie i zatrzymywanie wody
Kontrola erozji i gromadzenie osadów	Retencja gleby w ekosystemie
Powstawanie gleb	Procesy glebotwórcze
Obieg nutrientów	Gromadzenie, obieg wewnętrzny, przetwarzanie i utrzymywanie substancji odżywczych
Utylizacja odpadów	Odzyskiwanie mobilnych substancji odżywczych i usuwanie lub rozpad nadmiaru obcych substancji odżywczych lub związków
Zapylenie	Przemieszczanie diaspor roślin
Kontrola biologiczna	Regulacja populacji na poziomie troficznym
Schronienie	Siedlisko dla populacji rezydentów i przybyszów
Produkcja żywności	Część produkcji pierwotnej wydzielona jako żywność
Surowce	Część produkcji pierwotnej wydzielona jako surowiec
Zasoby genetyczne	Źródła unikalnego materiału roślinnego i produktów roślinnych
Rekreacja	Stworzenie możliwości do aktywnej rekreacji
Kulturowe	Stworzenie możliwości niekomercyjnego użytkowania

Drugą klasyfikacją R. Costanzy i innych (2008) uwzględnia 18 usług ekosystemowych zgrupowanych w pięciu kategoriach w powiązaniu z miarą przestrzenną ich produkcji i odbioru (por. tab. 1.4).

Jeden z czołowych teoretyków zagadnień usług ekosystemowych R.S. de Groot z Wageningen University & Research Centre, przedstawił próbę klasyfikacji i definicje usług ekosystemowych na użytek planowania przestrzennego, krajobrazu, zarządzania i projektowania (de Groot 1992; de Groot i in. 2002, 2010a). Zaproponowana przez autorów klasyfikacja obejmuje 23 usługi ekosystemowe połączone w cztery podstawowe grupy: (1) zaopatrzeniowe, (2) regulacyjne, (3) siedliskowe lub wspomagające oraz (4) kulturowe. W pracach wymieniono także procesy ekologiczne odpowiadające za dostarczanie usługi oraz wskaźniki określające wydajność danej usługi ekosystemowej.

Wśród następnych najważniejszych i najszerzej dyskutowanych klasyfikacji warto wymienić trzy:

- ▶ Najczęściej przywoływaną w literaturze, a opracowaną w ramach raportu „Milenijna Ocena Ekosystemów” (*Millenium Ecosystem Assessment*; MEA

2005), który ocenia zmiany dobrobytu człowieka (szczególnie w ciągu ostatnich 50 lat) wywołane degradacją ekosystemów. MEA definiuje usługi ekosystemowe jako korzyści uzyskane z ekosystemów i podaje cztery kategorie świadczeń: zaopatrzeniowe, regulacyjne, wspomagające i kulturowe.

- ▶ Opracowaną na potrzeby projektu „Ekonomia Ekosystemów i Bioróżnorodności” (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) klasyfikację TEEB, w której zastąpiono grupę „wspomagających usług ekosystemowych”, grupą „usług siedliskowych”, podkreślając rolę ekosystemów w zapewnianiu miejsc lęgowych dla gatunków wędrownych oraz w ochronie puli genowej (np. siedliska przyrodnicze stwarzające odpowiednie warunki do naturalnej selekcji) – Maes i inni (2013). Funkcje ekosystemu określono jako „podzbiór interakcji pomiędzy strukturą ekosystemu i procesami, które stanowią podstawę do oceny zdolności ekosystemu do dostarczenia towarów i usług” (TEEB 2008, 2010).
- ▶ Najnowszą Wspólną Międzynarodową Klasyfikację Usług Ekosystemowych (*Common International Classification of Ecosystem Services – CICES*), sporządzoną przez Europejską Agencję Środowiska EEA, której pierwszą wersję przedstawiono w 2010 r. (Haines-Young, Potschin 2010a), a obecnie obowiązującą (wersja 4.3) opublikowano trzy lata później (Haines-Young, Potschin 2013). Jest to system ściśle hierarchiczny, oparty na wcześniejszych klasyfikacjach MEA i TEEB, wprowadzony do zastosowań aplikacyjnych (ocenowych). CICES ma cztery główne poziomy hierarchiczne (sekcja, dział, grupa, klasa). Wyróżniono w niej trzy sekcje: „Zaopatrzenie”, „Regulacja i utrzymanie” oraz „Kultura”. Do usług zaopatrzeniowych zaliczono wszystkie wytwory organizmów żywych wykorzystywane przez człowieka (w tym pożywienie, materiały i energia). Sekcja „Regulacja i utrzymanie” obejmuje wszystkie usługi, w których żywe organizmy pełnią role mediatorów lub moderatorów otaczającego środowiska na korzyść człowieka. W sekcji usług kulturowych mieszczą się z kolei wszystkie niematerialne i z zasady niekonsumpcyjne wytwory ekosystemów, które wpływają na fizyczną i psychiczną kondycję człowieka. Są one rozumiane przede wszystkim jako pewne cechy przestrzeni, miejsca lub sytuacje, które dają sposobność do aktywności przyczyniającej się do poprawy jakości życia, a których charakter jest całkowicie zależny od zachodzących procesów życiowych. Główną różnicą między systemami CICES i TEEB jest stosunek do usług siedliskowych. Podczas gdy TEEB identyfikuje je jako odrębną grupę na najwyższym poziomie, CICES traktuje je jako część szerszej sekcji „Regulacja i utrzymanie”. Autorzy CICES zaproponowali, aby tworzyły one grupę zawierającą klasy obejmujące te aspekty kapitału naturalnego, które są istotne dla regulacji i utrzymania

warunków biotycznych w ekosystemach (np. regulacja szkodników, zapylenie, ochrona puli genowej) oraz aby były równoważne innym czynnikom biofizycznym regulującym warunki otoczenia, w tym np. klimatowi (Maes i in. 2013).

Klasyfikacja CICES jest powszechnie wykorzystywana w warunkach krajowych (np. Andrzejewska i in. 2014)<sup>2</sup>. Jest także podstawą analizy usług ekosystemowych w niniejszym opracowaniu i dla jego potrzeb została przetłumaczona na język polski.

#### 1.1.4. Potencjał środowiska przyrodniczego a świadczenia ekosystemowe

„Potencjał ekosystemów” to termin, który ściśle wiąże się z pojęciem usług ekosystemowych. Koncepcja potencjału środowiska przyrodniczego powstała we wschodnioniemieckiej szkole kompleksowej geografii fizycznej. Jej autorem był E. Neef (1966), definiujący potencjał jako wszelkie zasoby przyrody, których eksploatacją człowiek może być zainteresowany lub jako zasób przestrzeni przyrodniczej do zaspokajania potrzeb społecznych. Inny niemiecki autor G. Haase (1976, 1978) wyróżnił osiem potencjałów częściowych (produktywności biologicznej, samooczyszczania, zaopatrzenia w wodę, atmosferyczny, surowcowy, zdolności do zabudowy, rekreacyjny, biotycznej zdolności regeneracyjnej), który to zestaw zaczął funkcjonować jako płaszczyzna odniesienia dla kolejnych klasyfikacji.

Zbliżoną do niemieckich potencjałów była polska koncepcja tzw. użytków z przyrody, czyli wszelkich zasobów i sił przyrody, które T. Bartkowski (1977) podzielił na dwie główne grupy: systemy i podsystemy megasystemu epigeosfery i częściowo megasystemu „człowiek-przyroda” (w tym ekosystemy). Autor włączył tu korzystne położenie geograficzne (w tym piękno krajobrazu), które zaliczył do grupy substancjalno-energetycznych tworów przestrzeni, a warunki przyrodnicze – do grupy relacji i interakcji zachodzących między nimi w tzw. przestrzeni konkretnej (geograficznej).

M. Przewoźniak (1991), nawiązując do koncepcji E. Neefa i G. Haasego, wyróżnił trzy grupy potencjałów: samoregulacyjno-odpornościowe, zasobowo-użytkowe i percepcyjno-behawioralne. Coraz częściej jednak zwracano uwagę na duży subiektywizm rangowania cech diagnostycznych metodą bonitacji punktowej – zwłaszcza w przypadku jakościowego podejścia intuicyjno-apriorycznego (Pietrzak 1998). Próbę metodycznego zobiektywizowania tego problemu podjął M. Kistowski (1996),

<sup>2</sup> Także liczne publikacje w czasopiśmie „Ekonomia i Środowisko”, w szczególności nr 4(51) z 2014 r. oraz nr 4(59) z 2016 r.

który rozwinął i zmodyfikował wspomnianą powyżej klasyfikację potencjałów M. Przewoźniaka. O krok dalej w postrzeganiu potencjałów poszedł J. Solon (2004). Zaproponował bowiem, aby pojęcia potencjału krajobrazowego nie ograniczać wyłącznie do relacji człowiek-krajobraz, ale desygnować nim wszelkie zasoby, których eksploatacją jest zainteresowana dana populacja (w tym także ludzka). Jego zdaniem, przyjmując dowolną grupę organizmów, można wyróżnić następujące potencjały częściowe krajobrazu: samoregulacyjno-odpornościowy, buforujący, środowiskotwórczy oraz zasobowo-użytkowy (w tym substancjalny, magazynowy i transportowy).

W początkach lat 90. zwrócono uwagę na potrzebę dywersyfikacji terminów; potencjał krajobrazu miał określać możliwości, kierunki i warunki jego gospodarczego wykorzystania (aspekt silnie utylitarny), a funkcja krajobrazu – jego ekologiczną wydajność w warunkach określonego użytkowania, przy czym oba terminy zalecano traktować komplementarnie. O. Bastian (1991) zaproponował podział funkcji na produkcyjne (ekonomiczne), regulacyjne (ekologiczne) oraz dla przestrzeni życiowej (społeczne). Kilka lat później ów podział wykorzystano w *Polityce Leśnej Państwa* (1997), w której jest mowa o produkcyjnych (gospodarczych), ekologicznych (ochronnych) i społecznych funkcjach lasu. Z obecnej perspektywy można stwierdzić, że klasyfikacja ta była poniekąd antycypacją podziału współczesnych świadczeń ekosystemowych.

Jak zauważa J. Solon (2008), koncepcje potencjałów i świadczeń ekosystemowych sporo łączy, ale nie mniej także dzieli – dotyczy to zwłaszcza sposobu ujęcia zasobów środowiska przyrodniczego i zakresu zastosowań praktycznych (tab. 1.2). W ostatnich latach obserwuje się jednak zbliżenie obu podejść – z jednej strony mówi się o potencjalnych świadczeniach, a z drugiej następuje doprecyzowanie znaczenia poszczególnych potencjałów, co umożliwiła znalezienie ich odpowiedników w ramach typologii świadczeń ekosystemowych.

**Tabela 1.2. Główne różnice między koncepcjami potencjału krajobrazowego i świadczeń ekosystemowych (Solon 2008)**

**Table 1.2. The main differences between concepts of landscape potential and ecosystem services (Solon 2008)**

Cecha	Potencjał krajobrazowy	Świadczenia ekosystemowe
Wykorzystanie zasobów	możliwe	rzeczywiste
Rodzaje zasobów	głównie abiotyczne	głównie biotyczne
Ujęcie zasobu	szerokie	wąskie
Ocena ekonomiczna	nie	tak
Uwzględnienie kontekstu przestrzennego i skalowalności	nie	tak
Przydatność do planowania przestrzennego	duża	mała
Wykorzystanie w planowaniu kompensacji	małe	duże
Prezentacja kartograficzna	częsta	rzadka

Należy jednak podkreślić, że między koncepcją potencjałów krajobrazowych a koncepcją świadczeń ekosystemowych pozostaje nadal jedna zasadnicza różnica: świadczenia ekosystemowe dotyczą głównie wykorzystania zasobów produkowanych lub kontrolowanych przez biosferę, natomiast potencjały krajobrazowe koncentrują się w znacznym stopniu na przydatności abiotycznych komponentów środowiska do różnych form użytkowania.

Koncepcja świadczeń ekosystemowych przyjęta w UE rozróżnia funkcje ekosystemowe, podstawowe procesy i struktury ekologiczne, które są zależne od różnorodności biologicznej (Maes i in. 2013). Funkcje te są tworzone przez różne kombinacje procesów i struktur i stanowią potencjał ekosystemów do świadczenia usług, niezależnie od tego, czy są one aktualnie wykorzystywane przez ludzi (TEEB 2010). Na przykład produkcja podstawowa (proces) jest potrzebna, aby utrzymać przy życiu populację ryb (funkcja), która może być wykorzystana (złowiona) w celu dostarczenia pożywienia (usługa). Możliwe nieporozumienia mogą wynikać z faktu, że wielu autorów stosuje terminy „funkcja” i „proces” zamiennie.

W odróżnieniu od funkcji ekosystemowych, usługi ekosystemowe zakładają dostępność i występowanie popytu na zaspokajanie różnorodnych potrzeb ludzi. Dobrze funkcjonujące dziewicze naturalne ekosystemy, którym można przypisać wysoką wartość ekologiczną, mogą dostarczać mniej usług ekosystemowych niż przekształcone ekosystemy półnaturalne zlokalizowane w pobliżu dużych skupisk ludności, tylko dlatego, że jest tam bardzo mały na nie popyt (np. puszcza karpaska może dostarczać mniej usług rekreacyjnych niż park miejski). Niemniej, naturalne ekosystemy o charakterze pierwotnym pozostają kluczowymi komponentami środowiska, dostarczając szeregu innych ważnych usług (np. regulacja klimatu, retencja wody, przeciwdziałanie erozji) i stanowiąc dla wielu społeczeństw bezcenne dziedzictwo przyrodnicze. Dlatego też tak istotne jest uwzględnianie całego wachlarza usług i wielu wymiarów oceny przy szacowaniu wartości ekosystemów.

#### 1.1.5. Podstawy ekologii a pojęcie świadczeń ekosystemowych

Zrozumienie pojęcia „usługi/świadczenia ekosystemowe” wymaga znajomości podstaw ekologii, które opisują główne zasady i interakcje między organizmami a środowiskiem. Ponieważ skala, w której te interakcje występują, może się zmieniać – od bakterii do krajobrazów, od sekund do milionów lat, jednym z największych wyzwań jest przedstawienie przepływu materii i energii między organizmami (na różnym poziomie ich organizacji) a środowiskiem. Na przykład martwa materia organiczna, mikroorganizmy w glebie i właściwości gleby to elementy, które przyczyniają się do zdolności lasu do świadczenia usług ekosystemowych, takich



jak: sekwestracja węgla, oczyszczanie wody i zapobieganie erozji. Ten sam las może zapewnić schronienie dla innych organizmów, a także służyć rekreacji, która jest usługą kulturową.

Fundamentalne dzieło z zakresu ekologii gleby i usług ekosystemowych *Soil Ecology and Ecosystem Services* (Wall i in. 2012) prezentuje badania dotyczące usług ekosystemowych dostarczanych przez biotop gleby w różnych skalach – od interakcji biotycznych w mikroskali do zbiorowisk organizmów glebowych funkcjonujących w skali regionalnej i globalnej. Książka przybliży czytelnikowi procesy i sposoby prowadzące do utrzymania trwałości gleb, różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych oraz opisuje zależności ludzi i zwierząt od organizmów glebowych i świadczeń ekosystemowych.

Złożoność ekosystemów Ziemi stanowi wyzwanie dla naukowców, którzy starają się uchwycić i zrozumieć, jak wyglądają relacje między organizmami, procesami i ich otoczeniem. Ponieważ zagadnienia usług ekosystemowych odnoszą się do ekologii człowieka, sugerowane przez C. Kremen (2005) badania ekosystemów obejmują następujące etapy:

- ▶ identyfikacja dostawców usług ekosystemowych (*ecosystem service providers* – ESP), tzn. gatunków lub populacji świadczących określone usługi ekosystemowe i charakterystyka ich funkcjonalnej roli oraz zależności w danym ekosystemie;
- ▶ określenie aspektów struktury zbiorowiska/biocenozy, które wpływają na funkcjonowanie dostawców ES w ich naturalnym krajobrazie i stabilizują jego funkcjonowanie lub kompensują następstwa nieprzypadkowych zdarzeń (np. wymierania lub innych zaburzeń);
- ▶ ocena kluczowych czynników środowiskowych (abiotycznych) wpływających na usługi ekosystemowe;
- ▶ pomiar skali przestrzennej i czasowej, w której działają dostawcy usług ekosystemowych.

Nowe metody badawcze pozwalają usprawnić identyfikację dostawców usług i ocenę znaczenia różnych gatunków ze względu na ich liczebność i obfitość (Balvanera i in. 2005). Takie parametry dostarczają wskazówek, w jaki sposób gatunki reagują na zmiany w środowisku (tj. udziału drapieżników, dostępności zasobów czy warunków klimatycznych) i są niezwykle przydatne do identyfikacji gatunków, które są kluczowe przy świadczeniu usług ekosystemowych. Metody te nie uwzględniają jednak wszystkich efektów oddziaływań i interakcji, które są często bardzo skomplikowane, a mają fundamentalne znaczenie dla utrzymania ekosystemu. Mimo to ocena funkcji i struktury ekosystemu łącznie z informacjami na temat cech gatunków może poszerzyć wiedzę na temat odporności poszczególnych ekosystemów na zmiany środowiskowe.



### 1.1.6. Różnorodność biologiczna a świadczenia ekosystemowe

Powiązania między różnorodnością biologiczną a pojedynczymi świadczeniami ekosystemowymi lub ich wiązkami (*bundles*) to bardzo rozległe pole badań, a dotychczasowe wyniki nie są jednoznaczne. Wynika to m.in. z braku sprecyzowania zakresu poszczególnych świadczeń oraz mieszania pojęć dotyczących różnorodności biologicznej i stosowania różnych, często nieporównywalnych metod pomiaru (Zhang i in. 2015; Liqueste i in. 2016).

Zgodnie z Konwencją o różnorodności biologicznej (Dz.U. z 2002 r. nr 184, poz. 1532) – różnorodność biologiczna to zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów występujących na Ziemi w ekosystemach lądowych, morskich i słodkowodnych oraz w zespołach ekologicznych, których są częścią. Dotyczy ona różnorodności w obrębie gatunku (różnorodność genetyczna), pomiędzy gatunkami oraz różnorodności ekosystemów.

Ta sama definicja różnorodności biologicznej została przyjęta w ramach projektu MAES (Maes i in. 2014; *Science for Environment Policy* 2015). Natomiast w licznych pracach szczegółowych, wykonywanych lub inspirowanych projektem MAES, różnorodność biologiczna jest traktowana znacznie szerzej i – zgodnie z publikowanym schematem koncepcyjnym (Maes i in. 2013) – obejmuje: (a) procesy ekologiczne, (b) cechy funkcjonalne, (c) struktury biofizyczne, (d) różnorodność genetyczną, (e) bogactwo gatunkowe, (f) interakcje biotyczne. Warto przy tym zwrócić uwagę, że taki podział nie jest ani do końca logiczny, ani w pełni rozłączny, ani całkowicie wyczerpujący.

Inni autorzy pojęcie różnorodności biologicznej rozumieją również bardzo szeroko. Przykładowo, T.E. Elmqvist i inni (2010) za składniki różnorodności biologicznej uważają: zmienność genetyczną, wielkość i biomasę populacji, zgrupowania gatunków, zbiorowiska, interakcje między organizmami i środowiskiem abiotycznym, interakcje między osobnikami i gatunkami, natomiast według P. Balvanery i innych (2016) różnorodność w szerokim ujęciu obejmuje liczbę, obfitość występowania, zróżnicowanie funkcjonalne, rozmieszczenie przestrzenne oraz interakcje w obrębie genotypów, gatunków, populacji, zbiorowisk i ekosystemów. Należy zwrócić uwagę, że w wielu publikacjach termin „bioróżnorodność” używany jest błędnie zamiast terminu „bogactwo gatunkowe”, co wprowadza sporo zamieszania (por. dyskusja w pracy M. Lugnot i G. Martin z 2013 r.).

Choć w literaturze istnieje bogata dokumentacja potwierdzająca pozytywne związki między różnorodnością biologiczną, funkcjonowaniem ekosystemu i możliwością dostarczania określonych pojedynczych świadczeń (Kremen 2005; Egoth i in. 2009; Cardinale 2011; Isbell i in. 2011; Mace i in. 2012; Berbec 2014; Harrison i in. 2014), to nie jest do końca pewne, jakiej natury są te powiązania i jaka jest ich dynamika (Harrison i in. 2014; Liqueste i in. 2016). Jednocześnie od

dawna przyznaje się, że w ujęciu ogólnym różnorodność biologiczna jest dostarczana zwykle przez kompleks ekosystemów i jest bezpośrednim źródłem korzyści płynących ze środowiska biotycznego (Daily, Ehrlich 1995).

Na niejasne zależności między różnorodnością biologiczną a świadczeniami ekosystemowymi zwracają także uwagę G.M. Mace i inni (2012), podkreślając przy tym, że taka sytuacja utrudnia stworzenie spójnej polityki ekologicznej i wymaga intensywnego rozwoju interdyscyplinarnych badań dotyczących zarządzania ekosystemami, skupiających m.in. ekologów, specjalistów od ochrony przyrody i ekonomistów.

Już wcześniejsze przeglądy literatury pod kątem powiązań między świadczeniami ekosystemowymi i różnorodnością biologiczną wskazują, że z roku na rok rośnie liczba publikacji poświęconych tym zagadnieniom (Balvanera i in. 2005; Solon 2008). W ciągu ostatnich kilkunastu lat ten rosnący trend jeszcze się pogłębił (Balvanera i in. 2016).

Współczesne badania idą w kilku zachodzących na siebie kierunkach, które można umownie określić jako: (a) próby precyzyjnej identyfikacji producentów poszczególnych świadczeń, (b) rozważania teoretyczne nad wpływem poszczególnych aspektów różnorodności biologicznej na produkcję i możliwości dostawy świadczeń, (c) ocena roli zróżnicowania krajobrazowego w produkcji świadczeń, (d) teoretyczne i empiryczne modele matematyczne określające związek między aspektami różnorodności i produkcją świadczeń, (e) badania terenowe, w tym eksperymenty polowe.

Prace nad precyzyjną identyfikacją dawców poszczególnych świadczeń doprowadziły do opracowania koncepcji „dostawcy świadczenia” (*ecosystem service provider* – ESP). Zgodnie z tą koncepcją wielkość świadczenia zależy tylko od specyficznych organizmów i ich atrybutów (różnorodność, bogactwo, zróżnicowanie genetyczne, grupy funkcjonalne itp.). Dostawcą świadczenia może być dowolny zestaw organizmów żywych, w tym np. gatunek, inna grupa systematyczna, określona grupa funkcjonalna wyróżniona według dowolnych kryteriów, forma życiowa, poziom troficzny lub każdy inny segment biocenozy (ekosystemu) wyłącznie i bezpośrednio odpowiedzialny za produkcję świadczenia (Kremen 2005; Balvanera i in. 2016). Inną koncepcją umożliwiającą identyfikację bezpośrednich producentów świadczeń są cechy funkcjonalne (gatunków lub ich zgrupowań). Podejście to umożliwia objaśnianie wkładu gatunków w powiązania między świadczeniami. Z tą koncepcją są związane dwie kolejne: *Specific Effect Function* (SEF) – określająca jednostkową zdolność gatunku do wpływania na świadczenie ekosystemowe oraz *Specific Response Function* (SRF), która określa zdolność gatunku do podtrzymywania lub zwiększania świadczenia w warunkach zmian w środowisku biotycznym lub abiotycznym (Diaz i in. 2013). C. Kremen (2005) wprowadziła także pojęcie „jednostki dostarczającej świadczenia” (*service providing unit* – SPU),

odpowiadającej za produkcję danego świadczenia na danym terytorium (ekosystemie). Ta ostatnia koncepcja umożliwia mierzenie lub szacowanie wielkości dostarczanych usług.

Korzystając z koncepcji ESP, C. Kremen (2005) dokonała precyzyjnej identyfikacji producentów wielu zasadniczych, ale stosunkowo wąsko ujętych i precyzyjnie zdefiniowanych usług i zaproponowała przy tym powiązanie producentów z mierzalnymi świadczeniami. Na przykład dostawcą usługi regulacyjnej „zapas węgla” są „gatunki drzew”, a miarą wielkości usługi „tempo akumulacji biomasy”. Dostawcą usługi regulacyjnej „zapylenie” jest zgrupowanie pszczół i trzmieli, a miarą wielkości usługi może być np. wielkość depozycji pyłku na jedną wizytę na roślinie. W przypadku usługi „regulacja liczebności szkodników” dostawcą są pasożytnicze owady-szkodniki, a miarą – udział zainfekowanych owadów. Takie ujęcie – poprawne metodycznie – nie zawsze jest jednak sensowne z pragmatycznego punktu widzenia, np. w przypadkach bardzo utrudnionego i pracochłonnego określania wskaźnika. W takich wypadkach C. Kremen (2005) postuluje używanie miar zastępczych. Przykładem takiego podejścia może być „krążenie pierwiastków” (z grupy usług wspomagających). Dostawcą są funkcjonalne grupy mikroorganizmów glebowych, natomiast miarą jest np. tempo rozkładu materii organicznej (a nie liczebność mikroorganizmów).

Inne podejście do identyfikacji dawców świadczeń zaproponowali P.A. Harrison i inni (2014) na podstawie systematycznego przeglądu 530 recenzowanych publikacji, dotyczących powiązań między różnymi atrybutami szeroko pojętej różnorodności biologicznej z 11 świadczeniami ekologicznymi. Dla uporządkowania zależności wyróżnili oni siedem typów „dostawców” świadczeń, a mianowicie: (1) pojedyncze populacje, (2) dwie lub więcej populacji różnych gatunków, (3) pojedyncze grupy funkcjonalne, (4) dwie lub więcej grup funkcjonalnych, (5) zbiorowisko (w sensie zespołu zwierzęcego) dominujące, (6) pojedyncza biocenoza (ekosystem), (7) dwie lub więcej biocenoz (ekosystemów). Zastosowanie powyższego schematu umożliwiło lepsze ujęcie zależności między aspektami różnorodności biologicznej a możliwą dostawą świadczeń. Ich analiza wykazała, że produkcja drewna i rybactwo (wędkarstwo) śródlądowe zależy od dwóch lub więcej populacji, zaopatrzenie w wodę oraz oczyszczanie wody jest regulowane przez pojedyncze ekosystemy lub ich większą liczbę, za regulację atmosfery i pochłanianie węgla odpowiadają głównie pojedyncze typy ekosystemów, zapylenie natomiast jest w głównej mierze regulowane przez pojedyncze grupy funkcjonalne, kontrola szkodników zaś jest jednocześnie regulowana przez cały zestaw składowych różnorodności biologicznej, w tym grupy funkcjonalne, populacje oraz wszystkie ekosystemy. W przypadku świadczeń kulturowych analiza wskazała na główną rolę zróżnicowania ekosystemowego (w przypadku walorów estetycznych) i populacji różnych gatunków (w przypadku rekreacji ukierunkowanej na obserwacje gatunków, np. *bird watching*).

W porównaniu do podejścia bazującego na ESP powyższa propozycja ujmuje świadczenia nieco szerzej, obejmując także świadczenia produkowane w obrębie krajobrazu (czego w zasadzie nie uwzględnia metodyka ESP). Ma przez to charakter bardziej intuicyjny i jest łatwiejsza do zastosowań praktycznych.

Na inny aspekt zależności między grupami gatunków a produkcją świadczeń wskazał B. Ridder (2008). Zwrócił on uwagę, że poza dobrze zdefiniowanymi kryteriami funkcjonalnymi, charakteryzującymi gatunki produkujące świadczenia, ważnym atrybutem jest także trwałość w przypadku zmian środowiskowych. Ze względu na to kryterium podzielił on świadczenia na trzy grupy:

- ▶ świadczenia niezależne od obecności poszczególnych, konkretnych gatunków, czyli te, które są zależne od grup funkcjonalnych, w których poszczególne gatunki mogą być zastąpione innymi – przykładem mogą być takie świadczenia, jak sekwestracja węgla, zaopatrzenie w wodę czy kontrola erozji; w takich wypadkach ważniejsza jest obecność drzew jako takich, a nie ich skład gatunkowy;
- ▶ świadczenia zależne od gatunków odpornych na zmiany warunków środowiskowych, czyli bazujące na gatunkach dominujących, często hodowanych i protegowanych przez człowieka (produkcja drewna, produkcja rolna);
- ▶ świadczenia zależne od gatunków wrażliwych na zmiany warunków – w wielu przypadkach dotyczy to świadczeń pełnionych przez gatunki rzadkie i zagrożone, i obejmuje głównie świadczenia o charakterze kulturowym, w zasadzie bez znaczenia dla świadczeń zaopatrzeniowych.

Z powyższym podziałem wiąże się szerszy problem zachowania zdolności do produkcji świadczeń w wyniku zmian bogactwa gatunkowego i tzw. nadmiarowości (*redundancy*) gatunków, z których część może, ale nie musi mieć znaczącego udziału przy produkcji świadczenia. Różni autorzy wskazują kilka mechanizmów takich zależności. Pierwszym jest efekt komplementarności, zgodnie z którym grupa gatunków lepiej wykorzystuje zasoby niż każdy z gatunków oddzielnie, co prowadzi do większej dostawy dobra będącego świadczeniem (dotyczy to przede wszystkim świadczeń zaopatrzeniowych). Drugim jest efekt selekcji. W jego wyniku dominacja gatunku o określonych właściwościach silnie determinuje funkcjonowanie całego ekosystemu, a przez to wpływa (pozytywnie lub negatywnie) na produkcję świadczenia (Loreau, Hector 2001; Elmqvist i in. 2010). T.E. Elmqvist i inni (2010) podkreślają przy tym specyficzny efekt wywoływany przez podstawowe gatunki budujące (*keystone species*), których rozwój lub zanik odgrywa nieproporcjonalnie dużą rolę w dostawie świadczenia w porównaniu z efektem losowo wybranych gatunków (nawet z tej samej grupy ESP). P. Balvanera i inni (2016) przytaczają jeszcze efekt asynchronicznej reakcji, zgodnie z którym niejednoczesna i odmienna reakcja różnych gatunków na fluktuacje i stres środowiskowy

prowadzi w efekcie do wyższej i bardziej stabilnej podaży świadczeń (por. Elmqvist i in. 2010). Dobrym przykładem roli efektu komplementarności i asynchroniczności są wyniki badań eksperymentalnych, z których wynika, że im wyższa liczba gatunków glonów w strumieniach, tym wyższa redukcja zawartości związków azotowych w wodzie. Wiąże się to z wypełnieniem różnych nisz ekologicznych i wyższą odpornością na zmiany zewnętrzne (Balvanera i in. 2014). W tym samym znaczeniu C. Kremen (2005) pisze o efekcie stabilizacyjnym i kompensującym, wskazując przy tym na ogólny model „ważenia statystycznego” w wyniku losowych zmian w obfitości występowania poszczególnych gatunków.

Rolę ogólnego bogactwa gatunkowego i korzyści z redundancji prześledzili F. Isbell i inni (2011). Zespół ten wykazał, że 84% ze 147 gatunków roślin badanych w 17 eksperymentach wpływało pozytywnie na możliwość dostarczania świadczeń ekosystemowych przynajmniej raz. Różne gatunki były za to odpowiedzialne w różnych latach i w różnych miejscach i dla różnych świadczeń, przy odmiennych scenariuszach zmian środowiskowych. Co więcej, gatunki niezbędne dla dostarczania jednego świadczenia przez wiele lat były odmiennie od tych niezbędnych dla realizacji wielu świadczeń w ciągu jednego roku. Ze swoich analiz autorzy wyciągnęli ogólny wniosek, że choć może się wydawać, iż w danym miejscu i przy jednym zestawie warunków środowiskowych występuje nadmiar funkcjonalny gatunków niezbędnych do dostarczania świadczeń, to w szerszym kontekście okazuje się, że niezbędny jest bardzo szeroki zestaw gatunków do zapewnienia realizacji wielu funkcji, przez dłuższy czas w wielu miejscach zmieniającego się świata. Do podobnych wniosków doszli również M. Lugnot i G. Martin (2013). Zwrócili oni uwagę, że poszczególne gatunki i grupy funkcjonalne odpowiadają za odmienne świadczenia, co powoduje, że różnorodność wewnątrzsystemowa i międzyekosystemowa łącznie pozytywnie wpływa na ogólny potencjał do dostarczania świadczeń. Podobny obraz wyłania się również z innych prac. P. Brandt i inni (2014), na podstawie niezależnego mapowania 9 potencjałów świadczeń reprezentujących wszystkie grupy (zaopatrzeniowe, regulacyjne, wspomagające i kulturowe) oraz bogactwa gatunkowego 4 grup taksonomicznych (ssaki, ptaki, płazy oraz drzewa), przeanalizowali powiązania między nimi. Znalezione istotne korelacje między liczbą i wielkością produkcji wszystkich świadczeń a bogactwem gatunkowym wszystkich analizowanych grup. Takie wyniki silnie popierają tezę, że wielofunkcyjność („wieloswiadczeniowość”) regionu silnie koreluje z ogólnym bogactwem gatunkowym.

Niezależnie od prac poświęconych szczegółowej identyfikacji dawców świadczeń i ich uwarunkowań ważnym wątkiem badawczym jest określenie, które aspekty szeroko rozumianej różnorodności biologicznej są najlepszym wskaźnikiem wielkości potencjału świadczeń. Powszechnie przyjmuje się, że dla świadczeń zależnych od roślin, orientacyjnym, pierwszym przybliżeniem jest bogactwo

gatunkowe (Balvanera i in. 2016). Podobnie S. Quijas i inni (2010) wykazali istnienie wyraźnego pozytywnego związku między bogactwem gatunkowym (nazywanym w pracy różnorodnością biologiczną) roślin a takimi świadczeniami, jak zaopatrzenie w produkty pochodzenia roślinnego, kontrola erozji, odporność na inwazje, odporność na patogeny. Mniej istotne były związki z kontrolą żyzności gleby i regulacją szkodników.

Bardziej szczegółowe analizy wskazują jednak na wyższy poziom komplikacji zależności. Dla renaturalizowanych mokradeł w Chinach Y. Zhang i inni (2015) przeprowadzili analizę zależności między różnymi miarami różnorodności biologicznej i 11 świadczeniami ekosystemowymi. Jako wskaźniki różnorodności wykorzystali miary dominacji, bogactwa, równomierności Pielou i różnorodności Shannona oraz różnorodności Simpsona oddzielnie w odniesieniu do zróżnicowania taksonomicznego i zróżnicowania funkcjonalnego gatunków roślin. Wyniki pokazały, że wskaźniki zróżnicowania funkcjonalnego lepiej korelują z wielkością świadczeń niż wskaźniki taksonomiczne, przy czym najsilniejsze związki wykazuje wskaźnik dominacji, a w następnej kolejności wskaźniki bogactwa i różnorodności. Wskaźnik dominacji, a dokładnie wahania liczebności dominujących gatunków pszczół okazał się najważniejszym czynnikiem wpływającym na poziom zapyłania upraw przez zespół dziko żyjących pszczół (Winfree i in. 2015). W tych samych badaniach dowiedziono, że zmiany bogactwa gatunkowego były w zasadzie nieistotne, gdyż dotyczyły gatunków rzadkich, mających niewielki wpływ na realizację funkcji ekosystemowych. Inne przykłady podają P. Balvanera i inni (2016), wskazując, że równomierność w obrębie składu gatunkowego ma związek z odpornością na inwazje, a dla świadczeń zależnych od zwierząt liczba gatunków i skład w obrębie zespołów zwierzęcych są związane z kontrolą chorób.

Z powyższego przeglądu wynika, że nie ma jednej uniwersalnej miary łączącej aspekty różnorodności gatunkowej z możliwością dostarczania świadczeń. Zwraca na to uwagę m.in. L.C. Braat (2013, 2014), który przestrzega przed traktowaniem pojedynczych wskaźników jako miar dopływu pakietu usług, gdyż doprowadzić to może do przeceniania na przykład wartości kilku gatunków i ekosystemów w produkcji żywności czy drewna, przy jednoczesnym zaniedbaniu roli innych aspektów różnorodności biologicznej w dopływie odmiennych usług na poziomie ekosystemu i krajobrazu.

Ekosystemy, w obrębie których wytwarzane są dobra będące podstawą świadczeń, stanowią część krajobrazu, którego struktura przestrzenna może, z jednej strony, wpływać na rzeczywistą podaż świadczeń, z drugiej zaś – na ocenę wielkości potencjału w heterogenicznych jednostkach przestrzennych. Udowodnili to m.in. B.J. Anderson i inni (2009), którzy w Wielkiej Brytanii badali współwystępowanie miejsc o najwyższej różnorodności biologicznej (dokładniej – bogactwa gatunków podlegających ochronie) i miejsc najważniejszych z punktu widzenia



potencjału świadczeń ekosystemowych, stosując przy tym jako powierzchnie odniesienia kwadraty o różnej wielkości. Okazało się, że współwystępowanie miejsc o wysokiej liczbie analizowanych gatunków i wysokim potencjale do świadczenia usług zależy od wielkości kwadratów. Co więcej, w różnych regionach Anglii inaczej kształtował się wzorzec powiązań między świadczeniami i gatunkami. Z badań tych wynika wniosek, że zależności między gatunkami, świadczeniami i przestrzenią należy analizować w obrębie małych obszarów.

Podobne, choć nieidentyczne wnioski wynikają z pracy W. Verhagena i innych (2016). Stwierdzili oni (na podstawie analizy danych literaturowych oraz modeli kartograficznych), że heterogeniczność krajobrazu odgrywa dużą rolę przy określaniu potencjału niektórych świadczeń ekosystemowych. Ważne jest przy tym odniesienie do skali analizy, gdyż np. efekty widoczne przy analizie komórek rastra oraz zlewni cząstkowych są uśredniane i zanikają przy ujęciu dużych jednostek regionalnych. Dla wyjaśnienia otrzymanych rezultatów autorzy, zgodnie z ogólnymi ujęciami ekologiczno-krajobrazowymi, rozdzielili heterogeniczność krajobrazu na dwa składniki: kompozycję – określającą obecność i obfitość występowania określonych typów ekosystemów (w tej pracy – typów pokrycia terenu) i konfigurację – określającą ułożenie w przestrzeni poszczególnych płatów. Zdaniem W. Verhagena i innych (2016), heterogeniczność wpływa na świadczenia ekologiczne w sposób bezpośredni (np. poprzez kontrolę przepływów oraz retencji wody i innych substancji), a także pośredni – poprzez wpływ na bogactwo i strukturę gatunkową.

Autorzy wyróżnili cztery aspekty konfiguracji wpływające na potencjał świadczeń: (a) specyficzną lokalizację typu pokrycia terenu (określaną np. odległością płatów od struktur innego płatów lub struktury antropogenicznej), (b) strukturę i rozmieszczenie wielu płatów, określaną m.in. za pomocą odległości do najbliższego sąsiada czy wskaźnikami łączności (*connectivity*), (c) strukturę pojedynczych płatów, wyrażoną np. za pomocą wskaźników wielkości, krawędzi czy kształtu, (d) obecność elementów liniowych.

Wykonana przez nich analiza wykazała, że spośród wszystkich świadczeń ujętych w systemie CICES kontrola przeciwpowodziowa, retencja osadów, akumulacja substancji odżywczych, zapylenie oraz wartości estetyczne najsilniej zależą od konfiguracji. Zdaniem tych autorów brakuje natomiast jednoznacznych dowodów na wpływ konfiguracji na produkcję rolną i kontrolę szkodników. Natomiast w przypadku sekwestracji węgla, produkcji drewna i zwierząt hodowlanych zależność taka najprawdopodobniej nie występuje.

Również Z. Zhang i J. Gao (2016) wykazali wyraźny związek między wielkością płatów, stopniem fragmentacji i wskaźnikami łączności a potencjałem wielu świadczeń. Podobnie R.-U. Syrbe i U. Walz (2012) podkreślają rolę struktury krajobrazu w wielkości potencjału świadczeń. Wskazują na konieczność stosowania rozlicznych metryk kompozycji i konfiguracji, w tym także metryk łączności.

Twierdzą, że dla różnych świadczeń jedne cechy heterogeniczności są decydujące i modyfikujące, a inne nie mają większego znaczenia.

Jak podkreślają różni autorzy, ważnym aspektem struktury przestrzennej krajobrazu jest jego fragmentacja. Od strony teoretycznej zagadnieniem wpływu fragmentacji na efektywną dostawę (efektywny potencjał) świadczeń zajmowali się M. Mitchell i inni (2015). W ich modelu efektywny potencjał krajobrazu zależy od potencjału świadczeń w obrębie ekosystemów i przepływów między ekosystemami. Spadek potencjału krajobrazu może zachodzić według trzech schematów, tzn. (a) liniowego – proporcjonalnego do fragmentacji, (b) o kształcie malejącej funkcji wykładniczej, gdzie początkowo spadek jest bardzo szybki, a przy dalszym wzroście fragmentacji reakcja spadkowa potencjału jest znacznie wolniejsza, (c) o kształcie malejącej krzywej logistycznej, gdzie początkowo spadek jest bardzo wolny a przy dalszym wzroście fragmentacji reakcja spadkowa potencjału znacznie przyspiesza. Natomiast wpływ fragmentacji na przepływy w obrębie krajobrazu może być neutralny, negatywny lub pozytywny (również według różnych wzorców funkcyjnych). Kombinacja tych uwarunkowań umożliwiła autorom wyróżnienie trzech podstawowych kategorii relacji, zależnych od oddzielnych reakcji potencjału ekosystemów i przepływów w obrębie krajobrazu:

- ▶ fragmentacja wpływa negatywnie na potencjał ekosystemów i przepływ świadczeń, co powoduje gwałtowny spadek możliwości efektywnej dostawy świadczeń (obniża się potencjał w skali krajobrazu); taki przypadek dotyczy m.in. zaopatrzenia w wodę i regulacji przepływów wody, które są zależne od wielkości płatów i stopnia łączności między nimi;
- ▶ fragmentacja daje efekt kompensacyjny, tzn. wpływ fragmentacji na potencjał ekosystemów jest przeciwny od wpływu na przepływy, w wyniku czego maksymalny potencjał krajobrazu dla danego świadczenia występuje przy pośrednich poziomach fragmentacji; taki model odnosi się m.in. do świadczeń rekreacyjnych, kulturowych i estetycznych krajobrazu, zasobów genetycznych, zapylania i kontroli szkodników;
- ▶ przepływy w obrębie krajobrazu są niezależne od stopnia fragmentacji, wtedy poziom zaopatrzenia zależy wyłącznie od wpływu fragmentacji na potencjał świadczeń w poszczególnych płatach (ekosystemach); przykładem takich świadczeń jest m.in. sekwestracja węgla.

W powiązaniu z innymi kierunkami badań nad związkami między różnorodnością biologiczną a podażą świadczeń poszukuje się zależności i modeli funkcyjnych ułatwiających praktyczne określanie potencjału do świadczenia usług na podstawie danych o różnych aspektach różnorodności biologicznej. I choć w większości przypadków przyjmuje się proste zależności liniowe, to wielu autorów wskazuje, że występują również zależności opisywane funkcjami o innym kształcie (np. dzwonowatym czy logarytmicznym – por. Balvanera i inni 2016).



L. Braat i P. ten Brink (2008) zaproponowali ogólny ideowy schemat zależności między potencjalną dostępnością różnych kategorii świadczeń a różnorodnością biologiczną mierzoną za pomocą wskaźnika MSA (*Mean Species Abundance* – średnia obfitość gatunków). Jednocześnie poziom różnorodności utożsamili z kategoriami intensywności użytkowania ziemi (kategorie: naturalna, użytkowanie niskie, użytkowanie ekstensywne, użytkowanie intensywne, obszary zdegradowane, obszary miejskie), co oczywiście może budzić duże wątpliwości, ale jest dopuszczalne przy tak daleko idącej generalizacji.

Zgodnie z ich schematem łączna podaż świadczeń zaopatrzeniowych jest maksymalna przy intensywnym użytkowaniu ziemi (w warunkach stosunkowo niskiego bogactwa gatunkowego), suma świadczeń kulturowo-rekreacyjnych jest najwyższa przy użytkowaniu niskim (wysoka, ale nie najwyższa możliwa liczba gatunków), natomiast świadczenia regulacyjne i kulturowo-poznawcze stopniowo maleją wraz ze wzrostem intensywności użytkowania. Taki przebieg zmienności poszczególnych grup świadczeń powoduje, że sumaryczna podaż wszystkich świadczeń jest najwyższa przy niskim i ekstensywnym użytkowaniu, choć w takich warunkach żadna z konkretnych grup świadczeń nie jest maksymalizowana.

Bardziej szczegółową analizę przeprowadzili C.C. Vos i inni (2014), którzy określili modele funkcyjne zależności między kategorią świadczeń a bogactwem gatunkowym, z tym, że nie brali pod uwagę wszystkich gatunków, lecz jedynie bogactwo w obrębie grupy dostawców świadczenia (ESP). Ich wyniki przedstawiono w postaci uproszczonej w tabeli 1.3.

**Tabela 1.3. Wybrane typy zależności między bogactwem gatunkowym a potencjałem świadczeń ekosystemowych (na podstawie Vos i in. 2014)**

**Table 1.3. Selected types of relationship between species richness and potential as regards ecosystem services (based on Vos et al. 2014)**

Świadczenie	Grupa gatunków (ESP)	Typ ekosystemu	Uwarunkowania krajobrazowe	Typ zależności
Sekwestracja węgla	gatunki długożyjące	las i trwałe ekosystemy trawiaste	brak	rosnąca z poziomem wysycenia
Oczyszczanie wody	rośliny niemotylkowe, glony	mokradła, ekosystemy trawiaste	brak	rosnąca prostoliniowa
Żyzność gleby	rośliny motylkowe, gatunki glebowe	ekosystemy trawiaste, uprawy	brak	rosnąca prostoliniowa
Regulacja szkodników	ptaki, ssaki, owady drapieżne i pasożytnicze osy	roślinność drzewiasta i bogata w gatunki z dużymi kwiatami	struktura mozaiki krajobrazowej w promieniu 1–2 km	logistyczna
Zapylenie	pszczołowate, motyle	roślinność drzewiasta i bogata w gatunki z dużymi kwiatami	struktura mozaiki krajobrazowej w promieniu 1–2 km	logistyczna
Walory estetyczne	gatunki charyzmatyczne i oddziaływujące	różne	struktura mozaiki krajobrazowej	rosnąca prostoliniowa

Przedstawione w tabeli zależności, podobnie jak i propozycje zamieszczone w innych pracach, mają zasadniczo charakter empiryczny i rzadko są podbudowane dobrze uzasadnionym mechanizmem przyczynowo-skutkowym. Nie ma więc pewności czy są to zależności o charakterze ogólnym, czy też opisują tylko zjawiska w wybranych skalach lokalnych. Jak twierdzą P. Balvanera i inni (2016), brak pewności co do ścisłej zależności między świadczeniami zaopatrzeniowymi i regulacyjnymi a niektórymi przynajmniej aspektami różnorodności wynika raczej z braku odpowiednich eksperymentów i testowania niż z braku zależności. Można jednak być pewnym, jak wynika z wielu przeglądów literaturowych i rozważań teoretyczno-modelowych, że zmniejszenie różnorodności roślin tak zmienia funkcjonowanie ekosystemu, że prowadzi najprawdopodobniej do zmniejszenia podaży ogólnej puli świadczeń.

#### 1.1.7. Zrównoważony rozwój i ekonomia a świadczenia ekosystemowe

Przez wiele dziesięcioleci racje i pojęcia *stricte* ekonomiczne uznawano za najważniejsze, a nawet jedyne kryteria racjonalności gospodarowania. Za główne cele przyjmowano takie kategorie, jak wzrost gospodarczy, stabilność cen, pełne zatrudnienie, efektywna alokacja zasobów, sprawiedliwy podział dochodu i zrównoważony bilans płatniczy, przyrodę zaś traktowano jako niewyczerpane źródło zasobów oraz nieograniczony odbiornik odpadów (Lorek 2015). Rozwój cywilizacji industrialnej doprowadził do niemal całkowitej kolonizacji przyrody, w trakcie której naturalny obieg materii, energii i informacji podporządkowany został potrzebom gospodarki (Poskrobko 2010).

Dopiero w ostatnich latach pożytki z przyrody weszły w zakres rozważań z zakresu ekonomii zrównoważonego rozwoju. Ten nowy nurt, którego sens wyodrębnienia wielu ortodoksyjnych ekonomistów całkowicie neguje lub silnie deprecjonuje, spychając na peryferia neoklasycznej teorii ekonomii, ogniskuje się na możliwościach osiągnięcia wystarczająco wysokich standardów ekonomicznych, ekologicznych i społeczno-kulturowych, które mieściłyby się w granicach naturalnej pojemności środowiska przyrodniczego (Rogall 2010; Michałowski 2011). Z takim postrzeganiem świadczeń ekosystemowych wiąże się jedna z podstawowych kategorii ekonomicznych jaką jest kapitał, zwłaszcza przyrodniczy i naturalny. Pierwszy z nich jest tą częścią bogactwa przyrodniczego w ujęciu ekologicznym, która w danym okresie bezpośrednio uczestniczy (lub pośrednio sprzyja) w procesie pomnażania bogactwa narodów. Drugi zaś stanowią realne i potencjalne zasoby (odnawialne i nieodnawialne) oraz siły, procesy, walory i elementy strukturalne przyrody wraz z ich kompozycją i wzajemnymi relacjami, które poprzez utrzymywanie życia na Ziemi zapewniają samoreprodukcję na wszystkich poziomach organizacji środowiska przyrodniczego, tworząc tym samym warunki dla ludzkiej egzystencji i wyznaczając zewnętrzne granice funkcjonowania człowieka oraz

możliwości rozwoju działalności gospodarczej. Elementem obydwu tych kapitałów są właśnie świadczenia ekosystemowe (Poskrobko 2010).

Niewątpliwie znalezienie wspólnego mianownika dla koncepcji świadczeń ekosystemowych i idei zrównoważonego rozwoju jest bardzo istotne. Ta pierwsza bowiem, mimo bezdyskusyjnego waloru aplikacyjnego i operacyjnego charakteru, jest często postrzegana jako dosyć abstrakcyjna koncepcja naukowa, natomiast ta druga, powstała jako idea w sferze polityki globalnej, nie posiada statusu powszechnie uznawanego paradygmatu naukowego. Dopiero wyrażenie w kategoriach ekonomicznych pożytków z funkcjonowania układów przyrodniczych, a także ich ostateczne usystematyzowanie i opracowanie metod kwantyfikacji w mikro- i mezoskali może doprowadzić do operacjonalizacji idei zrównoważonego rozwoju w zakresie wiązania ładu przyrodniczego z pozostałymi ładami wewnętrznymi – społecznym, gospodarczym, instytucjonalnym czy przestrzennym (Mizgajski, Stępniewska 2009).

Zrozumiałe jest więc, że jednym z największych wyzwań na styku nauk przyrodniczych i ekonomicznych stało się opracowanie efektywnych i spójnych metod wyceny wartości dóbr środowiskowych (Winpenny 1995; Żylicz 2000, 2010, 2012; Szyszko i in. 2010). Zaletą określenia ich w jednostkach pieniężnych jest przede wszystkim jasne i bezpośrednie wyrażenie stopnia społecznego zaangażowania w problemy środowiska, a także gotowość ludzi do płacenia za dane dobro oraz ich preferencji dotyczących zasobów naturalnych (Zydroń, Szoszkievicz 2013). Jak jednak wycenić nierynkowe dobro publiczne, np. ciszę, harmonijny krajobraz czy zapach ukwieconej łąki?

Obecnie przyjmuje się, że korzyści o charakterze pozaprodukcyjnym zaspokajają potrzeby ludzkie i w tym sensie przedstawiają realną wartość dla społeczeństwa. Wartości bowiem zawierają składniki, z których część jest związana z bezpośrednim lub pośrednim użytkowaniem dóbr, a część jedynie z satysfakcją z samego faktu, że owo dobro istnieje. W Polsce po raz pierwszy zwrócono uwagę na ten problem w latach 70. XX w., podejmując próbę oszacowania ekonomicznej wartości pozaprodukcyjnych funkcji lasów (Marszałek 1976). Z każdą kolejną dekadą zainteresowanie tym zagadnieniem wzrastało (Marszałek 1993; Klocek 1999; Buszko-Briggs i in. 2004; Giergiczny 2009; *Wartości nierynkowych korzyści...* 2011; Żylicz, Giergiczny 2013). Z czasem drugim poligonem badawczym stały się terytorialne systemy miejskie (Szumacher 2011; Sudra 2015), w obrębie których szczególną uwagę poświęcano drzewom, wpływającym na warunki klimatyczne, higienę atmosfery i bilans wodny, ale także na wzrost cen sprzedaży i wynajmu domów (Giergiczny, Kronenberg 2012; Szczepanowska 2014). Do wyceny dóbr nierynkowych wykorzystuje się zarówno dobrze znane metody bazujące na ujawnionych i deklarowanych preferencjach konsumentów (kosztu podróży, wyboru warunkowego i wyceny warunkowej, transferu korzyści, kosztu odtworzenia, ceny hedonicznej i in.), ale także testuje nowe podejścia, jak mapowanie partycypacyjne,

spacery badawcze, obserwację, opowieści oraz analizę dokumentów i zapisów medialnych (*Wartości nierynkowych korzyści...* 2011; Kronenberg 2016).

Przykłady aplikacyjnego wykorzystania koncepcji świadczeń ekosystemowych wraz z ich wyceną nie ograniczają się oczywiście do terenów leśnych i obszarów zurbanizowanych. Znalazła ona praktyczne zastosowanie m.in. w turystyce i rekreacji (Kowalczyk, Kulczyk 2012; Kałamucka 2015), ochronie przyrody, w tym także jako płaszczyzna porozumienia w konfliktach ze społecznością lokalną (Niedziałkowski i in. 2014), zagadnieniach związanych z krajobrazem rolniczym (Rosin i in. 2011) czy nawet w rozważaniach z punktu widzenia jednego gatunku jako składowej ekosystemu (Kostecka i in. 2012; Kronenberg i in. 2013).

Dyskusja na temat usług ekosystemowych niejednokrotnie prowadzona jest w kontekście ewentualnego włączania ich przy planowaniu ochrony obszarów cennych przyrodniczo (Egoh i in. 2007). Należy podkreślić, że ocena i wykorzystanie świadczeń ekosystemowych powinny mieć jak najszerszy zakres, obejmujący nie tylko środowiska naturalne, ale również antropogenicznie przekształcone. Uwzględniona jakość i ilość usług powinna niewątpliwie wynikać ze specyfiki jednostki przestrzennej, jej użytkowania, jak i wymogów odbiorcy oczekującego na konkretne wyniki badań. Nie powinno się pomijać również usług kulturowych, choć są one jednak najtrudniejsze do skwantyfikowanej oceny (Grunewald, Bastian 2015).

#### 1.1.8. Przestrzenna i czasowa skala badań a świadczenia ekosystemowe

Wartości tych samych usług ekosystemowych otrzymane dla jednostek w różnej skali przestrzennej są odmienne. Na przykład te uzyskane dla biocenoz różnią się znacznie od tych, które otrzymano dla krajobrazów. R. Costanza (2008) przytacza podział usług ekosystemowych według skali przestrzennej. Są to usługi o zasięgu: (1) globalnym, (2) lokalnym, (3) ukierunkowane, (4) występujące w miejscu powstania (pozyskania) oraz (5) związane z ruchem użytkowników usług (tab. 1.4).

Przyjmując przestrzenną skalę ekologiczną oddziaływania usług ekosystemowych, można rozpatrywać je także na czterech poziomach układów ekologicznych (wraz z odpowiadającymi im miarami przestrzennymi): (1) globalnym, (2) biomów i krajobrazów, (3) ekosystemów oraz (4) pojedynczej powierzchni badawczej i organizmu (np. gatunku rośliny) – Hein i inni (2006).

Badania świadczeń ekosystemowych są prowadzone w wielu skalach przestrzennych: od lokalnej (Lavorel i in. 2011; Allendorf, Yang 2013; Gould i in. 2014) czy regionalnej (Vihervaara i in. 2010; Casado-Arzuaga i in. 2013; Plieninger i in. 2013), przez krajową (Norton i in. 2012; Turner i in. 2014; Mononen i in. 2016) i kontynentalną (Okruszko i in. 2011; Haines-Young i in. 2012; Paracchini i in. 2014), do ogólnoświatowej (Naidoo i in. 2008; Luck i in. 2009).

Tabela 1.4. Podział usług ekosystemowych według skali przestrzennej (według Costanzy 2008)

Table 1.4. Division of ecosystem services by area (after Costanza 2008)

Usługi	Regulowane przez klimat i odległość
1. Globalne - niezależne od odległości	Sekwestracja węgla Akumulacja węgla Niektóre wartości kulturowe i wartości bytowe
2. Lokalne - zależne od odległości	Czynności kontrolne - regulacja zaburzeń / ochrona przeciwsztormowa Utylizacja odpadów Zapylanie Kontrola biologiczna Siedlisko/schronienie
3. Ukierunkowane - związane z przepływem od miejsca powstania do miejsca wykorzystania	Regulacja obiegu wody / ochrona przeciwpowodziowa Zaopatrzenie w wodę Regulacja sedimentacji / ochrona przeciwerozyjna Regulacja przepływu biogenów
4. W miejscu powstania (pozyskania)	Powstawanie gleby Produkcja żywności / produkty leśne (poza drewnem) Surowce
5. Związane z ruchem użytkowników usług; przepływ ludzi do miejsc o niezwykłych walorach i zasobach	Zasoby genetyczne Potencjał rekreacyjny Walory kulturowe i estetyczne

Skala analiz zależy od charakteru badanych świadczeń. K.E. Limburg i inni (2002) wskazują na różnicowanie pomiarów zależnie od typu usługi ekosystemowej i skali przestrzenno-czasowej na przykładzie ekosystemów wodnych i lądowych (tab. 1.5). Podkreślają, że określenie skali, w której odbywa się produkcja i dostarczanie danej usługi ekosystemowej jest często bardzo trudne. Na przykład usługa związana z mineralizacją substancji odżywczych jest powodowana w większości przez mikroorganizmy żyjące w glebie, wodzie czy osadach. Rośliny i zwierzęta wykorzystują te składniki odżywcze niezależnie od skali czasu i przestrzeni geograficznej. Niemniej autorzy ci uważają, że stosowanie skali w klasyfikacji usług ekosystemowych pomaga je zrozumieć i ocenić.

Niektóre świadczenia zapewniają ogólnospołeczne korzyści materialne i niematerialne, bez względu na położenie czy kontekst społeczno-kulturowy. Przykładem może być sekwestracja dwutlenku węgla w ekosystemach lądowych i wodnych wpływająca na regulację jakości powietrza i klimatu całej Ziemi (Turner i in. 1998). Przedstawienie tego świadczenia w skali ogólnosiwiatowej umożliwi pokazanie przepływów (*flows*) pomiędzy regionami, krajami czy kontynentami (Luck i in. 2009; Maes i in. 2012b). Natomiast świadczenia związane z przepływem wody wymagają przedstawienia w skali zlewni czy dorzecza (Morri i in. 2014). W skali lokalnej lub regionalnej analizowane są zazwyczaj możliwości ekosystemów związane z zapyłaniem (Naidoo i in. 2008; Vihervaara i in. 2010; Albert i in. 2016; Affek 2017). Większość świadczeń zaopatrzeniowych i kulturowych może być silnie związana kulturowo z regionem (Vihervaara i in. 2010). Szczególnie

widoczna jest ta zależność przy świadczeniach kulturowych opisywanych w badaniach społecznych (np. Gould i in. 2014; Kowalska i in. 2017). Ponadregionalne badania świadczeń kulturowych dotyczą przede wszystkim rekreacji i turystyki (Paracchini i in. 2014). Z kolei M.J. Swift i inni (2004) zwracają uwagę na diametralne różnice między ograniczoną skalą czasową i przestrzenną, w jakiej z konieczności prowadzone są badania systemów rolniczych.

**Tabela 1.5. Przykłady usług ekosystemowych w różnych skalach przestrzennych/ czasowych w ekosystemach lądowych i wodnych (według Limburg i in. 2002)**

**Table 1.5. Examples of ecosystem services on different spatial/temporal scales in terrestrial and aquatic ecosystems (after Limburg et al. 2002)**

Skala czasowa (dzień) lub przestrzenna (m)	Ekosystem lądowy	Przykład usługi ekosystemowej	Skala w jakiej usługa ekosystemowa jest oceniana	Ekosystem wodny	Przykład usługi ekosystemowej	Skala w jakiej usługa ekosystemowa jest oceniana
$10^6 - 10^5$	mikroorganizmy glebowe	mineralizacja biogenów, denitrifikacja	regionalna/globalna	bakterie	absorbpcja biogenów i produkcja materii organicznej	lokalna/regionalna
$10^3 - 10^1$	procesy wewnątrz roślin, zespoły glebowe	procesy fotosyntezy, procesy mechaniczne gleb	regionalna/globalna	plankton	przepływ energii i biogenów	lokalna/regionalna
$10^0 - 10^1$	roślina	produkcja drewna, liści, soków, owoców	lokalna	stłup wody, osady, małe strumienie	tworzenie siedliska	lokalna
$10^2 - 10^4$	powierzchnia leśna / krajobraz	regulacja mikroklimatu, filtracja wody	lokalna/regionalna	jeziora, rzeki, zatoki	produkcja ryb i roślin	lokalna/regionalna
$\geq 10^5$	regionalna/globalna	ciepło/woda/wymiana gazów z atmosferą	regionalna/globalna	oceany, większe rzeki i jeziora	regulacja biogenów, regulacja zawartości CO <sub>2</sub>	globalna

Zakres przestrzenny zależy od kilku czynników, z których najważniejszym jest cel analiz. Zazwyczaj badania planistyczne obejmujące analizę kosztów i korzyści albo priorytetów czy możliwości osiągnięcia kompromisu (*trade-off*) są prowadzone na poziomie regionalnym lub lokalnym, natomiast badania dotyczące ogólnych trendów związanych z rozmieszczeniem przestrzennym świadczeń czy innych prawidłowości – na poziomie ponadkrajowym (Maes i in. 2012a).

Należy także podkreślić, że cel badań wpływa na wybór źródeł danych, metod ich pozyskania i wykorzystania. Dane powinny być jednolite dla całego badanego obszaru. Pozyskanie dokładnych danych jest łatwiejsze w skali lokalnej czy regionalnej, natomiast im szerszy jest zakres przestrzenny analiz, tym ten proces staje się trudniejszy (Maes i in. 2012b). R. Naidoo i inni (2008) stwierdzili dostępność danych o zasięgu ogólnosiwiatowym tylko dla czterech typów świadczeń. Na poziomie

Europejskim powszechnie wykorzystywana jest mapa CORINE Land Cover (Metzger i in. 2006). Jakość jej danych różni się jednak pomiędzy państwami i przy wykorzystaniu na poziomie lokalnym czy regionalnym powinna być uzupełniana odpowiednimi danymi miejscowymi (Vihervaara i in. 2010). Ponadto pozyskiwanie informacji o świadczeniach z map pokrycia/użytkowania ziemi lub map siedliskowych (Burkhard i in. 2009; Kienast i in. 2009) jest właściwe tylko w przypadku, gdy dominujące świadczenie bezpośrednio wiąże się z użytkowaniem (np. płody rolne) i gdy celem badań jest określenie występowania danej usługi (Okruszko i in. 2011), a nie ujęcie ilościowe. Dane statystyczne, przydatne w ocenie ilościowej, zbierane są zazwyczaj dla jednostek administracyjnych i dostępne przede wszystkim dla świadczeń zaopatrzeniowych. Do oszacowania świadczeń regulacyjnych i utrzymujących używane są różne miary zastępcze (Feld i in. 2009), uzyskane na drodze modelowania (zależność między gatunkiem i powierzchnią – *species-area relationships* SAR – Nelson i in. 2009; cechy funkcjonalne roślin – Lavorel i in. 2011) lub z danych pozyskanych bezpośrednio w terenie, ekstrapolowanych na sąsiednie obszary (pomiar biomasy – Roo-Zielińska i in. 2016). Bardzo przydatne do tego celu są również dane teledetekcyjne i techniki GIS (Nemec, Raudsepp-Hearne 2013). Ocena zasobów czy produkcji (*supply*) świadczeń nie zawsze odpowiada faktycznemu zapotrzebowaniu (*demand*) i wykorzystaniu (*use*). Ten aspekt jest zazwyczaj weryfikowany za pomocą badań społecznych (Scholte i in. 2015), które ze względu na swój charakter są ograniczone przestrzennie do skali lokalnej (Badola 1998; Lewan, Söderqvist 2002), regionalnej (Castro i in. 2011; van Berkel, Verburg 2014) czy ogólnokrajowej (Kikulski 2009). Niektórzy badacze prowadzili także obserwacje obejmujące ten sam typ ekosystemu w kilku regionach/państwach (lasy – Sodhi i in. 2010; łąki – Lamarque i in. 2011).

### 1.1.9. Rodzaje miar i wskaźników świadczeń

Interdyscyplinarność koncepcji świadczeń ekosystemowych powoduje, że miary i wskaźniki (indykatory) świadczeń ekosystemowych reprezentują różne sposoby opisu rzeczywistości. Wskaźniki potencjału i podaży świadczeń (traktujące zagadnienie od strony producentów, czyli ekosystemów i krajobrazów) należą do szerszej grupy wskaźników stanu środowiska, natomiast wskaźniki określające popyt i korzyści (analizujące zagadnienie od strony społeczeństwa) to część szeroko rozumianych miar społecznych i ekonomicznych. Ze względu na zakres tematyczny książki tylko pierwsza grupa wskaźników będzie przedmiotem dalszych rozważań.

W literaturze poświęconej świadczeniom środowiskowym spotyka się wiele różnie sformułowanych definicji miary i wskaźnika, które – choć różne – mieszczą się w ogólnym rozumieniu pojęcia wskaźnik (por. ogólna dyskusja i przegląd definicji w Roo-Zielińska i in. 2007).



Merriam-Webster Dictionary podaje między innymi dwie bardzo ogólne definicje terminu wskaźnik (*indicator*): (a) organizm lub zbiorowisko tak ściśle związane z określonymi warunkami środowiskowymi, że jego obecność wskazuje na obecność danych warunków; (b) dowolny zestaw wartości statystycznych, które określają poziom danego zjawiska. Tylko to drugie rozumienie terminu jest przyjęte w badaniach świadczeń ekosystemowych. W bardziej szczegółowych rozważaniach rozróżnia się: (a) miarę – czyli bezpośredni wynik pomiaru stanu, ilości lub procesu otrzymany na drodze obserwacji lub pomiaru aparaturowego; (b) wskaźnik – czyli przekaz wyników pomiaru w sposób ukierunkowany na odbiorcę i dostosowany do celu informowania, czyli – innymi słowami – wskaźniki świadczeń ekosystemowych to informacja, która w sposób wydajny i zrozumiały dla odbiorcy przedstawia stan i trendy świadczeń; (c) indeks – czyli zestaw miar przeliczonych w taki sposób, aby ułatwić przekaz, dokonać syntetycznego ujęcia lub przedstawić zagadnienie, którego nie można opisać za pomocą pojedynczego wskaźnika (Balmford i in. 2008; Brown i in. 2014).

W ujęciu ogólnym rozróżnia się wskaźniki bezpośrednie (*direct*), odnoszące się dokładnie do badanego obiektu na każdym poziomie pomiaru. Natomiast wskaźniki pośrednie (*indirect*) są definiowane jako wskaźniki stosowane zamiast innego podstawowego wskaźnika ze względu na większą łatwość pomiaru lub dostępność danych. Terminu „wskaźnik pośredni” w zasadzie nie używa się przy zagadnieniach związanych ze świadczeniami ekosystemowymi. W tym znaczeniu używany jest najczęściej termin „wskaźnik zastępczy” (*surrogate*) (por. Miguntanna i in. 2010). Warunkiem podstawowym stosowalności wskaźników zastępczych jest to, że muszą one być mierzalne z odpowiednią dokładnością i muszą być związane ze wskaźnikiem podstawowym (bezpośrednim) znaną relacją, umożliwiającą przewidywanie wartości wskaźnika podstawowego. Dokładność przewidywania zależy od dokładności pomiarów wskaźnika zastępczego i siły związku między wskaźnikiem podstawowym a wskaźnikiem zastępczym. W wielu pracach stosuje się również termin *proxy indicator* bez bliższego definiowania, natomiast z definicji słownikowej i kontekstu zastosowań wynika, że w większości przypadków jest to termin równoważny z pojęciem wskaźnika zastępczego (*surrogate, indirect*) i terminy te można stosować wymiennie.

Zupełnie inną koncepcję podziału wskaźników na podstawie relacji do obiektu ocenianego przedstawili B. Egoh i inni (2012). Propagują oni pojęcia podstawowych (*primary*) i podrzędnych (*secondary*) wskaźników świadczeń. Należy tu podkreślić, że ich terminologia nie jest intuicyjnie jasna i może budzić pewne wątpliwości. W ich ujęciu wskaźniki podstawowe odzwierciedlają miary używane do mierzenia świadczeń (np. atrakcyjność turystyczna), podczas gdy wskaźniki podrzędne dostarczają danych niezbędnych do zbudowania wskaźnika podstawowego (np. dostępność i naturalność jako elementy atrakcyjności turystycznej).



Poza wskaźnikami prostymi pod względem budowy, bezpośrednio odpowiadającymi jednemu rodzajowi pomiarów, stosuje się również wskaźniki złożone (czasem zwane indeksami), będące matematyczną kombinacją wskaźników prostych. Najczęściej stosuje się przy tym normalizację wskaźników cząstkowych. Normalizacja przebiega według wzoru:

$$X_{\text{norm}} = (X_{\text{obs}} - X_{\text{min}}) / (X_{\text{max}} - X_{\text{min}})$$

gdzie:  $X_{\text{obs}}$  to obserwowana wartość wskaźnika;  $X_{\text{min}}$  oznacza albo teoretycznie najniższą wartość wskaźnika, albo najniższą wartość w określonym zestawie danych;  $X_{\text{max}}$  oznacza albo teoretycznie maksymalną wartość, albo najwyższą wartość pożądaną, albo wartość najwyższą w określonym zestawie danych.

Znaczenie  $X_{\text{max}}$  i  $X_{\text{min}}$  zależy od teoretycznego modelu danych i celu analizy. Takie podejście jest przydatne, gdy różne wskaźniki są wyrażane w różnych skalach wielkościowych i różnych jednostkach, a wymagają one wzajemnego porównania lub też wchodzi łącznie w skład wskaźników złożonych.

Wskaźniki syntetyczne (zintegrowane) bazujące na wartościach znormalizowanych są wykorzystywane w różnych celach, a otrzymanym wskaźnikom różni autorzy nadają różne nazwy, np.:

- ▶ sumaryczny wskaźnik świadczeń ekosystemowych na poziomie krajobrazu (*Multiple Ecosystem Services Landscape Index* – MESLI), będący sumą znormalizowanych wskaźników cząstkowych (Rodríguez-Loinaz i in. 2015);
- ▶ totalny wskaźnik świadczeń ekosystemowych (*Total Ecosystem Service Index* – TESI), liczony jako średnia ze znormalizowanych wartości wskaźników cząstkowych (Dick i in. 2014);
- ▶ złożony wskaźnik świadczeń ekosystemowych (*Ecosystem Services Composite* – ESC), mający w zintegrowany sposób przedstawiać grupę świadczeń, o ogólnym wzorze:  $ESC = (\sum X_{\text{norm } i} * w_i) / N$ , gdzie  $w_i$  oznacza wagę danego świadczenia i w ogólnej wiązce liczącej  $N$  świadczeń (Alam i in. 2016).

Silną stroną podejścia z uwzględnieniem wag jest możliwość redukcji dużej liczby wskaźników cząstkowych, analitycznych do niewielkiej liczby wskaźników syntetycznych, lepiej przemawiających do odbiorcy. Słabą stroną jest natomiast brak znajomości rzeczywistych powiązań między wskaźnikami cząstkowymi i subiektywność nadawania wag.

Niezależnie od przyjętej definicji i konstrukcji wskaźnika, przyjmuje się pewne naukowe i praktyczne kryteria doboru i oceny indyktorów. Wyczerpujący przegląd tego zagadnienia w odniesieniu do większości wskaźników środowiskowych zamieszczono w pracy E. Roo-Zielińskiej i innych (2007), natomiast w przypadku wskaźników świadczeń ekosystemowych najczęściej przyjmuje się następujące kryteria naukowe i praktyczne (Wiggering, Müller 2004; Kandziora i in. 2013a):

- ▶ wskaźnik lub zestaw wskaźników musi zapewniać poprawność naukową poprzez: (1) jednoznaczną reprezentację indykowanego zjawiska; (2) dobrze udowodnioną zależność przyczynowo-skutkową między indykatorem i zjawiskiem indykowanym; (3) optymalną czułość reprezentowania zjawiska; (4) informację odpowiednią do skali przestrzenno-czasowej; (5) możliwość agregacji przestrzennej i czasowej; (6) wysoki stopień zasadności (*validity*) i reprezentatywności wykorzystywanych źródeł danych; (7) wysoki stopień porównywalności z innymi wskaźnikami; (8) dobre spełnianie wymagań statystycznych dotyczących weryfikacji, powtarzalności, reprezentatywności i walidacji wyników;
- ▶ wskaźnik lub zestaw wskaźników musi zapewniać wysoką przydatność praktyczną poprzez: (1) duże znaczenie przy podejmowaniu decyzji politycznych/praktycznych; (2) bezpośrednie odniesienie do działań praktycznych; (3) możliwość określenia stanów normalnych i norm formalnych; (4) dużą zrozumiałość i przejrzystość społeczną; (5) zorientowanie na cele środowiskowe; (6) odpowiednio dobrą mierzalność; (7) dobrą dostępność niezbędnych danych; (8) dostarczanie informacji dotyczącej trendów długookresowych; (9) przydatność dla celów wczesnego ostrzeżenia.

Czasami wymagania formalne w stosunku do wskaźników są formułowane w sposób bardziej ogólny. W ważnym opracowaniu J. Maesa i innych (2014) bezpośrednio wymieniono tylko dwa kryteria, a mianowicie: dostępność danych i przydatność do przekazania odpowiednich informacji dla zarządzających. Pośrednio jednak wspomniano o wiarygodności, odpowiedniości i zasadności oceny. W tym kontekście U. Heink i inni (2016) wskazują na brak określenia poprawności (*validity*) znacznej części wskaźników stosowanych w wielu różnych pracach do określenia większości świadczeń ekosystemowych. Poprawność odnosi się do stopnia, w jakim wskaźnik odzwierciedla znaczenie (wielkość, wartość) indykowanego zjawiska. Wskaźnik uznaje się za poprawny, jeśli dane i teoria podtrzymują interpretację wyników otrzymanych za pomocą indykatora.

Poza ogólnymi kryteriami poprawności naukowej i przydatności praktycznej formułuje się często dodatkowe postulaty z punktu widzenia użyteczności informacji. Przykładowo, Ch. Albert i inni (2016) wskazują na pięć specyficznych wymagań dotyczących zestawów wskaźników z punktu widzenia użytecznej informacji wspomagającej podejmowanie decyzji i zarządzanie przestrzenią: (1) ujmowanie dostawy świadczeń w odniesieniu do obszarów o określonych wymaganiach (np. wyższe znaczenie zaopatrzenia w wodę i rekreacji przyrodniczej w pobliżu dużych miast); (2) możliwość wyjaśnienia czy obserwowane zmiany w użytkowaniu świadczeń wynikają ze zmiany potencjału świadczeń, tras dostarczania świadczeń, zmian w warunkach ekosystemu, zmian w presji ludzkiej czy zmian popytu

na świadczenia; (3) możliwość nie tylko określania bieżącej produkcji i przepływu świadczeń, ale także zdolność ekosystemów do dostarczania ich w przyszłości; (4) możliwość wspomagania podejmowania decyzji w warunkach niepełnej wiedzy, najczęściej na podstawie znajomości ogólnych zależności między potrzebami a dostępnymi świadczeniami; (5) dodatkowo wskazuje się na konieczność precyzyjnego rozróżnienia między naturalnym potencjałem (wewnętrzną cechą ekosystemu) a możliwością korzystania ze świadczenia, często łączącego się z udziałem czynnika antropogenicznego.

Bardziej ogólnie widzą to zagadnienie C. Brown i inni (2014), którzy sformułowali następujące kryteria dobrego wskaźnika: (1) odpowiedni do potrzeb odbiorcy; (2) zrozumiały pod względem konstrukcji, prezentacji i interpretacji; (3) użyteczny dla raportowania, identyfikacji zmian, wczesnego ostrzegania itd.; (4) uzasadniony naukowo, tzn. wynikający z uznanych teorii i związków między wskaźnikiem a przedmiotem indykowanym i bazujący na rzetelnych danych; (5) odpowiednio czuły na zmiany zachodzące w mierzonych świadczeniach; (6) praktyczny i opłacalny. Autorzy ci krytycznie ocenili dotychczasowe osiągnięcia na tym polu, podkreślając, że stworzenie systemu wskaźników świadczeń ekosystemowych jest dużym wyzwaniem gdyż, m.in.: (1) zdolność wskaźników do przekazania informacji na temat świadczeń jest generalnie niska, choć różna w odniesieniu do różnych świadczeń; (2) wskaźniki dostępne dla poszczególnych świadczeń nie mają charakteru kompleksowego i często nie są odpowiednie dla scharakteryzowania kompleksowości świadczeń i płynących z nich korzyści; (3) dla dobrze skonstruowanych wskaźników brakuje odpowiednich danych wejściowych; (4) przy ogólnie niedobrej sytuacji wskaźniki dotyczące świadczeń regulacyjnych i kulturowych prezentują znacznie niższy poziom niż wskaźniki dotyczące świadczeń zaopatrzeniowych.

Ta krytyczna ocena jest zgodna z wynikami metaanalizy, którą przeprowadzili B. Egoh i inni (2012). Dokonali oni zestawienia typów wskaźników związanych z poszczególnymi grupami świadczeń. W grupie wskaźników podstawowych (*primary*) najwięcej różnych wskaźników dotyczyło świadczeń regulacyjnych, a najmniej – zaopatrzeniowych. Podobna zależność dotyczyła wskaźników podrzędnych (*secondary*), dla świadczeń regulacyjnych wykazano aż 90 różnych indyktorów. Jednym z objaśnień tego zjawiska może być fakt, że dla określenia wartości takich świadczeń, jak sekwestracja węgla czy regulacja przepływów wody stosuje się modelowanie, które wymaga wielu różnych danych wejściowych, będących właśnie wskaźnikami podrzędnymi. Inna jest sytuacja w przypadku świadczeń zaopatrzeniowych, gdy wskaźnik podrzędny jest bezpośrednio wykorzystywany jako miara (np. przy mapowaniu) danego świadczenia. Tu należy podkreślić, że pokrycie terenu było jednym z najważniejszych wskaźników podrzędnych dla wszystkich grup świadczeń (stanowił 16% wszystkich analizowanych wskaźników), drugi w kolejności to charakterystyka gleby, a następnie typ roślinności.

Nieco późniejsza, systematyczna analiza 405 artykułów (Boerema i in. 2016) wykazała, że dla każdego z analizowanych 21 świadczeń występują średnio 24 różne miary, co może być odbiciem złożoności poszczególnych świadczeń lub też sugerować brak ogólnej zgody co do treści i zakresu poszczególnych świadczeń. Okazało się również, że dla świadczeń regulacyjnych większość (67%) wskaźników dotyczy właściwości ekosystemu, natomiast dla świadczeń zaopatrzeniowych wskaźnikowane są głównie korzyści i wartości (68% wskaźników). W przypadku świadczeń kulturowych – ze względu na trudności wykonania bezpośrednich pomiarów ich wartości – nieco częściej stosowane są metody bonitacyjne. Z analizy wynika, że mierzenie i ocena świadczeń są jeszcze słabo i nierównomiernie rozwinięte i w zależności od rodzaju świadczenia raz przeważają wskaźniki związane z ujęciem ekologicznym, a innym razem – z ujęciem społeczno-ekonomicznym.

Tu też warto podkreślić niepewność co do wartości stosowania wskaźników różnorodności biologicznej. Niektóre z nich jednoznacznie odzwierciedlają świadczenia ekosystemowe (np. obfitość występowania gatunków użytkowych), inne zaś określają zjawiska będące w niejednoznacznym związku ze świadczeniami (np. wartość kulturowa gatunków rodzimych) – Boykin i inni (2013).

Brak dobrze zdefiniowanych relacji między wskaźnikami a rzeczywistym poziomem potencjału, przepływu lub wykorzystania świadczeń występuje również w ogólnoeuropejskim projekcie MAES (Maes i in. 2014), w którym dla określenia różnych świadczeń proponuje się wskaźniki o zupełnie odmiennym charakterze, w dodatku często związanym z typem pokrycia terenu (tzw. ekosystemy MAES). Ta niekonsekwencja w konstrukcji wskaźników wynika z przyjętego założenia, że dla oceny usług ekosystemowych należy wykorzystywać jedynie powszechnie dostępne dane, gromadzone w poszczególnych krajach w ten sam standaryzowany sposób.

Sposobem na wyeliminowanie tych ograniczeń może być konsekwentne powiązanie wskaźników świadczeń ekosystemowych z ogólnym modelem DPSIR, stanowiącym ramę zalecaną przez Europejską Agencję Ochrony Środowiska do prezentowania wskaźników środowiskowych (EEA 1999). Takie podejście zaproponowali m.in. R.H. Haines-Young i M.P. Potschin (2010b). M. Kandziora i inni (2013a), wykorzystując to podejście, przedstawili kaskadę obejmującą elementy takie jak: Struktury biofizyczne i procesy – mierzalne właściwości ekosystemu → Funkcjonowanie ekosystemu – ekologiczna integralność → Świadczenia ekosystemowe → Korzyści, opisujące wpływ na dobrostan jednostkowy i społeczny → Wartość – względna ważność poszczególnych składników. Każdy segment tej kaskady powinien mieć swój własny zestaw wskaźników, przy czym segment „Świadczenia ekosystemowe” powinien dotyczyć wyłącznie wskaźników przepływu świadczeń z „przyrody” do „społeczeństwa”. W proponowanym podejściu na uwagę zasługuje segment „Funkcjonowanie ekosystemu, czyli ekologiczna integralność”.

Zaproponowano tu konieczność indykowania całego zestawu cech określających poziom integralności i spójności (*integrity*) ekosystemu, takich jak: akumulacja energii, produkcja entropii, zdolność magazynowania substancji, krążenie materii, biotyczne przepływy wody, wydajność metaboliczna, heterogeniczność przestrzeni, różnorodność biotyczna. Dopiero w następnym kroku określano powiązania takich syntetycznych wskaźników (choć niekiedy mierzonych za pomocą prostych wskaźników zastępczych) z konkretnymi świadczeniami lub ich grupami.

W inny sposób wykorzystano koncepcję kaskady w opracowaniu systemu wskaźników dla Finlandii (Mononen i in. 2016). Uznano, że „świadczenia” nie tworzą samodzielnego bloku lecz są procesem obejmującym wszystkie pozostałe segmenty, oraz zmieniono nieco treść poszczególnych segmentów. W ten sposób otrzymano następujący schemat kaskady: (a) struktury i procesy będące podstawą dla funkcjonowania ekosystemu i odzwierciedlające perspektywę przestrzenną potencjału ekosystemów → (b) funkcje niezbędne dla produkcji świadczeń, ujmujące perspektywę czasową → (c) korzyści, czyli materialna lub niematerialna wykorzystana część potencjału świadczeń ekosystemowych → (d) wartość (społeczna, zdrowotna, ekonomiczna i inna) osiągniętych korzyści. W powyższym schemacie segmenty (a) i (b) to ujęcie z perspektywy ekosystemu i różnorodności biologicznej, będące podstawą określania potencjału ekosystemów, a segmenty (c) i (d) to ujęcie dobrostanu ludzi i społeczeństwa. Na podstawie tej kaskady oraz zmodyfikowanego do potrzeb krajowych wykazu świadczeń CICES, opracowano schemat obejmujący 28 świadczeń (10 zaopatrzeniowych, 12 regulacyjnych i 6 kulturowych). Dla każdego ze świadczeń zaproponowano także zestaw czterech wskaźników (łącznie 112) odpowiadających poszczególnym etapom w omówionej wcześniej kaskadzie (Mononen i in. 2016). Jest to jedyny do tej pory system wskaźników konsekwentnie i jednoznacznie ujmujący zarówno wskaźniki potencjału, jak i wykorzystania świadczeń ekosystemowych.

Mimo wyraźnego postępu w ostatnich latach związanego z bardziej precyzyjnym definiowaniem świadczeń i wzrastającym rygoryzmem w stosowaniu wskaźników, w dalszym ciągu panuje na tym polu znaczna dowolność i brakuje podejść ogólnie przyjmowanych za standardowe.

#### 1.1.10. Mapowanie świadczeń ekosystemowych

Mapowanie świadczeń ekosystemowych jest problemem złożonym i obejmuje kilka powiązanych ze sobą zagadnień, z których najważniejsze to: (1) wybór odpowiednich wskaźników poszczególnych świadczeń, (2) dostęp do danych umożliwiających obliczenie wartości wskaźników oraz (3) dobór odpowiedniej jednostki przestrzennej mapowania. Szczególnie istotne jest to ostatnie zagadnienie, gdyż charakter jednostki w bardzo silny sposób wpływa na wiarygodność obrazu przestrzennego

i możliwości jego wykorzystania do celów naukowych i praktycznych. R.U. Syrbe i U. Walz (2012) na podstawie szerokiego przeglądu literatury dokonali zestawienia najczęściej stosowanych pól odniesienia. Według nich różne jednostki wykorzystywane w praktyce można odnieść do następujących kategorii:

- ▶ Pojedyncze płaty, elementy przestrzenne krajobrazu, parcele geodezyjne, czyli najmniejsze jednostki homogeniczne ze względu na założony dobór cech.
- ▶ „Najmniejsza wspólna jednostka geometryczna” wygenerowana automatycznie w GIS przez nałożenie na siebie map różnych komponentów. Takie podejście wymaga bardzo rozległych baz danych o środowisku, a w rezultacie może dać mało logiczny obraz przestrzenny w wyniku olbrzymiej liczby powierzchni o bardzo nieregularnych kształtach. W wielu przypadkach takie powierzchnie można generalizować do jednostek heterogenicznych, w szczególności gdy analizie podlega struktura pokrycia terenu czy zagadnienia związane z różnorodnością biologiczną.
- ▶ Jednostki administracyjne, szczególnie wtedy, gdy wykorzystuje się istniejące dane dotyczące zjawisk społecznych czy planowania przestrzennego. Należy jednak przyznać, że te jednostki, choć ważne z punktu widzenia zarządzania zasobami, nie są zbyt odpowiednie do szczegółowej analizy rozmieszczenia świadczeń ekosystemowych.
- ▶ Zlewnie cząstkowe (lub wyższego rzędu), są użytecznym polem odniesienia dla wszystkich świadczeń związanych z procesami krajobrazowymi zależnymi od wody (zapobieganie powodziom, oczyszczanie wody itp.). Są również przydatne przy określaniu walorów estetycznych krajobrazu i wartościowaniu siedlisk.
- ▶ Tak zwane jednostki naturalne, odzwierciedlające zróżnicowanie komponentów środowiska naturalnego (gleby, geologii, roślinności itp.), szczególnie przydatne przy ocenie świadczeń produkowanych na poziomie krajobrazu.
- ▶ Jednostki krajobrazowe wyróżniane nie tylko na podstawie warunków naturalnych, ale również pokrycia terenu (użytkowania ziemi) i fizjonomii krajobrazu (por. Chmielewski 2012), które są przydatne do oceny większości świadczeń, szczególnie dla dużych obszarów.
- ▶ Regularne sztuczne jednostki geometryczne (np. siatka rastra), stosowane często przy przekalowywaniu danych o bardzo różnej rozdzielczości (por. Nemeč, Raudsepp-Hearne 2013).

Nawet w ramach wyżej zarysowanego schematu możliwa jest wielka różnorodność powierzchni odniesienia, zależna przede wszystkim od celu badań, skali opracowania i dostępnych danych.

W analizach dotyczących przestrzennego rozmieszczenia świadczeń: sekwestracji węgla, produkcji zwierząt hodowlanych oraz dostarczania wody w odniesieniu do



różnorodności biologicznej w skali ogólnoświatowej, posłużono się ekoregionami, dla których dostępne były dane o rozmieszczeniu kręgowców (Naidoo i in. 2008). W pracach o zasięgu lokalnym lub regionalnym identyfikacja świadczeń prowadzona jest najczęściej na poziomie ekosystemu. T. Okruszko i inni (2011) badali świadczenia różnych typów mokradeł, P. Lamarque i inni (2011) łąk, a G. Decocq i inni (2016) czy G. Grilli i inni (2016) lasów, lokalizowanych i rozróżnianych z pomocą różnych baz danych przestrzennych (map): leśnych, obszarów Natura 2000, pokrycia terenu czy topograficznych.

W skali europejskiej najczęstsze są odniesienia do typów ekosystemów określanych na podstawie rodzaju pokrycia lub użytkowania terenu (Metzger i in. 2006; Kienast i in. 2009; Burkhard i in. 2012). Źródłem informacji przestrzennej dla ekosystemów lądowych jest zazwyczaj mapa CORINE Land Cover (Maes i in. 2012a). Ostatnio stosowana jest również klasyfikacja ekosystemów zaproponowana przez Komisję Europejską (Maes i in. 2013) do realizacji celów Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. (Maes i in. 2016). Klasyfikacja ta obejmuje siedem typów ekosystemów lądowych i pięć związanych z wodami śródlądowymi i morskimi.

Analizy świadczeń ekosystemowych, w skali europejskiej, prowadzone są także w sztucznych regularnych jednostkach (np. w polu 1 km × 1 km – Haines-Young i in. 2012), a ich wyniki są generalizowane i przedstawiane dla regionów administracyjnych (NUTs), wydzielanych w celach statystycznych. W badaniach łączy się także jednostki naturalne ze sztucznymi, dla których dostępne są dane statystyczne o użytkowaniu świadczeń (głównie zaopatrzeniowych) (Crossman i in. 2013). Przykładem mogą być badania E. Morri i innych (2014), w których połączono analizy w obrębie dorzecza z podziałem na gminy, by wykazać zależności pomiędzy dostarczaniem i zapotrzebowaniem na wybrane świadczenia związane z retencją i dostawą wody, ochroną gleby oraz sekwestracją węgla. Natomiast P. Vihervaara i inni (2010) w swoich badaniach w Laponii połączyli dane o pokryciu terenu i użytkowaniu z podziałem na okręgi hodowli reniferów.

Dla niektórych świadczeń kulturowych znalezienie pola odniesienia jest trudne. Przykładem mogą być przeżycia duchowe rzadko przedstawiane na mapach. Zazwyczaj miejsca, w których mogą być realizowane/dostarczane zaznacza się punktowo (Raymond i in. 2009), ponieważ związane są ze specyficznymi elementami czy strukturami krajobrazowymi. S. Chmielewski z zespołem (2017) do kartowania potencjału inspiracji artystycznych krajobrazu, jako pola podstawowe zastosowali jednostki struktury fizjonomicznej krajobrazu: wnętrza krajobrazowe i płyty zwartego pokrycia terenu, odwzorowywane w dziełach malarskich i kadrach fotograficznych. Preferencje użytkowników świadczeń kulturowych, w stosunku do różnych elementów (np. pasy zadrzewień) i struktur krajobrazowych (np. mozaika pól i lasów), badali także m.in. D.B. van Berkel i P.H. Verburg (2014).

W wielu pracach, których podstawą są badania społeczne, świadczenia (wszystkie typy) są oceniane dla całego obszaru badań (parku narodowego, regionu), bez rozróżnienia na typy ekosystemów znajdujące się w jego granicach (Castro i in. 2011; Allendorf, Yang 2013; Casado-Arzuga i in. 2013; Kulczyk i in. 2016).

W ostatnich latach ukazało się wiele opracowań syntetyzujących wyniki kartowania ekosystemów z wykorzystaniem możliwości GIS. Mapowano jednostki fizycznogeograficzne różnej rangi i przepływ usług ekosystemowych do społeczeństwa, a także wartości ekosystemów ze względu na usługi ekosystemowe (Braat 2013; Braat i in. 2013; Brown i in. 2015ab; Liquete i in. 2015). Omawiana w pracach metodologia, którą zastosowano przy identyfikacji oraz kartowaniu elementów krajobrazu/ekosystemu, uwzględnia ich wielofunkcyjność i potencjalne zyski jakie docierają z nich do społeczeństwa (Burkhard i in. 2012, 2014). Stosowane metody polegają zwykle na ocenie ilościowej i kartowaniu naturalnej zdolności ekosystemów/krajobrazów do dostarczania usług, a także wyznaczeniu kluczowych siedlisk i korytarzy ekologicznych dla organizmów.

Realizowane w różnych projektach badania odnoszą się do różnej skali przestrzennej – od regionalnej do globalnej (Maes i in. 2013). Wspomnieć należy o badaniach realizowanych dla całego kontynentu europejskiego. Analizą objęto terytoria 27 krajów Unii Europejskiej (Liquete i in. 2015), w których oceniano dostawę ośmiu usług regulacyjnych i wspomagających (regulacja jakości powietrza, zapobieganie procesom erozyjnym, regulacja przepływu wody, ochrona nadbrzeży, zapylenie, utrzymanie struktury i jakości gleby, oczyszczanie wody, regulacja klimatu), oraz kluczowe właściwości siedliskowe dla populacji dużych ssaków, takie jak: duże powierzchnie leśne pokryte gęstym lasem, odporność krajobrazu, korytarze dla dzikiej zwierzyny itp. Ich wyniki pokazują, że obszary zapewniające najwięcej usług i naturalnych siedlisk pokrywają 23% Europy i są określane jako kluczowe w nazywanej przez autorów „zielonej sieci” (*green infrastructure* – GI), a 16% jako pomocnicze. Inna grupa prac omawia przestrzenne zależności między jednostkami fizycznogeograficznymi, np. krajobrazami i przepływem między nimi usług ekosystemowych (Burkhard i in. 2009; Brown i in. 2015ab).

Cenny wkład w rozwój wiedzy o świadczeniach ekosystemowych mają badania empiryczne polegające na zastosowaniu metody kartowania partycypacyjnego (*public participation GIS* – PPGIS) – Brown, Fagerholm (2015). Partycypacyjne kartowanie przestrzeni to grupa metod i technik łączących kartografię tradycyjną z metodami badań społecznych. Badacze przenoszą na mapy zarówno dane odnoszące się do przestrzeni fizycznogeograficznej, jak i informacje pochodzące z badań społecznych, np. ankiet. Autorzy niejednokrotnie zwracają uwagę, że w celu wypracowania porównywalnej analizy ekologiczno-ekonomicznej usług ekosystemowych potrzebna jest normalizacja zasad wszechstronnej oceny funkcjonowania



ekosystemów, dóbr i usług. Stanowi to wyzwanie do stworzenia wzorców typologii i klasyfikacji przydatnych do wyceny dóbr i usług ekosystemowych.

Ogromną rolę w mapowaniu usług ekosystemowych i ich wskaźników odegrała – wcześniej opisana w tekście – inicjatywa MAES. Jednym z jej rezultatów będzie Cyfrowy Atlas MAES, który ma na celu przedstawienie mapy typów ekosystemów i usług ekosystemowych w Europie. Zebrane informacje, sukcesywnie opracowywane, będą opublikowane w skali europejskiej, na szczeblu krajowym lub regionalnym. Kompletna zawartość Atlasu MAES przewidziana jest na 2020 rok. Ze strony Polski wśród jednostek badawczych biorących udział w mapowaniu i ocenie ekosystemów i ich usług, wymienić należy Centrum UNEP/GRID-Warszawa (Zakład Narodowej Fundacji Ochrony Środowiska). Ekspertyza wykonana przez Centrum na zlecenie Ministerstwa Środowiska pt. „Mapowanie i ocena ekosystemów i ich usług w Polsce” przyczyniła się do wdrażania zapisów Unijnej strategii ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r. poprzez adaptację do warunków krajowych metodologii i wytycznych zawartych w raportach grupy roboczej MAES (Mikołajczyk 2016). Dzięki wykorzystaniu narzędzi GIS, zróżnicowanie przestrzenne ekosystemów i potencjał do świadczenia usług ekosystemowych zapisane zostało w formie baz danych przestrzennych, co umożliwia wykonywanie szeregu adaptacji oraz wizualizację kartograficzną wyników. Warto odnotować, że przetestowanie i dostosowanie metodyki oceny i wyceny usług ekosystemowych opracowanej przez Komisję Europejską wykonano wcześniej dla skali lokalnej na obszarze Ramsar – Wigierski Park Narodowy (Andrzejewska i in. 2014).

#### 1.1.11. Społeczna percepcja świadczeń ekosystemowych

Przy realizacji przedsięwzięć związanych z zarządzaniem świadczeniami ekosystemowymi coraz częściej wykorzystuje się wskazania opinii publicznej. Zwiększa to liczbę zadowolonych użytkowników ekosystemów i prowadzi do wzmocnienia świadomości społecznej (Felipe-Lucia i in. 2015). Wzrasta również liczba badań społecznych dotyczących oceny świadczeń ekosystemowych, które odzwierciedlają ich rzeczywistą wartość dla ludzi (Scholte i in. 2015).

Przy waloryzacji świadczeń, aby była ona obiektywna i miarodajna, bardzo istotne jest uwzględnienie opinii wszystkich potencjalnych użytkowników (osób, które mają realny wpływ na przedmiot badań lub mogą ich dotyczyć decyzje z nim związane – Freeman 2010). W praktyce, badania prowadzone są na odpowiednio dużej próbie reprezentującej daną społeczność, zróżnicowanej pod względem cech indywidualnych (wiek, płeć, miejsce zamieszkania, wykształcenie, zawód, dochód itd.), ról społecznych czy sposobu użytkowania ekosystemów (Chan i in. 2012). To ostatnie kryterium jest szczególnie istotne przy wykorzystywaniu opinii społecznej do podejmowania decyzji dotyczących zarządzania świadczeniami

*Dalsza część książki dostępna w wersji  
pełnej.*

